



Botello, A.V., 2005. Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 261-268. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Características, Composición y Propiedades Fisicoquímicas del Petróleo

Alfonso V. Botello

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

15

RESUMEN

En esta contribución se describen las propiedades físicas y químicas para los diferentes componentes de los hidrocarburos del petróleo como los alcanos, los compuestos aromáticos y los polares. Se analiza el nivel del conocimiento sobre la contaminación por petróleo en áreas costeras del Golfo de México y Caribe.

ABSTRACT

In this contribution the main chemical and physical properties are described for the different groups of petroleum hydrocarbons as the alkanes, aromatic and polar compounds. The level of knowledge on petroleum pollution in coastal areas with emphasis in the Gulf of Mexico and Caribbean is discussed.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la contaminación por petróleo en los océanos mundiales y zonas costeras enfrenta dos aspectos opuestos de las actividades humanas: primero la alteración de los ecosistemas marinos y costeros originada por las operaciones de extracción, refinación, transporte, almacenamiento y uso del petróleo como la principal fuente de energía, y segundo la innegable necesidad de preservar y proteger a los recursos marinos para nuestros usos actuales y los de las generaciones futuras (NRC, 1985).

Durante la pasada década se han reportado notables avances relacionados con las investigaciones sobre la presencia, destino y efectos del petróleo en el ambiente marino, de tal manera que los conceptos y suposiciones del comportamiento del petróleo en el mar hoy son completamente diferentes a los que se tenían en 1975. Actualmente es bien reconocido y estudiado que el petróleo en los mares está sujeto a la acción de una serie de factores físicos, químicos y biológicos, los cuales varían en importancia y ejercen su efecto de manera distinta sobre los diferentes componentes del petróleo y que además de su interacción, resulta sumamente complejo el definir las fuentes de los hidrocarburos que están presentes en los sistemas costeros.

Por ejemplo, en latitudes frías o templadas la turbulencia y la degradación bacteriana presentan un efecto mayor que la disolución y procesos de dispersión del petróleo, en tanto que en aguas tropicales la oxidación fotoquímica y la transformación microbiana son los factores más importantes para la degradación y el intemperismo del mismo (Harvey, 1987). Por desgracia, estas nuevas conclusiones fueron comprobadas solamente después de infortunados accidentes y derrames de petróleo en zonas costeras, siendo dignos de mencionarse por su magnitud, los provocados por las embarcaciones "Florida" en Buzzards, Massachusetts (630 toneladas), el "Arrow" en Chedabucto Bay, Nova Scotia (10,000 toneladas), el "Amoco Cadiz" en las costas de Francia (50,000 toneladas) y muy recientemente el "Exxon Valdez" en las costas de Alaska (> 100,000 toneladas).

Especial mención merecen los derrames en el Golfo de México del Pozo Ixtoc-I en las costas de Campeche. Se consideró el mayor a escala mundial y en donde durante 9 meses se derramaron en las aguas marinas más de 3'100,000 barriles de petróleo crudo. En este contexto debe resaltarse que los aportes de petróleo en los océanos también pueden provenir de otras fuentes, como son el transporte atmosférico, la quema de hulla y madera, así como la combustión de automotores, la cual produce hidrocarburos aromáticos policíclicos semejantes a los contenidos en el petróleo crudo. Recientemente se ha determinado que el aporte de petróleo en los mares no está restringido a las zonas de exploración y producción, sino también a los sitios donde existan filtraciones naturales del fondo oceánico y muchas otras áreas que antes se consideraban prístinas, las cuales están sujetas a una posible contaminación proveniente de la movilización y el transporte marítimo del petróleo; así como las descargas de desechos municipales e industriales de las ciudades o puertos cercanos a ellas (Atwood *et al.*, 1988).

Como el Golfo de México se sitúa geográficamente dentro de la cuenca del Gran Caribe es necesario mencionar que esta región es una de las más grandes productoras de petróleo en el mundo. Las principales áreas de producción incluyen: Louisiana, EUA; costas de Texas, EUA; bahía de Campeche, México; lago Maracaibo, Venezuela y Golfo de Paria, Trinidad y Tobago; las cuales están consideradas además, como zonas de alto riesgo para accidentes petroleros (Fig. 1) (Rodríguez, 1981). La producción de petróleo en la plataforma marina del Gran Caribe fue de más de 400,000 toneladas métricas por día en 1978 y desde entonces ha tenido una significativa expansión, sobre todo por las operaciones de México, Venezuela y Trinidad-Tobago. Así, se considera que actualmente son transportados en la región más de 5 millones de barriles de petróleo (BP) por día lo cual genera un intenso tráfico de tanqueros (Fig. 2), estimándose que las descargas de petróleo por el lavado de buques-tanque en el Gran Caribe podría ser de aproximadamente 7 millones de barriles/año (IMCO, 1979). Otros

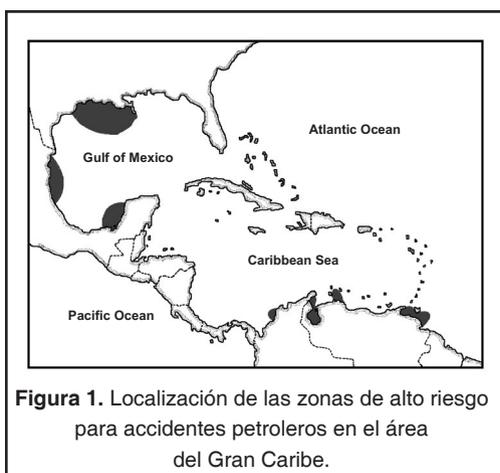


Figura 1. Localización de las zonas de alto riesgo para accidentes petroleros en el área del Gran Caribe.

aportes importantes son la carga y descarga de buques-tanque en los puertos marítimos, así como la liberación del lastre el cual comúnmente lleva petróleo emulsionado con agua.

También en el área del Gran Caribe están localizados importantes sitios de filtraciones naturales de petróleo, como las costas de Texas, EUA y Tamaulipas, México; las costas de Venezuela y la cordillera de Barbados (NAS, 1985). Su contribución relativa de petróleo en el ambiente marino de la región no está del todo conocida, pero sin duda es significativa en algunas áreas como la porción Oeste del Golfo de México, Trinidad y Barbados (NAS, 1985).

A partir de 1975, México desarrolló su tecnología de explotación petrolera en la plataforma marina del Golfo de México y por ende, desde entonces intensifica su producción siendo en la actualidad mayor a los 3 millones de BP/día; de los cuales el 75% proviene de las plataformas de la Sonda de Campeche y desde ahí es movilizado por ductos submarinos a boyas flotantes de carga (Cayo Arcas, Campeche) o a puertos de almacenaje (Dos Bocas, Tabasco) y puertos de transformación y refinación (Coatzacoalcos, Veracruz y Salina Cruz, Oaxaca). Conjuntamente a esto se crean puertos industriales (Altamira, Tamaulipas y Coatzacoalcos, Veracruz) con industrias conexas a la transformación y refinación del petróleo lo cual trajo consigo un impresionante y acelerado desarrollo industrial de la región costera del Pacífico y el Golfo de México, originándose a la vez problemas de contaminación en la zona costera con sus consecuentes impactos y efectos sobre los valiosos recursos que habitan estos ecosistemas.

Por todo lo anterior, la contaminación por petróleo, está considerada como uno de los principales problemas ambientales en la cuenca del Gran Caribe y por ende de la zona costera del Pacífico y Golfo de México, la cual se incrementa día con día debido al uso del petróleo como el principal recurso energético del planeta.

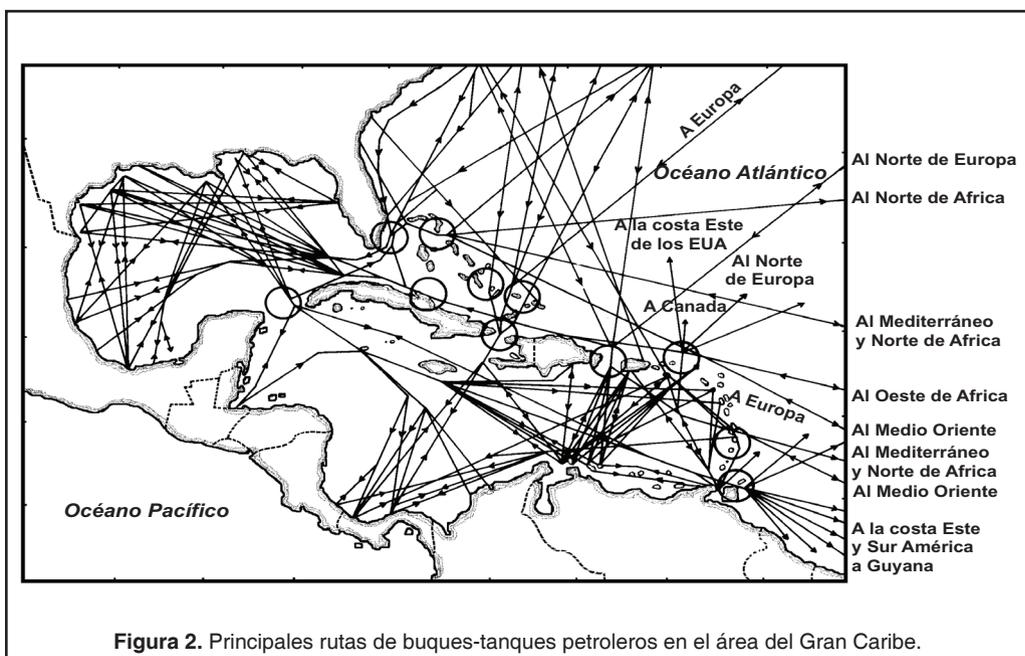


Figura 2. Principales rutas de buques-tanques petroleros en el área del Gran Caribe.

CARACTERÍSTICAS Y COMPOSICIÓN QUÍMICA

Las fuentes por las cuales los hidrocarburos son introducidos al ambiente marino son numerosas y el número de los componentes individuales en los diferentes tipos de petróleo es muy grande, esto crea enormes retos al analista químico para su identificación y caracterización. También el dilema de interpretación se agrava, debido a la alteración del petróleo, ya sea por mecanismos fisicoquímicos (foto-oxidación, evaporación, dilución) o bien por el efecto de los microorganismos que están presentes en la columna de agua o los sedimentos. Así, la composición química de los petróleos de las diferentes regiones productoras, y aun los provenientes de una misma región varían ampliamente, ya que contienen miles de diferentes compuestos químicos originados y ensamblados durante su diagénesis o formación geoquímica.

Los principales componentes del petróleo son los hidrocarburos (compuestos químicos que contienen únicamente hidrógeno y carbono), los cuales representan el 50-98% en relación a la composición total (Clark y Brown, 1977).

El carbono (80-87%) y el hidrógeno (10-15%) son los principales y más abundantes elementos en el petróleo, aunque otros como el azufre (0-10%), nitrógeno (0-1%) y el oxígeno (0-5%) están presentes en cantidades menores ya sea en su forma elemental o bien como constituyentes heterocíclicos y grupos funcionales. También se reportan algunos metales traza como Vanadio, Níquel, Hierro, Aluminio y Cobre, cuya concentración va dependiendo del tipo de petróleo crudo y la región en donde se formó.

Así, los hidrocarburos del petróleo consisten en compuestos saturados de cadena lineal (alcanos), compuestos acíclicos (cicloalcanos) y compuestos aromáticos conteniendo cuando menos un anillo bencénico en su estructura molecular (Fig 3.).

Los alcanos a su vez pueden ser saturados de cadena lineal o isoalcanos de cadena ramificada con la fórmula general C_nH_{2n+2} y con átomos de carbono desde C_1 hasta C_{40} y en

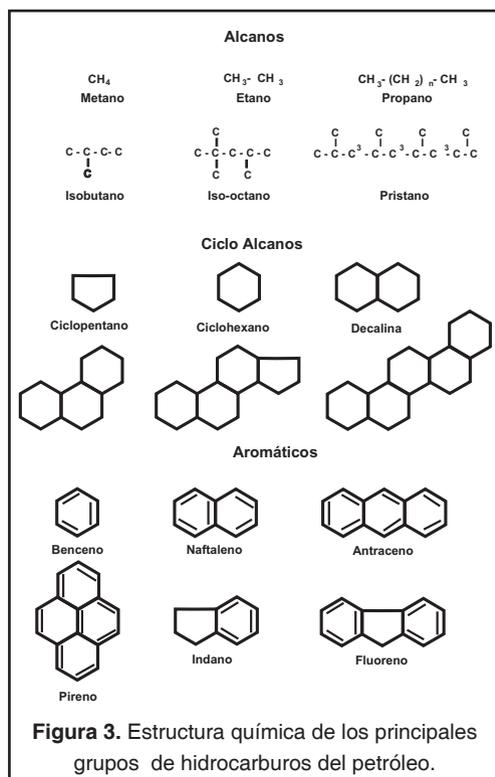


Figura 3. Estructura química de los principales grupos de hidrocarburos del petróleo.

ocasiones se han reportado cadenas con más de 60 átomos de carbono (Posthuma, 1977).

Por encima de 13 átomos de carbono (C_{13}) el grupo más importante de cicloalcanos son los hidrocarburos isoprenoides, conformados por unidades de isopreno, siendo el Pristano (C_{19}) y el Fitano (C_{20}) los más abundantes en los petróleos, aunque se han reportado series isoprenoides hasta con 40 átomos de carbono.

Los alcanos cíclicos consisten de compuestos en los cuales todos o algunos de los átomos de carbono están arreglados molecularmente formando anillos. La gran mayoría de estos compuestos cíclicos contienen una serie de constituyentes de importancia menor y que a semejanza de los isoprenoides también están formados por precursores específicos ya sea de plantas o animales (Posthuma, 1977) y además son empleados como "marcadores moleculares" de gran uso e importancia en estudios geoquímicos y del comportamiento de derrames (Albaigés y Albrecht, 1979).

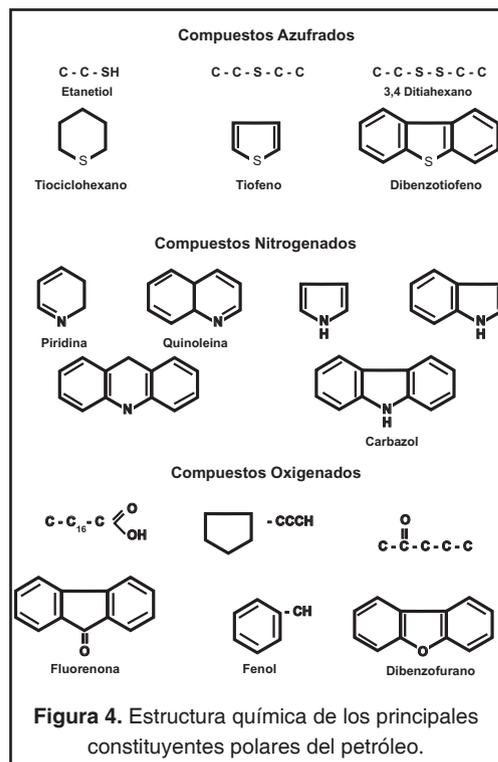
Los hidrocarburos aromáticos son usualmente menos abundantes que los saturados y contienen uno o más anillos bencénicos íntimamente ligados o conectados en su estructura molecular, estos pueden presentarse como no-sustituídos o bien presentar una sustitución en un átomo de hidrógeno por grupos metilo, denominándose a este proceso *alquilación* y la cual se da con mayor grado en los hidrocarburos aromáticos de dos (naftalenos) o tres (antraceno y fenantreno) anillos bencénicos. El grupo de los hidrocarburos aromáticos policíclicos lo conforman aquellos compuestos cuya estructura molecular se origina por la unión de 3 o más anillos bencénicos, siendo ejemplos de estos: pireno, criseno, benzoantraceno, benzopireno, benzofluoreno, benzofluoranteno y perileno (Fig. 3).

Los constituyentes polares del petróleo (Fig. 4) pueden ser agrupados en seis clases de acuerdo a Posthuma (1977): a) compuestos con azufre; b) compuestos con nitrógeno; c) porfirinas d) compuestos con oxígeno; e) asfaltenos y f) metales pesados.

Los compuestos azufrados comprenden al grupo más importante de los constituyentes polares y aunque el azufre se encuentra unido a grupos orgánicos también puede estar presentes concentraciones tan altas como el 1% de la composición total

Los organosulfurados consisten de tioles, disulfuros, sulfuros, sulfuros cíclicos y tiofenos. Debe hacerse notar que los benzotiofenos y dibenzotiofenos son importantes constituyentes en las fracciones de alto peso molecular en muestras ambientales (Jewell, 1980).

El nitrógeno esta presente en todos los petróleos crudos en forma básica y no-básica. Los compuestos básicos comprenden a las piridinas, quinoleinas, benzoquinoleinas y acridinas en tanto lo no-básicos son los pirroles, indoles, carbazoles y benzocarbazoles (Clark y Brown, 1977; Posthuma, 1977). Las porfirinas son moléculas conteniendo nitrógeno derivadas de la clorofila y se forman por la unión de 4 anillos pirrólicos, se presentan también como complejos organometálicos de vanadio y níquel.



El oxígeno en los petróleos crudos (0-2%) se encuentran principalmente en las fracciones de destilación por encima de 400°C, y constituye parte de los fenoles, ácidos carboxílicos, cetonas, ésteres, lactonas y éteres.

El petróleo contiene también una fracción significativa de (0-20%) de materiales de alto peso molecular (1,000 a 10,000) constituido por moléculas mixtas de hidrocarburos con algunos compuestos polares, a los cuales se les denominan asfaltenos. Su estructura es muy compleja y está formada por 10 a 20 anillos con cadenas laterales de hidrocarburos alifáticos y nafténicos las cuales contribuyen a las propiedades del petróleo durante su formación geoquímica.

Finalmente, el vanadio y níquel son los elementos metálicos más abundantes en el petróleo y en ocasiones alcanzan concentraciones a las 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).

PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS

Alcanos

En la tabla 1 se enlistan las principales constantes físicas de la mayoría de los alcanos. Es notable que, tanto los puntos de ebullición como los de fusión, se incrementan a medida que aumentan los átomos de carbono en la molécula de estos. Excepto por aquellos más sencillos, el punto de ebullición se incrementa de 20 a 30°C por cada átomo de carbono que se agrega a la cadena y este aumento se mantiene no solo para los alcanos, sino también

para sus series homologas. Por otro lado, el incremento en su punto de fusión no es tan regular, ya que las fuerzas intramoleculares en un cristal no dependen solamente del tamaño de las moléculas, sino también de que tanto se acoplen estas a los láctices del cristal (Morrison y Boyd, 1973).

Los primeros 4 n-alcanos son gases (metano, etano, propano y butano), los 13 siguientes (C₅ al C₁₇) son líquidos y todos aquellos con 18 o más átomos de carbono en su molécula son

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los principales n-alcanos y cicloalcanos.

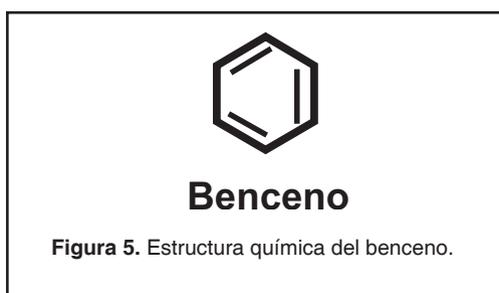
Nombre	Fórmula	Punto de Fusión °C	Punto de Ebullición °C	Densidad g/ml
Alcanos				
Metano	CH ₄	-183	-162	-
Etano	CH ₃ CH ₃	-172	-88.5	-
Propano	CH ₃ CH ₂ CH ₃	-187	-42	-
n-Butano	CH ₃ (CH ₂) ₂ CH ₃	-138	0	-
n-Pentano	CH ₃ (CH ₂) ₃ CH ₃	-130	36	0.626
n-Hexano	CH ₃ (CH ₂) ₄ CH ₃	-95	69	0.659
n-Heptano	CH ₃ (CH ₂) ₅ CH ₃	-90.5	98	0.684
n-Octano	CH ₃ (CH ₂) ₆ CH ₃	-57	16	0.703
n-Nonano	CH ₃ (CH ₂) ₇ CH ₃	-54	151	0.718
n-Decano	CH ₃ (CH ₂) ₈ CH ₃	-30	174	0.730
n-Undecano	CH ₃ (CH ₂) ₉ CH ₃	-26	196	0.740
n-Dodecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₀ CH ₃	-10	216	0.749
n-Tridecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₁ CH ₃	-6	234	0.757
n-Tetradecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₂ CH ₃	5.5	252	0.764
n-Pentadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₃ CH ₃	10	266	0.769
n-Hexadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₄ CH ₃	18	280	0.775
n-Heptadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₅ CH ₃	22	292	-
n-Octadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₆ CH ₃	28	308	-
n-Nonadecano	CH ₃ (CH ₂) ₁₇ CH ₃	32	320	-
n-Eicosano	CH ₃ (CH ₂) ₁₈ CH ₃	36	-	-
Cicloalcanos				
Isobutano	(CH ₃) ₂ CHCH ₃	-159	-12	-
Isopentano	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CH ₃	-160	28	0.620
Neopentano	(CH ₃) ₄ C	-17	9.5	-
Isohexano	(CH ₃) ₂ CH(CH ₂) ₂ CH ₃	-154	60	0.654
3-metilpentano	(CH ₃) ₂ CH(CH ₃)CH ₂ CH ₃	-118	63	0.676
2,2 Dimetilbutano	(CH ₃) ₃ CCH ₂ CH ₃	-98	50	0.649
2,3 Dimetilbutano	(CH ₃) ₂ CHCH(CH ₃) ₂	-129	58	0.668

sólidos. Son solubles en disolventes no polares como el benceno, éter y cloroformo e insolubles en agua y otros disolventes con alta polaridad, y también actúan como disolventes de compuestos de baja polaridad. Su densidad se incrementa con el tamaño de la molécula, pero tiende a mantenerse en un nivel de 0.8 g/ml siendo por lo tanto, menos densos que el agua.

Hidrocarburos Aromáticos

Estos compuestos tienen por lo menos, un anillo de 6 átomos de carbóno, el cual presenta a su vez un sistema continuo de dobles enlaces conjugados. Las reacciones características de un hidrocarburo aromático son del tipo de *substitución electrofílica* (iónicas) esto marca un contraste con las reacciones de adición electrofílica de los alquenos (Morrison y Boyd, 1973).

El más conocido y mejor estudiado de los hidrocarburos aromáticos es el benceno, al cual se le considera como la base de los miembros de la familia de compuestos aromáticos. De



acuerdo con la determinación de su análisis elemental y los datos de peso molecular, la fórmula molecular del benceno es C_6H_6 , en donde los seis átomos de hidrogeno ocupan posiciones equivalentes y se encuentran unidos a cada uno de los átomos de carbono. A partir de estos datos se puede concluir que el benceno tiene el esqueleto estructural de la figura 5.

Propiedades Físicas

Todos los hidrocarburos aromáticos son líquidos o sólidos a temperatura ambiente y sus puntos de ebullición están cercanos a los de los cicloalcanos correspondientes.

Los hidrocarburos aromáticos son poco polares o no polares. Los enlaces polares de otras moléculas pueden tener una débil atracción hacia los electrones de los anillos aromáticos; por este motivo, algunos compuestos que no se disuelven en los alcanos son fácilmente solubles en los hidrocarburos aromáticos. De aquí el extensivo uso de estos como disolventes industriales y en el laboratorio.

En la tabla 2 se anotan las principales propiedades físicas de algunos compuestos aromáticos.

La unión de dos anillos bencénicos produce hidrocarburos aromáticos policíclicos como el Naftaleno (2 anillos), Antraceno y Fenantreno (3 anillos), Pireno (4 anillos) y Benzo-pireno (5 anillos). Algunos de estos compuestos se han investigado extensivamente con relación a sus propiedades cancerígenas como es el caso de 3-4 benzopireno (Fig. 4).

LITERATURA CITADA

- Albaigés, J., y P. Albrechr, 1979.** Fingerpriting marine pollutant hydrocarbons by computerized gas chromatography mass spectrometry. *Intern J. Environ. Anal. Chem.*, 6: 171-190.
- Atwood, K.D., JF. Burton, E.J. Corredor, R.G. Harvey, J.A. Mata, A.V. Botello, y A.B. Wade, 1988.** Petroleum pollution in the Caribbean. *Oceanus*, 30 (4): 25-32.
- Clarck, R.C. y D. W. Brown, 1977.** Petroleum, properties and analices in biotic systems, p 1-89. *In*: D.C. Malins (Ed). Effects of Petroleum on Artic and Subartic Marine Environments and Organisms Vol. 1. Academy Press, New York.
- Harvey, R. G., 1987.** A personal overview of oil in the marine environment. *Caribb Jour. Sci.*, 23: 5-9.
- Intergovernmental Maritime Consultative Organization (IMCO), 1979.** Report on Suty. IV. Clean tanks or ballast prior to vessel sailing. IMCO Paper MP XIII 6 London.
- Jewell D.M. 1980.** The role of nonhydrocarbons in the analysis of virgin and biodegraded petroleum, p. 219-235. *In*: L. Petrakis and F.DT. Weiss, (Eds). Petroleum in the Marine Environment. Advances in Chemistry, Series Nº 185, American Chemical Society, Washington D.C.

Tabla 2. Principales propiedades físicas de algunos compuestos aromáticos.

Nombre	Fórmula	Punto de Fusión °C	Punto de Ebullición °C	Densidad a 20°C (g/ml)
Benceno	C ₆ H ₆	5.5	80	0.874
Tolueno	C ₆ H ₅ CH ₃	-95	111	0.862
Etilbenceno	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₃	-95	136	0.863
Propilbenceno	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₂ CH ₃	-100	1259	0.858
Isopropilbenceno	(CH ₃) ₂ CHC ₆ H ₅	-96	152	0.858
O-Xileno	O-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	-25	144	0.876
m-Xileno	m-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	-48	139	0.860
p-Xileno	p-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	13	138	0.857
1,2,3 Trimetilbenceno	1,2,3-O-(CH ₃) ₃ C ₆ H ₃	-25	176	0.890
1,2,5 Trimetilbenceno	1,2,5-O-(CH ₃) ₃ C ₆ H ₃	-44	169	0.872
Estireno	C ₆ H ₅ CH=CH ₂	-31	145	0.901
Bifenilo	C ₆ H ₅ -C ₆ H ₅	-69	255	-
Naftaleno	C ₁₀ H ₈	80	218	0.975

Koons C.B. 1973. 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 effect of petroleum in the marine environment. Vol II National Environment Science. Washington D.C.

Morrison, T.R. y N.R. Boyd, 1973. Organic Chemistry, 3rd edition. Allyn and Bacon Eds. Boston, Mass, USA 1258 p.

NAS, 1985. Petroleum in the Marine Environment. National Academy of Science, Workshop on inputs, fates and the effects of petroleum in the marine environment. Airlie House. Virginia. May 21-25, 1973. 107 p.

National Research Council, 1985. Oil in the Sea, Inputs, Fates and Effects. National Academy Press. Washington D.C.

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

Rodriguez A. 1981. Marine and coastal environmental stress in the Wider Caribbean Region. *Ambio*, 10:283-294.

Ponce Vélez, G., y A. V. Botello, 2005. Niveles de hidrocarburos en el Golfo de México, p. 269-298.
In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Niveles de Hidrocarburos en el Golfo de México

Guadalupe Ponce Vélez y Alfonso V. Botello

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

16

RESUMEN

En este capítulo se presenta la información existente desde hace más de veinte años sobre las concentraciones de hidrocarburos en su forma dispersa en la columna de agua de ríos, lagunas, estuarios y las áreas costeras de la región del Golfo de México y del Mar Caribe, incluyendo la presencia de los hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos y organismos costeros. Se analiza brevemente el posible impacto que tuvo en los ecosistema costeros de la región el derrame petrolero del pozo Ixtoc-I y de forma complementaria, se discute la importancia de evaluar el carbono isotópico con el fin de caracterizar las fuentes principales de materia orgánica en el sureste del Golfo de México

ABSTRACT

The information previously generated on levels of dissolved/ dispersed hydrocarbons in rivers, coastal lagoons and coastal areas of the Gulf of Mexico is presented, including the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and biota. Also, the impacts of the Ixtoc-I oil spill in the Campeche Bay are discussed, as well as the importance in to measure the carbon isotope ratios to characterize the main sources for organic matter in the southeast Gulf of Mexico.

INTRODUCCIÓN

La zona costera que abarca áreas protegidas como lagunas, estuarios, ríos, bahías, constituye uno de los principales recursos naturales de los países litorales. En estas regiones se da una interacción importante y poco conocida entre los diversos ecosistemas que coexisten bajo un amplio margen de condiciones físicas, químicas y biológicas; juegan un papel determinante en el desarrollo económico y social de las naciones que las poseen, incidiendo directamente en la producción de alimentos a través de la pesca y la acuicultura, el transporte, la construcción y la administración de puertos e industrias y de forma más reciente en el crecimiento y expansión de las zonas urbanas y recreativas.

El impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas costeros ha sido poco entendido y se ha subestimado; existe una aceptación generalizada de la capacidad finita de las aguas costeras para amortiguar las presiones del hombre y sus actividades, además de reconocer la complejidad del impacto provocado por las mismas, por lo que todos los recursos vivos o no presentes en la zona costera, no pueden considerarse disponibles para utilizarlos indiscriminadamente.

Actualmente existen algunos aspectos significativos relacionados con la interacción del hombre en el ambiente costero y marino:

- 1) Los cambios ambientales pueden desencadenarse en período relativamente corto.
- 2) Puede evitarse el deterioro ambiental si se consideran modificaciones y medidas de mitigación acorde con las actividades humanas realizadas en la zona costera.
- 3) A través de la generación de conocimiento pueden derivarse beneficios importantes para los ecosistemas costeros y marinos.

El Golfo de México es uno de las regiones petroleras más grandes del mundo. La porción sureste es altamente productiva de petróleo y contiene más del 80% de las reservas total del crudo (Brooks, 1990). La exploración en la cuenca del sureste, que abarca Salina Cruz,

Chiapas, Tabasco, Campeche y Macuspana, comenzó a finales de 1920s y los principales descubrimientos ocurrieron en los 1950s para la cuenca Salina y en los 1970s e inicios de los 1980s para las áreas de Chiapas-Tabasco y Campeche; con excepción de la cuenca Macuspana, la cual es básicamente de gas, todas las cuencas son de petróleo. Los recursos petroleros de estas cuencas están concentrados en el área de la Sonda de Campeche, la cual tiene más del 95% de las reservas así como la producción total de México (Guzmán-Vega y Mello, 1999).

A partir de la década de los 1950s donde iniciaron las actividades petroleras en la zona norte del Golfo de México, ha ocurrido un crecimiento acelerado de las mismas y es en estos últimos 25 años donde la importancia de este energético ha sido de tal magnitud que la economía del país depende en un alto porcentaje de las reservas, venta y distribución de este recurso. Se deben considerar seriamente sus consecuencias negativas actuales y futuras y simultáneamente conservar esta invaluable riqueza para las próximas generaciones de mexicanos.

Sin duda, la contaminación marina por petróleo y sus derivados en las costas mexicanas es el problema de mayor importancia ecológica en la actualidad. Esto se debe a que nuestro país es uno de los principales productores y exportadores de petróleo y sus derivados para Latinoamérica, Estados Unidos, Canadá, Europa y Asia; en el Golfo de México se localizan las más grandes provincias petroleras del mundo, cuyos recursos se estiman entre 2.24 y 21.9 bbl de petróleo crudo y de 5.48 a 44.4 tct de gas natural (Foote *et al.*, 1983); en octubre de 2003 se alcanzó la producción máxima de petróleo con la cifra de 3'688,000 barriles, generando un ingreso de 341 mil millones de pesos para este mismo año lo cual representó el 54% de las ventas totales nacionales, es importante mencionar que la empresa paraestatal Petróleos Mexicanos destinó 19 mil millones de pesos para el rubro ambiental.

Así, este litoral mexicano no sólo es la región de mayor importancia en la producción y pro-

cesamiento de hidrocarburos en el Continente Americano sino que se trata también de la mayor área de perforaciones en la plataforma continental en el mundo; las principales rutas de salida de los productos petroleros se extienden en las terminales marítimas del área de Campeche, Tabasco y Veracruz y se moviliza a través del estrecho de la Florida hacia la costa Este de los Estados Unidos, Canadá, el Norte de Europa y algunos sitios del Mediterráneo. De igual forma, el petróleo mexicano es movilizado hacia el Sur mediante el Canal de Yucatán hacia los puertos de Centroamérica en Belice, Guatemala, Honduras, Costa Rica, Panamá y utilizando el Canal de Panamá hacia El Salvador y Nicaragua (Fig. 1). Debido a esta intensidad de actividades de transporte del petróleo, las descargas y el lavado de buques-tanque, son la mayor fuente de contaminación por petróleo en los ambientes costeros del Golfo de México (Botello *et al.*, 1992).

Dentro de los hidrocarburos existen aquellos de tipo biogénico, esto es, sintetizados por la biota y en el mar, los microorganismos, el plancton (fito y zooplancton), las algas bentónicas y los peces son ejemplos de grupos de organismos que sintetizan hidrocarburos. Existen los hidrocarburos diagenéticos provenientes de una transformación microbiana o química que ocurre en los sedimentos a partir de moléculas biogénicas precursoras como terpenos, esteroides, carotenos; los componentes principa-

les de este tipo de hidrocarburos son: alifáticos, cicloalcanos, esteroides, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y triterpenos pentacíclicos. Las ceras vegetales terrestres, las erupciones volcánicas, la combustión de la biomasa y las filtraciones naturales de petróleo, contribuyen al aporte natural de los hidrocarburos tanto alifáticos como aromáticos; el grupo alifático abarca tanto n-alcanos, alcanos ramificados, isoprenoides y compuestos cíclicos incluyendo biomarcadores geoquímicos, tales como los hopanos y esteroides y cuyo análisis sirve para identificar la "huella digital" de los derrames de petróleo, y nos provee datos adicionales sobre el origen de los hidrocarburos y la degradación ambiental de los derrames (Tolosa *et al.*, 2004).

Los HAPs son importantes en los hidrocarburos diagenéticos y algunos de estos compuestos policíclicos también existen en el petróleo; son una categoría que representa un riesgo ambiental importante debido a su potencial carcinogénico hacia los mamíferos (Benlahcen *et al.*, 1997; Boffeta *et al.*, 1997). Como ejemplo de diagenéticos están el perileno y el retno que se presentan en sedimentos anóxicos como resultado de la transformación de precursores de plantas superiores (Hites *et al.*, 1980).

En mar abierto, las concentraciones de hidrocarburos generalmente son bajas y su origen

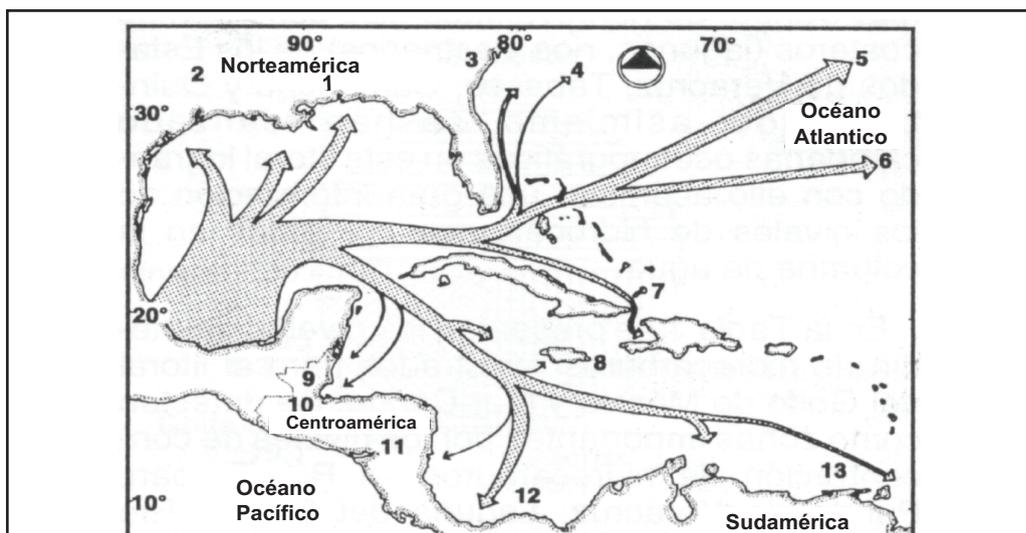


Figura 1. Principales rutas marítimas en el Golfo de México y Mar Caribe utilizadas para la exportación de petróleo crudo mexicano de la Sonda de Campeche.

no siempre puede ser determinado con facilidad. Por otro lado, en la zona costera los hidrocarburos pueden presentarse en concentraciones altas indicando procesos de contaminación por petróleo resultado posiblemente de filtraciones naturales, derrames accidentales, desechos de refinerías y lavado de buques-tanque, así como vía atmosférica (Ponce, 1995).

Los hidrocarburos pueden originarse de la combustión incompleta de la materia orgánica en las chimeneas, los motores automotrices y los procesos industriales, así como de emisiones petrogénicas derivadas de procesos no relacionados con la combustión (Notar *et al.*, 2001). Actualmente se asume que los HAPs son principalmente pirolíticos y que en el medio costero y marino provienen de fuentes antropogénicas como: descargas urbanas, vertimientos accidentales de los buques-tanque, de la plataformas y pozos petroleros y cada fuente otorga un patrón característico de poliaromáticos que permite identificar los procesos que los generaron (Benlahcen *et al.*, 1997; Soclo *et al.*, 2000).

La vigilancia de la contaminación por hidrocarburos en el ambiente acuático puede basarse en el análisis tanto del agua, como de las partículas suspendidas, los sedimentos y la biota (Farrán *et al.*, 1987). De esta forma el análisis de los hidrocarburos alifáticos y aromáticos en sedimentos y organismos así como los disueltos en la columna de agua, aporta valiosa información sobre los niveles de estos compuestos en los ambientes costeros y de las posibles fuentes de origen de los mismos.

La mayoría de los HAPs son contaminantes distribuidos ampliamente en el ambiente marino; cada año ingresan al medio marino alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos y esta clase de sustancias se han estudiado de forma muy intensa debido al carácter carcinogénico y mutagénico que presentan (Baumard

et al., 1998). Los HAPs de bajo peso molecular, formados por 2 y 3 anillos aromáticos tienen una toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados muestran potencial cancerígeno (Witt, 1995). Los contaminantes orgánicos que se encuentran en diversos ambientes, indican que estos sitios corren el riesgo de presentar efectos deletéreos y tienen la potencialidad de afectar la salud humana (Hong *et al.*, 1995; Tolosa *et al.*, 2004).

Los contaminantes orgánicos hidrofóbicos como los HAPs, que ingresan a la zona costera, se asocian con partículas y coloides en la columna de agua, floculan y sedimentan hacia la interfase agua-sedimentos (Means *et al.*, 1980); de esta forma, los sedimentos y las partículas asociados a los contaminantes, están disponibles para la biota y se bioacumulan en el tejido lipídico de los organismos (Pereira *et al.*, 1992). Los invertebrados bentónicos filtradores tales como los ostiones y mejillones, pueden servir como bioindicadores e integradores de los contaminantes orgánicos hidrofóbicos ya que no cuentan con una actividad enzimática para metabolizar xenobióticos como son los HAPs o bien cuando la presentan es incipiente lo que favorece que estos organismos bioacumulen estas sustancias sin alterarlas (Wade *et al.*, 1988) y pueden proveer información útil acerca del potencial de biomagnificación en la cadena de alimentación hacia los niveles tróficos superiores tales como peces, aves y mamíferos (Pereira *et al.*, 1992).

En zonas donde existen filtraciones naturales de gas y petróleo como es el caso del Norte del Golfo de México, las comunidades bentónicas que ahí habitan están íntimamente relacionadas con estos eventos y basan su metabolismo en la quimiosíntesis bacteriana cuya fuente de energía son compuestos reducidos como el H₂S y CH₄ y pueden además incorporar diferentes tipos de hidrocarburos, entre ellos algunos aromáticos policíclicos (Botello, 1996).

HIDROCARBUROS EN AGUA

Desde la década de los 70s se ha investigado el comportamiento del petróleo en los sistemas costeros del Golfo de México, iniciando programas de vigilancia de los ecosistemas donde se contempló el análisis de la columna de agua

debido a la importancia que representa al ser el medio donde se llevan a cabo las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos incluidos los contaminantes. Los estudios realizados sobre este aspecto han incluido ambien-

tes como lagunas, ríos y estuarios así como la zona marina adyacente y oceánica; en la tabla 1 se presenta la recopilación de estas investigaciones, y puede observarse que al comparar las concentraciones reportadas con el criterio de calidad establecido por la UNESCO en 1976 para hidrocarburos dispersos de $10 \mu\text{g L}^{-1}$,

Los niveles de este grupo de compuestos orgánicos fluctúan alrededor de este valor, excepto lo reportado para la laguna de Términos, Camp., donde alcanza un promedio de $48 \mu\text{g L}^{-1}$ con un máximo de $319 \mu\text{g L}^{-1}$, este ecosistema lagunar estuarino se localiza en la zona de plataforma petroleras marinas ya que se encuentra a sólo 80 Km de distancia con la estructura de extracción más cercana, además recibe descargas secundarias del gran sistema fluvial Grijalva-Usumacinta a través de los ríos Palizada, San Pedro y San Pablo, contri-

buyendo con una gran cantidad de materia orgánica particulada y disuelta (Páez-Osuna *et al.*, 1987). En segundo lugar se encuentra el río Tuxpan, Ver., con $20 \mu\text{g L}^{-1}$ y en esta región costera existe un tráfico marítimo intenso durante todo año, al igual que la zona del río Coatzacoalcos, Ver., donde además las actividades industriales, específicamente las relacionadas con el petróleo, favorecen el contenido de estos hidrocarburos.

El desarrollo analítico en el campo ambiental, particularmente el de los hidrocarburos del petróleo ha hecho que los criterios de calidad disminuyan sus niveles sensiblemente y en la actualidad existen dos concentraciones utilizadas como referencia: la emanada de la US EPA (1988) con un valor de $0.03 \mu\text{g L}^{-1}$ y la considerada como concentración máxima permisible en la Unión Europea de $0.2 \mu\text{g L}^{-1}$ (Law *et al.*,

Tabla 1. Niveles de hidrocarburos dispersos en las aguas del Golfo de México y Mar Caribe. Valores en $\mu\text{g L}^{-1}$.

Localidad	Año	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Río Tuxpan, Veracruz	1983	20(10-50)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Río Tonalá, Veracruz	1983	9 (0.3-18)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Río Coatzacoalcos, Veracruz	1982-1983	14 (2-62)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna del Ostión, Veracruz	1982-1983	12 (7-17)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Puerto de Veracruz	1981	14 (<0.01-43)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna del Carmen, Tabasco	1980	4 (3-5)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Machona, Tabasco	1980	7 (2-11)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Mecoacán, Tabasco	1980	5 (4-7)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Mecoacán, Tabasco	1993	0.93 (0.22-2.8)	Díaz-González <i>et al.</i> , 1994
Laguna de Términos, Campeche	1984-1985	48 (<0.01-319)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Laguna Bojórquez, Q. Roo	1984-1985	4.4	Celis <i>et al.</i> , 1987
Golfo de México	1983-1985	11 (<0.01-49)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Caribe Mexicano	1983-1985	15 (<0.01-46)	Celis <i>et al.</i> , 1987
Sonda de Campeche	1987-1988	8.8	Botello <i>et al.</i> , 1997
Criterio de calidad para aguas costeras no contaminadas, UNESCO	1976	10	UNESCO, 1976
Criterio de calidad ambiental USEPA		0.03	Law <i>et al.</i> , 1997
Concentración máxima permisible en la Unión Europea		0.2	Law <i>et al.</i> , 1997

1997). Estos niveles de referencia dejan fueran a todos los datos reportados en la tabla 1, incluyendo los más recientes como son los trabajos de Díaz-González *et al.* (1994) y Botello *et al.* (1997) efectuados en la laguna Mecoacán, Tab., y en la Sonda de Campeche, respectivamente.

En relación a la presencia de hidrocarburos en mar abierto tanto en la región del Golfo de México como del Caribe Mexicano, existen áreas localizadas donde los niveles de estos compuestos rebasan con mucho los criterios actuales y además superan el valor de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de la UNESCO (1976) de hace casi 30 años; estos sitios específicos están en la Sonda de Campeche, frente a la laguna de Términos en donde se ubican las plataformas petroleras, otro más frente al puerto de Veracruz (Fig. 2) y diversos en el Mar Caribe, hacia el canal de Yucatán (Fig. 3) evidenciando el efecto que tiene el tráfico de buques-tanque proveniente del Caribe Central y con dirección hacia Norteamérica y Europa.

De forma global, el estado de Campeche ocupa el primer lugar en las concentraciones de hidrocarburos dispersos en aguas costeras y marinas de los estudios realizados hasta el momento con un promedio de $48 \mu\text{g L}^{-1}$, en segundo lugar se encuentra el Caribe Mexicano con $15 \mu\text{g L}^{-1}$, después el estado Veracruz con $13.8 \mu\text{g L}^{-1}$, el Golfo de México en su parte oceánica en cuarto lugar con $11 \mu\text{g L}^{-1}$, le sigue la Sonda de Campeche con $8.8 \mu\text{g L}^{-1}$, Tabasco y Quintana Roo comparten el sexto sitio con 4.3 y $4.4 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, todos ellos muy distantes de los criterios de calidad de USEPA y Unión Europea ya mencionados (Fig. 4).

Resalta el hecho de que el Caribe Mexicano ocupa un segundo lugar en el contenido de hidrocarburos, ya que es una región donde de forma natural no existe el energético, por lo tanto no se llevan a cabo las actividades humanas relacionadas con su exploración y explotación; sin embargo es un área expuesta a un tráfico cada vez más intenso de embarcaciones transportadoras del hidrocarburo provenientes de Aruba, Curazao, Maracaibo, Trinidad y Tobago ya que utilizan al Canal de Yucatán como ruta frecuente para llevar a América del Norte. Otra característica de la zona es que la Corriente del Caribe favorece que los desechos producidos a

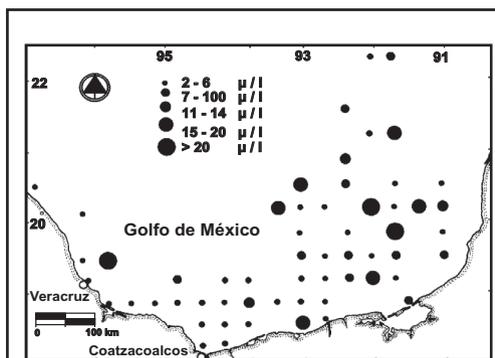


Figura 2. Hidrocarburos dispersos en el Golfo de México. Tomado de Celis *et al.* (1987).

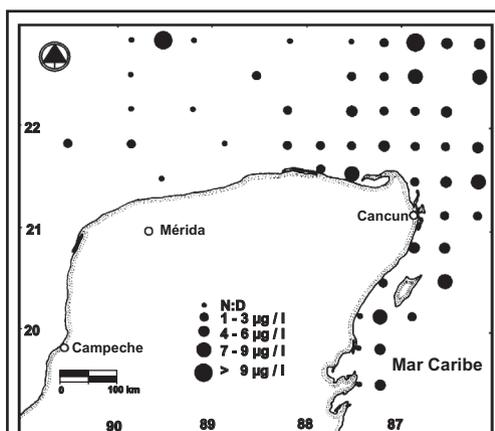


Figura 3. Hidrocarburos dispersos en el Caribe Mexicano. Tomado de Celis *et al.* (1987).

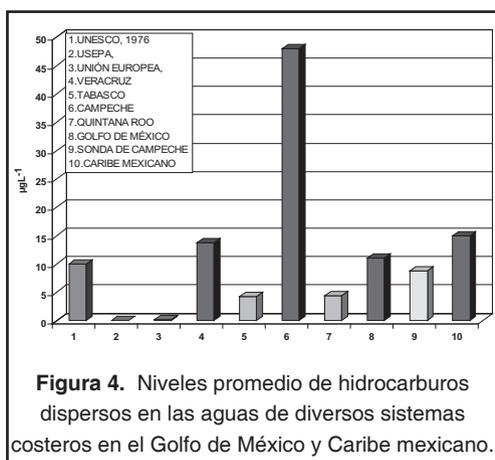


Figura 4. Niveles promedio de hidrocarburos dispersos en las aguas de diversos sistemas costeros en el Golfo de México y Caribe mexicano.

gran distancia de nuestro país, alcance las costas mexicanas a través del Canal de Yucatán y la corriente del Golfo.

La mayoría de los HAPs que son la parte evaluada en los hidrocarburos dispersos, son contaminantes distribuidos ampliamente en el ambiente marino; cada año ingresan al medio marino alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos y esta clase de sustancias se han estudiado de forma muy intensa debido al carácter carcinogénico y mutagénico que presentan (Baumard *et al.*, 1998). Los HAPs de bajo peso molecular, formados por 2 y 3 anillos aromáticos tienen una toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados muestran potencial cancerígeno (Witt, 1995). Los contaminantes orgánicos que se encuentran en diversos ambientes, indican que estos sitios corren el riesgo de presentar efectos deletéreos y tienen la potencialidad de afectar la salud humana (Hong *et al.*, 1995; Tolosa *et al.*, 2003).

Una gran variedad de sustancias orgánicas, incluyendo los contaminantes antropogénicos, son transportadas hacia los ecosistemas costeros vía descarga de los ríos; la distribución y el destino de los contaminantes en el agua, los sedimentos y la biota en los estuarios, están influenciados por diversos factores tales como la salinidad, el pH, la materia particulada suspendida, las corrientes, las mareas y la variabilidad estacional meteorológica (Jaffé, 1991; Fernandes *et al.*, 1997), así como de las propiedades que las sustancias tengan, particularmente para los compuestos hidrofóbicos como los HAPs, son de suma importancia la magnitud de los coeficientes de reparto octanol/agua (K_{ow}) y de adsorción sobre el carbono orgánico (K_{oc}); debido a que ambos coeficientes son altos para este grupo de xenobióticos, los poliaromáticos tienden a adsorberse en los sedimentos, con la subsecuente bioacumulación en organismos tales como crustáceos y moluscos bivalvos que carecen de sistemas enzimáticos

eficientes para depurarlos, es factible que la ruta principal de exposición del bentos sea el agua intersticial y el agua circundante para la fauna pelágica marina como los peces (Law *et al.*, 1997).

Las mediciones de estos compuestos en la matriz acuosa, en la mayoría de los casos no pueden ser concluyentes debido a los cambios que ocurren en las descargas, las variaciones en el dominio de determinadas fuentes y/o de emisiones locales irregulares; esto es particularmente cierto para las aguas fluviales, ya que por ejemplo se han observado fluctuaciones entre 2 y 3 órdenes de magnitud en la carga total de HC en dos ríos cercanos a Barcelona en España (Solanas *et al.*, 1982).

En ambientes costeros y marinos, las descargas fluviales son una fuente importante de HAPs lo que significa que los niveles de poliaromáticos en los ríos y estuarios serán mayores que los encontrados en mar abierto donde se han reportado valores entre 0.024 y 0.045 $\mu\text{g L}^{-1}$ para el agua de mar (Desiderie *et al.*, 1984), contrastando con los niveles de 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ mencionados por Shriadah (1999) donde lo considera como típico del agua de mar sin contaminación importante por petróleo y en áreas afectadas por este energético, como aquellas dentro de las rutas de los buques-tanque, las concentraciones pueden llegar hasta 500 $\mu\text{g L}^{-1}$. En contraste, existen criterios de calidad ambiental para proteger a los consumidores humanos de productos biológicos acuáticos colectados en ambientes con una posible contaminación por HAPs los cuales establecen niveles de 0.03 $\mu\text{g L}^{-1}$ para la ΣHAPs (US EPA, 1988), y máximo permisible de 0.2 $\mu\text{g L}^{-1}$, por la Unión Europea (Law *et al.*, 1997), que debido a la escasez de niveles de referencia para calidad ambiental deben ser tomados en consideración cuando se realizan evaluaciones a los ecosistemas acuáticos.

HIDROCARBUROS EN SEDIMENTOS

Los sedimentos son un componente importante en los ecosistemas acuáticos y en ellos pueden acumularse sustancias tóxicas mediante mecanismos complejos de adsorción físicos y químicos y dependen de la naturaleza

de la matriz sedimentaria y las propiedades de los compuestos adsorbidos. Los procesos de adsorción, que involucran un intercambio dinámico entre los materiales absorbidos y el agua, está influenciado por diversos parámetros fisi-

coquímicos y químicos como el pH, el potencial oxidoreductor, el oxígeno disuelto, el contenido de carbono orgánico e inorgánico. Otro factor importante está representado por la presencia, en fase acuosa, de algunos aniones y cationes que pueden enlazar o coprecipitar los contaminantes suspendidos o disueltos; este último factor es indicativo del complicado fenómeno involucrado en la dinámica y el destino de los contaminantes en el agua no comprendido todavía. Algunos aspectos tales como el papel del contenido de material orgánico en los sedimentos sobre la adsorción de contaminantes hidrofóbicos no iónicos y la influencia de la concentración del sulfuro sobre los iones metálicos enlazados han sido clarificados (De Bartolomeo *et al.*, 2004).

Una gran cantidad de sedimentos de ambientes acuáticos cercanos a centros urbanos, contienen concentraciones altas de contaminantes ambientales. Estos contaminantes pueden acumularse en la biota residente y ser incorporados en las cadenas alimenticias marinas o costeras. La relación entre los niveles de contaminantes en sedimentos y los asociados a la biota ha recibido recientemente mucho interés, especialmente en relación al dragado y depósito de este tipo de sedimentos (Pruell *et al.*, 2000). Los contaminantes ambientales en los sedimentos acuáticos frecuentemente ocurren en mezclas complejas. Conforme estos compuestos pasan de los sedimentos hacia las cadenas alimenticias, los cambios ocurren en las concentraciones relativas o las distribuciones de contaminantes.

Los sedimentos juegan un papel clave en el ambiente acuático y en los ciclos biogeoquímicos; los contaminantes que entran a estos ecosistemas pueden almacenarse en este compartimento y concentrarse en él, especialmente cuando son hidrofóbicos y resistentes a la degradación química o biológica y ejercen efectos tóxicos sobre la fauna indígena de los sedimentos. Sin embargo, los sedimentos pueden actuar como una fuente de contaminantes para el ambiente acuático; los hidrocarburos, particularmente los HAPs están entre estos contaminantes (Verrhiest *et al.*, 2001). Los sedimentos contaminados en ambientes acuáticos pueden afectarlos, incluyendo sus recursos y la salud humana; ciertamente tienen efectos económicos como la evaluación de la

contaminación y la necesidad de la remediación sedimentaria (Chapman *et al.*, 2002).

Aplicar el concepto de que los sedimentos actúan como trampas de contaminantes, mejora la integración de los eventos que toman lugar en la columna de agua. A este respecto, los sedimentos han sido utilizados para estudiar la contaminación por petróleo en zonas costeras (Gearin *et al.*, 1976; Farrington y Tripp, 1977; Keizer *et al.*, 1978; Venkatessan *et al.*, 1980; Grimalt *et al.*, 1986). Sin embargo, los HC pueden provenir de fuentes diferentes, como ríos, descargas atmosféricas, efluentes urbanos e industriales, accidentes de tanqueros o derrames intencionales de los mismos, entre otros y la identificación de ingresos crónicos a estas áreas costeras puede solamente ser obtenida de la composición particular de estos recursos (Farrán *et al.*, 1987).

El destino y comportamiento de los contaminantes orgánicos en los sedimentos están gobernados por diferentes factores incluyendo las características de estos sedimentos, las propiedades de los compuestos y los factores ambientales tales como la temperatura y la precipitación. Los destinos posibles de los contaminantes que entran el ambiente acuático incluyen biodegradación, volatilización, enlace a las fases sólidas y la transferencia a los organismos. La persistencia de ciertos contaminantes orgánicos está relacionada con la hidrofobicidad de los mismos; hay indicios de que la hidrofobicidad está dada por la solubilidad del compuesto de que se trate y de su coeficiente de reparto octanol/agua (Kow) (Reid *et al.*, 2000). La mayoría de los contaminantes de interés son reactivos a las partículas, con una tendencia a adsorberse a las partículas suspendidas y eventualmente depositarse en los sedimentos (Santschi *et al.*, 2001).

Históricamente, los sedimentos marinos son considerados como el último reservorio para diversos tipos de contaminantes antropogénicos. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que durante las últimas décadas, la regulación ambiental ha dado como resultado la reducción de los desechos terrestres, pero el reservorio de sedimentos marinos podría actuar como una fuente no puntual, y tiene el potencial para proveer de contaminantes en un lugar determinado provocando efectos adversos a los organismos y a la salud humana a través

de la transferencia trófica. Existe la necesidad de evaluar diversos problemas potenciales tales como el grado de contaminación de los sedimentos, los procesos involucrados en la liberación de contaminantes a partir de éstos y los efectos biológicos derivados para incrementar el esfuerzo de la regulación. Los contaminantes orgánicos pueden encontrarse en diversos ambientes y sus propiedades indican que ellos tienen efectos deletéreos a largo plazo y son de riesgo potencial a la salud humana; sin embargo, debido a su complejidad química y sus niveles traza en el ambiente, no se han estudiado tan intensamente como el grupo de los metales (Hong *et al.*, 1995).

El destino del petróleo crudo derramado en ambientes marinos o terrestres depende de un gran número de factores fisicoquímicos y biológicos que incluyen evaporación, lavado, fotoxidación, biodegradación y la naturaleza del sedimento. La combinación de estos procesos, llamado "intemperismo", reduce la concentración de los hidrocarburos en los sedimentos y representa un gran obstáculo para identificar el petróleo derramado (Munoz *et al.*, 1997).

Los sedimentos pueden considerarse tanto como una fuente de contaminantes persistentes en el ambiente acuático, así como el almacén de los mismos, eliminándolos de la columna de agua y evitando con esto su biodisponibilidad. Para evaluar los sedimentos acuáticos con respecto a sus efectos adversos sobre el ecosistema, no son suficientes realizar paralelamente pruebas biológicas o químicas. Por ejemplo, la química de los sedimentos puede proveer información sobre la contaminación, pero falla en predecir los efectos biológicos, así como al evaluar la toxicidad de los sedimentos hacia la biota de interés no pueden identificarse los causantes de la misma (Hollert *et al.*, 2002).

El análisis de sedimentos es de gran utilidad para detectar la presencia de contaminantes en los ecosistemas acuáticos. Dentro de éstos, los hidrocarburos almacenados en los sedimentos costeros y marinos pueden derivarse de diversas fuentes: del agua intersticial, de los microorganismos, del detritus vegetal acuático y terrestre, de la erosión, del petróleo, de los incendios forestales, de los escurrimientos urbanos, de las emisiones vehiculares, entre otros.

Se han establecido diferentes criterios para evaluar la calidad sedimentaria en función de los niveles de hidrocarburos que contengan, por ejemplo, en la década de los 70s, para zonas costeras consideradas libres de contaminación por hidrocarburos se estableció un valor de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ como máximo para los hidrocarburos totales, una gran familia de estos compuestos ya que abarca tanto los de tipo alifático o parafínico y los poliaromáticos de mayor riesgo ambiental; actualmente se utilizan los criterios de calidad sedimentaria calculados por Long y colaboradores en 1995 a partir de diferentes investigaciones sobre la toxicidad intrínseca de los sedimentos hacia diversas especies bentónicas y para el grupo de HAPs establecieron un intervalo entre 4 y $44 \mu\text{g g}^{-1}$ donde por debajo del límite inferior conocido como ERL (Low range effect por sus siglas en inglés) los efectos adversos a la biota son esporádicos o no existen mientras que por arriba del límite superior conocido como ERM (Medium range effect por sus siglas en inglés) el daño al bentos es frecuente; cabe mencionar que en el intervalo ($>\text{ERL} <\text{ERM}$) los efectos deletéreos biológicos son probables.

La composición de los hidrocarburos fósiles en los sedimentos varía en función del tiempo de almacenamiento que tengan y de la composición original de donde se derivaron. Los tiempos de residencia de estos compuestos en los sedimentos puede variar de 3 a 10 años dependiendo de la velocidad de degradación de éstos; en el caso particular de los HAPs, a nivel experimental se ha valorado la vida media de compuestos como el fenantreno obteniéndose valores entre 100 a más de 450 horas en pruebas de susceptibilidad a luz UV así como el hecho de que la fotólisis por radiación UV actúa preferentemente sobre los HAPs de mayor peso molecular como el benzo(a)pireno y se complementa con el proceso de remoción microbiana que transforma más eficientemente a los poliaromáticos de menor peso molecular como aquellos formados por 3 anillos bencénicos (Guieysse, 2004). En las zonas costeras tropicales, la degradación es mucho mayor que en las templadas por la presencia en demasía de nutrientes, luz, temperatura, oxígeno y sustrato, así como de una comunidad microbiana abundante y diversa, además de la fotoxidación que puede generar tasas de degradación elevadas; sin embargo, se ha visto que

los fotoproductos de los HAPs al ser más oxigenados como las cetonas y los ácidos carboxílicos (Mallakin *et al.*, 2000), frecuentemente son más tóxicos que sus compuestos originales (Bertilsson y Widenfalk, 2002).

Algunas de las ventajas de analizar los sedimentos acuáticos son: concentran contaminantes por períodos más largos que los organismos; son estáticos, más fácil de analizar que la biota, son el hábitat de diversos organismos, en algunos ecosistemas representan la base de la cadena alimentaria, son fáciles de obtener, coleccionar, repetir los análisis en los mismos sitios de interés para diagnosticar las tendencias de contaminantes. También pueden aportar información sobre áreas problemáticas de contaminación y brindan datos del estado previo a un evento antropogénico, esto es, dan el registro del nivel basal de compuestos de interés y de la variabilidad de las condiciones ambientales.

Dentro de sus desventajas están las siguientes: las concentraciones de los contaminantes en este compartimento ambiental están bajo la influencia de una intrincada red de interacciones y transformaciones que pueden modificarlas incluso antes de su almacenamiento en los sedimentos; en diversas zonas, los procesos de erosión y sedimentación pueden ocasionar un registro geológico fragmentado, por ejemplo, en áreas costeras de depósito lento, la perturbación biológica puede alterar la historia deposicional de los contaminantes. El mecanismo de concentración de xenobióticos por la biota no existe en los sedimentos en la misma medida, lo cual dificulta el registro de los aportes antropogénicos a diversas distancias del origen.

En la tabla 2 están concentrados diversos estudios realizados a lo largo del Golfo de México y Mar Caribe, con el objetivo todos ellos, de evaluar los niveles de hidrocarburos del petróleo en su forma total (HCT) (Alifáticos

Tabla 2. Niveles de hidrocarburos dispersos en las aguas del Golfo de México y Mar Caribe. Valores en μgL^{-1} .

Localidad	Año	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Laguna Madre, Tamaulipas	-	26	Botello <i>et al.</i> , 1996
Laguna Pueblo Viejo, Veracruz	-	53	Botello <i>et al.</i> , 1996
Laguna Tamiahua, Veracruz	-	31	Botello <i>et al.</i> , 1996
Río Tonalá, Veracruz	1982	1189(18-1829)	Botello, y Páez, 1986
Río Coatzacoalcos, Veracruz	1982	680 (89-2623)	Botello, y Páez, 1986
Laguna del Ostión, Veracruz	1982	120 (16-575)	Botello, y Páez, 1986
Laguna de Alvarado, Veracruz	1982	18 (10-30)	Botello <i>et al.</i> , 1987
Sistema Lagunar Carmen-Machona, Tab.	1979-1980	46.6 (7-150)	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Mecocacán, Tabasco	1979-1980	112.2 (11-1060)	Botello <i>et al.</i> , 1983
Plataforma Continental Tabasco	1989	1.2 (0.5-3.4)	Botello <i>et al.</i> , 1991
Laguna de Términos, Campeche	1982	37 (10-50)	Botello y Macko, 1982
Laguna de Términos, Campeche	-	85	Becerra, 1984
Plataforma Continental Campeche	1978-1981	43.3 (3-715)	Botello <i>et al.</i> , 1987
Laguna Bojórquez, Quintana Roo	1981	12 (8-18)	Botello y Macko, 1982
Laguna Nichupté, Quintana Roo	1985	102 (24-298)	Botello <i>et al.</i> , 1986
Plataforma Continental de Quintana Roo	1984	70 (51-121)	Botello <i>et al.</i> , 1987
Golfo de México (PROGMEX)	1983-1984)	94 (27-293)	Botello <i>et al.</i> , 1987

+ Aromáticos) presentes en los sedimentos costeros y marinos de cada área seleccionada. Los sedimentos de los ecosistemas costeros del norte del Golfo de México, mostraron concentraciones bajas de HCT, con promedios entre 25 y 50 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los fluviales como los ríos Tonalá y Coatzacoalcos y estuarios como la laguna del Ostión en el Sur de Veracruz, ocuparon los tres primeros lugares con 1189, 680 y 120 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, superando al criterio establecido por UNESCO (1976) de 70 $\mu\text{g g}^{-1}$ en varias órdenes de magnitud, lo cual pone de manifiesto el impacto de las actividades relacionadas con la industria petrolera desarrolladas en esta región mexicana desde la década de los 60s sobre los ecosistemas acuáticos aledaños; en función de éstos niveles de hidrocarburos totales, los sistemas veracruzanos mencionados pueden considerarse como áreas críticas por la contaminación por petróleo, particularmente el río Tonalá, ya que comparativamente a nivel mundial, las concentraciones encontradas en él superan a las reportadas para lugares con un alto grado de industrialización y flujo petrolero como Nueva York en Estados Unidos, el Golfo de Omán en Arabia Saudita y el Puerto Western en Australia (Botello *et al.*, 1987).

En términos generales puede señalarse que de los reportes concentrados en la tabla 2, el 50% rebasó este criterio de calidad para zonas costeras no contaminadas por hidrocarburos fósiles; algunas de las lagunas costeras de Tabasco como el sistema Carmen-Machona y Mecoacán también registraron niveles promedio altos entre 50-100 $\mu\text{g g}^{-1}$ con máximos por arriba de 1000 $\mu\text{g g}^{-1}$ manifestando los aportes continuos de estos compuestos derivados de las actividades rutinarias de exploración, perforación y transporte de este energético; puede mencionarse que para el caso de la laguna Mecoacán en Tabasco, es más crítica la situación ambiental ya que en ella se localiza la terminal petrolera Dos Bocas con una capacidad de almacenamiento de aproximadamente 6 millones de barriles de petróleo crudo por lo que los desechos derivados de su movilización tienen como destino final el ecosistema lagunar.

En este orden de ideas, la laguna de Términos en Campeche también registra un proceso de contaminación por hidrocarburos fósiles ya que en un primer registro hecho en 1982 por Botello

y Macko, su nivel un promedio fue de 37 con un máximo de 50 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 3 años después, Becerra (1984) encontró un incremento a un promedio de 85 $\mu\text{g g}^{-1}$, este estuario está ubicado en una región donde la extracción y otras actividades petroleras no se realizan o fueron mínimas en el pasado, sin embargo, este rubro antropogénico es intenso en mar abierto, frente a esta laguna se sitúan las plataformas petroleras de PEMEX en la Sonda de Campeche, la más cercana está aproximadamente a 80 km de la laguna de Términos y representan la fuente de aporte de estos compuestos que llegan a la costa y a los sistemas acuáticos que ahí se encuentran por acción de las corrientes costeras y los vientos dominantes.

En la zona oceánica del Golfo de México, la región evaluada con mayor interés e intensidad ha sido la Sonda de Campeche debido a la gran cantidad de actividad petrolera que ahí existe y a partir de la catástrofe del derrame del pozo Ixtoc-I en 1979. En la evaluación final sobre el destino de los miles de barriles de petróleo crudo vertidos al Golfo de México, Botello *et al.* (1987) concluyeron que la composición de los hidrocarburos en los sedimentos oceánicos previa al derrame correspondía principalmente a detritus vegetal terrestre y marino como manglares y fitoplancton y considerando el tiempo de depósito de estas moléculas, es probable que después del evento existan hidrocarburos antropogénicos de tipo pirolíticos y petrogénicos además de los biogénicos y la presencia de compuestos aromáticos policíclicos de riesgo ambiental como el benzo(a)pireno, el benzo(a)antraceno y el criseno (Botello *et al.*, 1991).

En el Caribe Mexicano, se han evaluado tanto ecosistemas costeros como lo existente en la plataforma continental marina y resalta el comportamiento de los dos sistemas estuarinos que rodean a Cancún con sus concentraciones contrastantes ya que mientras laguna Bojórquez presentó un promedio de 12 $\mu\text{g g}^{-1}$ (con un máximo de 18 $\mu\text{g g}^{-1}$), laguna Nichupté lo registró de 93 $\mu\text{g g}^{-1}$, por lo que es importante continuar monitoreando esta región de nuestro país debido a sus características turísticas importantes para México así como por la fragilidad de sus ecosistemas costeros, y poder conservar ambas cosas ya que un manejo inadecuado del turismo acarrea como consecuencia

el uso indiscriminado de lanchas cuyo combustible termina en el fondo del estuario y de los organismos que ahí habitan. La zona marina del Caribe en su evaluación durante los 80s, mostró un promedio de HCT de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ con un máximo de $121 \mu\text{g g}^{-1}$ probablemente debido a que esta área mexicana forma parte de la ruta de movilización de petróleo crudo mediante buques tanque provenientes del Gran Caribe Central con destino a Norteamérica y Europa.

De forma general, en la figura 5 puede apreciarse el comportamiento de los niveles promedio por entidad federativa del Golfo de México referenciados al criterio de 1976 de la UNESCO ya mencionado; el estado de Veracruz, con sus sistemas costeros ya descritos, ocupa el primer lugar en el contenido de HCT sedimentarios con una concentración promedio de $348.5 \mu\text{g g}^{-1}$, superando hasta en 4 veces lo registrado para la zona oceánica del Golfo de México ($90 \mu\text{g g}^{-1}$), así como el límite de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ para sedimentos costeros no contaminados por hidrocarburos. Tabasco, Campeche y Quintana Roo presentaron valores promedio similares, alrededor de $50 \mu\text{g g}^{-1}$, resaltando el hecho de que el Caribe Mexicano tiene un contenido similar de estos compuestos a zonas petroleras por excelencia como las del sureste del golfo; Tamaulipas en el norte de este litoral ocupó el último lugar con niveles de HCT bajos, tres veces menor al criterio de UNESCO.

La composición molecular de los HCT en los sedimentos acuáticos muestra diferencias claras entre los provenientes de zonas estuarinas con aquellos presentes en áreas marinas del sur del Golfo de México; por ejemplo el perfil

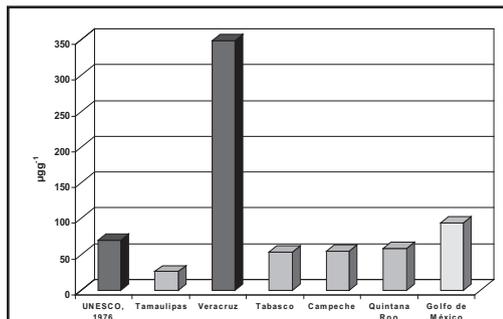


Figura 5. Niveles promedio de hidrocarburos totales en sedimentos costeros y marinos del Golfo de México y Caribe Mexicano.

del grupo de alcanos o parafinas en áreas fluvioestuarinas como los ríos Coatzacoalcos y Tonalá en el sur de Veracruz (Fig. 6), muestra una mezcla compleja de hidrocarburos biogénicos y petrogénicos sin un dominio claro del grupo de carbono impar y una zona cromatográfica no resuelta, características típicas de hidrocarburos del petróleo que contrasta con el comportamiento observado por sedimentos marinos provenientes de la Sonda de Campeche antes de suceder la catástrofe del pozo Ixtoc-I (Fig. 7) (Botello *et al.*, 1987).

Cabe mencionar que estudios posteriores realizados en esta misma región del sureste mexicano han reportado patrones moleculares similares entre la región marina con los ambientes estuarinos como la mezcla compleja no resuelta y la presencia de alcanos como el nC_{18} y el nC_{20} típicos del intemperismo que sufren los hidrocarburos antropogénicos (González, 1990), por lo que es necesario llevar a cabo evaluaciones detalladas del tipo de hidrocarburos y sus características específicas para poder dar un dictamen confiable sobre el origen dominante de estos compuestos.

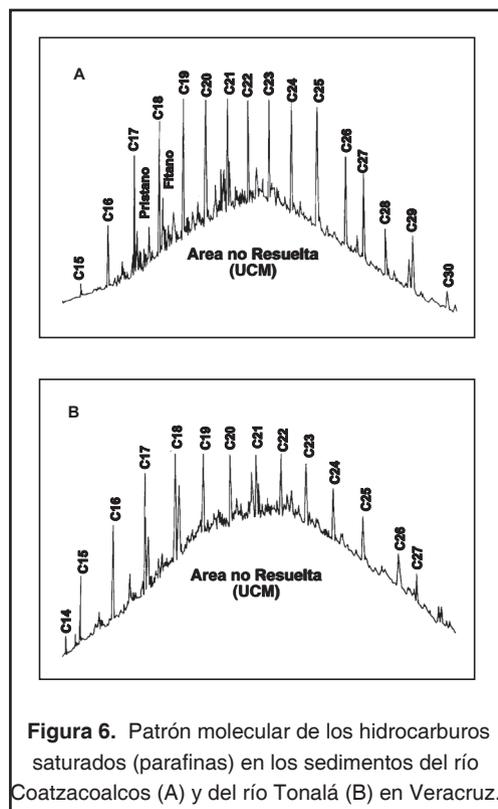


Figura 6. Patrón molecular de los hidrocarburos saturados (parafinas) en los sedimentos del río Coatzacoalcos (A) y del río Tonalá (B) en Veracruz.

Debido a la gran importancia económica que para el país representa la región de Coatzacoalcos-Minatitlán en el sur de Veracruz y sobre todo por las diversas y abundantes actividades humanas que se desarrollan en sus

inmediaciones, en los años de 1982 y 1987 se realizó un estudio multidisciplinario coordinado por el Centro de Ecodesarrollo (Botello y Páez-Osuna, 1986) donde el aspecto de contaminación fue una pieza clave del mismo; entre los objetivos de esta evaluación ambiental de la región del Coatzacoalcos estuvo la cuantificación de hidrocarburos del petróleo en los compartimientos ecológicos que componen los ecosistemas estuarinos y lagunas del área. Cabe señalar que fue el primer estudio de su tipo en la región del Golfo de México y son de suma importancia los resultados obtenidos ya que no ha vuelto a realizarse un diagnóstico similar pese al riesgo tan elevado que existe para este ambiente en particular, derivado de las actividades petroleras y afines y que en los últimos tiempos ha empezado a dejar sentir sus consecuencias deletéreas.

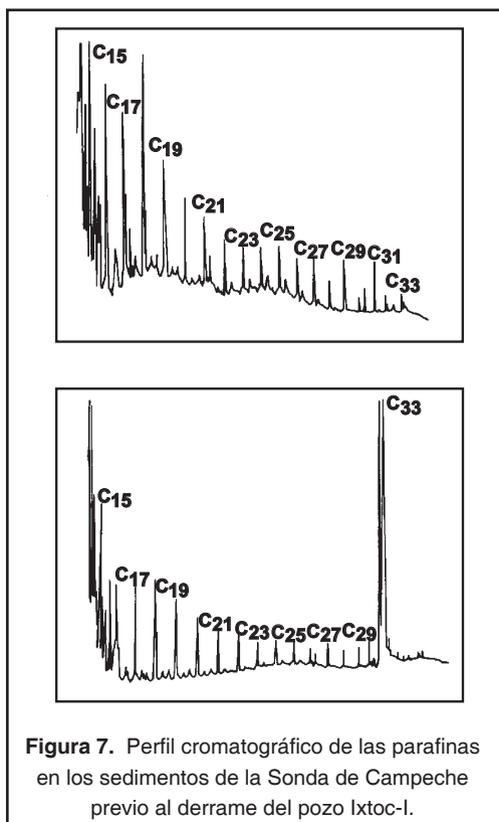


Figura 7. Perfil cromatográfico de las parafinas en los sedimentos de la Sonda de Campeche previo al derrame del pozo Ixtoc-I.

En la tabla 3 están resumidos los resultados más relevantes respecto a la composición de HCT encontrada en los sedimentos de los ríos Tonalá, Coatzacoalcos y la laguna del Ostión; sobresale el hecho de la proporción tan cercana entre la fracción parafínica y la aromática encontrada en el bajo Coatzacoalcos ya que normalmente los poliaromáticos existen en niveles de una a dos órdenes de magnitud por debajo de los alifáticos o parafinas y durante el ciclo evaluado los HAPs superaron el criterio de calidad de la NOAA hasta por 25 veces, inclusive, sus niveles mínimos estuvieron

Tabla 3. Hidrocarburos fósiles en sedimentos recientes de la región del río Coatzacoalcos, Tonalá y Laguna del Ostión, Veracruz. Concentraciones evaluadas gravimétricamente (μg^{-1}).

Localidad	Intervalo de Concentración			HCT Promedio
	Fecha de Colecta	Saturados	HAPs	
Río Coatzacoalcos				
Marzo, 1982	11-597	47-1025	184-1053	457
Junio, 1982	73-1048	107-635	443-1544	780
Febrero, 1983	113-1562	41-1061	179-2623	802
Río Tonalá				
Agosto, 1983	3-1356	17-1466	17-1829	1148
Laguna del Ostión				
Octubre, 1982	27-513	23-87	81-576	154
Marzo, 1983	11-76	5-223	16-287	85
Datos reportados por Botello y Páez (1986)				

por arriba de este criterio, lo cual debió tomarse como una gran señal de alarma para llevar a cabo medidas de control de los desechos que llegan al río y no utilizarlo como un área de descarga de sustancias tóxicas provocando la alteración ecológica subsecuente. El río Tonalá presentó un comportamiento similar al del río Coatzacoalcos, y con el grupo poliaromático de mayor preocupación ya que los niveles máximos fueron superiores y en la misma dimensión el riesgo intrínseco de su presencia, lo cual es una consecuencia directa de las actividades petroleras que se realizan en sus márgenes desde hace varias décadas, principalmente por las petroquímicas de "La Venta" y "Cinco Presidentes", lugares donde se obtuvieron las concentraciones más elevadas de hidrocarburos fósiles llegando hasta más de $1800 \mu\text{g g}^{-1}$. La laguna del Ostión tuvo un registro de menores concentraciones de HAPs respecto a los dos ríos mencionados, sin dejar de lado que existió un máximo de $223 \mu\text{g g}^{-1}$ lo cual también da información del impacto de estos compuestos en el estuario y sobre el bentos de forma directa.

Comparativamente a nivel mundial, los ríos Coatzacoalcos y Tonalá son equiparables a zonas costeras con un alto grado de industrialización o una gran concentración urbana como Phillips en Australia, Nueva York y la Costa Atlántica de Estados Unidos, donde el tráfico de buques comerciales y petroleros, el asentamiento de plantas y complejos petroquímicos e industrias colaterales, aportan cantidades considerables de hidrocarburos fósiles muchos de los cuales se almacenan en el fondo por períodos largos (Parker, 1974; Burns y Smith, 1982; Farrington *et al.*, 1983).

HAPs

Los HAPs son importantes en los hidrocarburos diagenéticos y algunos de estos compuestos policíclicos también existen en el petróleo; son una categoría que representa un riesgo ambiental importante debido a su potencial carcinogénico hacia los mamíferos (Benlahcen *et al.*, 1997; Boffeta *et al.*, 1997). Como ejemplo de diagenéticos están el perileno y el reteno que se presentan en sedimentos

anóxicos como resultado de la transformación de precursores de plantas superiores (Hites *et al.*, 1980).

Los hidrocarburos aromáticos pueden originarse de la combustión incompleta de la materia orgánica en las chimeneas, los motores automotrices y los procesos industriales, así como de emisiones petrogénicas derivadas de procesos no relacionados con la combustión (Notar *et al.*, 2001). Actualmente se asume que los HAPs son principalmente pirolíticos y que en el medio costero y marino provienen de fuentes antropogénicas como: descargas urbanas, vertimientos accidentales de los buques-tanque, de la plataformas y pozos petroleros y cada fuente otorga un patrón característico de poliaromáticos que permite identificar los procesos que los generaron (Benlahcen *et al.*, 1997; Soclo *et al.*, 2000).

De forma general, los HAPs se caracterizan por su baja hidrosolubilidad y de baja a moderada volatilidad y varía su vida media de 1 semana a 2 meses para ambientes acuáticos, de 2 meses a 2 años en suelos y de 8 meses a 6 años en sedimentos; el Kow de los HAPs se incrementa con la masa molecular y va en un intervalo de aproximadamente 3.0 a 7.0 indicando una alta hidrofobicidad para los de alto peso molecular (Kalf *et al.*, 1997).

Los HAPs son hidrofóbicos en la naturaleza y tienden a adsorberse rápidamente sobre el material suspendido y sedimentarse para constituir un reservorio en los sedimentos; estos compuestos pueden producir una variedad de efectos toxicológicos (Beg *et al.*, 2001).

La mayoría de los HAPs son contaminantes distribuidos ampliamente en el ambiente marino; cada año ingresan al medio marino alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos y esta clase de sustancias se han estudiado de forma muy intensa debido al carácter carcinogénico y mutagénico que presentan (Baumard *et al.*, 1998). Los HAPs de bajo peso molecular, formados por 2 y 3 anillos aromáticos tienen una toxicidad aguda, mientras que algunos de los más pesados muestran potencial cancerígeno (Witt, 1995). Los contaminantes orgánicos que se encuentran en diversos ambientes, indican que estos sitios corren el riesgo de pre-

sentar efectos deletéreos y tienen la potencia-
lidad de afectar la salud humana (Hong *et al.*,
1995; Tolosa *et al.*, 2003).

Los contaminantes orgánicos hidrofóbicos
como los HAPs, que ingresan a la zona cos-
tera, se asocian con partículas y coloides en
la columna de agua, flocculan y sedimentan
hacia la interfase agua-sedimentos (Means *et al.*,
1980); de esta forma, los sedimentos y las
partículas asociados a los contaminantes, es-
tán disponibles para la biota y se bioacumulan
en el tejido lipídico de los organismos (Pereira
et al., 1992). Los invertebrados bentónicos fil-
tradores tales como los ostiones y mejillones,
pueden servir como bioindicadores e integra-
dores de los contaminantes orgánicos hidrofó-
bicos ya que no cuentan con una actividad en-
zimática para metabolizar xenobióticos como
son los HAPs o bien cuando la presentan es in-
cipiente lo que favorece que estos organismos

bioacumulen estas sustancias sin alterarlas
(Wade *et al.*, 1988) y pueden proveer informa-
ción útil acerca del potencial de biomagnifica-
ción en la cadena de alimentación hacia los
niveles tróficos superiores tales como peces,
aves y mamíferos (Pereira *et al.*, 1992).

En la Tabla 4 se presentan los resultados de
diversas investigaciones donde se han evalua-
do los niveles de HAPs en sedimentos cos-
teros y marinos de diferentes áreas del Golfo de
México desde finales de la década de los 80's.

A diferencia de las concentraciones mostra-
das en la tabla 2 donde se reportaron máximos
superiores a 1000 $\mu\text{g g}^{-1}$, los valores promedio
de poliaromáticos fluctuaron entre 0.01 a 42 $\mu\text{g g}^{-1}$
con excepción del trabajo de Sharma *et al.*
(1997) que reportan un promedio de 692 $\mu\text{g g}^{-1}$
superando por mucho el resto de las investiga-
ciones. Los sistemas costeros de Veracruz han

Tabla 4. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en sedimentos costeros y marinos
del Golfo de México y Caribe Mexicano. Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Localidad	Año	Concentración Promedio (Intervalo)	Autores
Plataforma Continental de Tamaulipas	1999	4.5 (0.2-29.6)	Ponce , en prensa
Laguna Madre, Tamaulipas	1994	(2.6-692)	Sharma <i>et al.</i> , 1997
Laguna Salada, Veracruz	1997-1999	6.7 (1.1-11.6)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna el LLano, Veracruz	1997-1999	5 (0.6-12.4)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna la Mancha, Veracruz	1997-1999	6.7 (3.8-11.3)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna Mandinga, Veracruz	1997-1999	5.7 (2.2-18.2)	Botello <i>et al.</i> , 2001
Laguna Tampamachoco, Veracruz	1994-1995	4.5 (0.7-9.4)	Botello y Calva, 1998
Laguna Tamiahua, Veracruz	1994-1995	3.4 (0.6-8.1)	Botello y Calva, 1998
Laguna Pueblo Viejo, Veracruz	1994-1995	3.7 (2.1-5.2)	Botello y Calva, 1998
Laguna de Sontecomapan, Veracruz	1992	11.7 (<0.01-41.5)	Calva <i>et al.</i> , 2002
Plataforma Continental Veracruz	1999	3.3 (0.1-12.4)	Ponce <i>et al.</i> , en prensa
Sistema Lagunar Carmen-Machona, Tabasco	1989-1990	2.84 (0.01-1.23)	Vázquez Botello <i>et al.</i> , 1993
Laguna Mecoacán, Tabasco	1989-1990	2.89 (0.01-0.89)	Vázquez Botello <i>et al.</i> , 1993
Plataforma Continental Tabasco	19889	1.1 (0.5-3.1)	Botello <i>et al.</i> , 1991
Plataforma Continental Campeche	1989-1990	0.25 (0.09-0.47)	Vázquez Botello <i>et al.</i> , 1993
Laguna Nichupté, Quintana Roo	1985	54 (4-189)	Botello, 1986 (OEA)
NOAA, USA (ERL-ERM)	1995	4.02-44.8	Long <i>et al.</i> , 1995

sido los más evaluados y de ellos la laguna de Sontecomapan localizada en la región de los Tuxtlas considerada como un posible ambiente prístino, tuvo el promedio más alto con $11.7 \mu\text{g g}^{-1}$ con un máximo de $41.5 \mu\text{g g}^{-1}$ valor que está muy cerca del criterio superior de calidad sedimentaria ($\text{ERM} = 44 \mu\text{g g}^{-1}$) calculado por Long *et al.* (1995) para que los efectos adversos al bentos se presenten de forma frecuente lo cual pone de manifiesto el hecho de la amplia distribución que puede tener este grupo de hidrocarburos a pesar de que los ecosistemas acuáticos no tengan un aporte de los mismos en sus inmediaciones, pudiendo ser el transporte atmosférico y fluvial los mecanismos de entrada a estos ambientes.

El comportamiento mostrado por la mayoría de las concentraciones promedio de HAPs en los sedimentos costeros veracruzanos es homogéneo, inclusive con lo reportado por Ponce *et al.* (en prensa) para la plataforma continental sur del mismo estado, mientras que en Tamaulipas surge el contraste entre los niveles encontrados en la laguna Madre y la plataforma continental ya que tuvieron intervalos diferentes, y los máximos con una diferencia de 25 veces, siendo lo reportado para el ecosistema lagunar mayor (Tabla 3); utilizando los criterios de calidad sedimentaria de la NOAA, se observa que los valores máximos reportados para cada sitio fueron superiores al ERL de $4 \mu\text{g g}^{-1}$ por lo que es necesario continuar con programas de vigilancia en relación a la contaminación por petróleo.

Para el estado de Tabasco, el patrón es similar entre los niveles de HAPs en los ecosistemas lagunares y en su plataforma continental sin diferencias importantes al igual que lo reportado para este ambiente marino en Campeche, entidades con una intensa actividad petrolera desarrollada desde hace varias décadas, por lo que hasta la fecha de los estudios realizados, estas concentraciones no representan peligro para el bentos y el ecosistema en general. Sin embargo, cuando se conoce la composición molecular de estos hidrocarburos poliaromáticos, se cuenta con datos más precisos sobre la presencia o no de compuestos con características tóxicas que representan un riesgo ambiental; tal es el caso del benzo(a)pireno, el dibenzo(a,h)antraceno, el benzo(a)antraceno y el criseno, así como aquellos derivados metila-

dos indicadores de petróleo crudo, puede evaluarse con mayor precisión el posible impacto que las actividades humanas relacionadas con este energético tendrían sobre el ecosistema. De esta forma la presencia de algunos de ellos como el criseno y el benzo(a)antraceno en la zona marina de Tabasco, son evidencia de las actividades petroleras de diversa índole y su impacto sobre este ecosistema ya que estos compuestos han sido registrados a profundidades considerables pasando por una serie de factores que pudieron transformarlos y sin embargo llegaron al fondo marino, almacenándose y estando disponibles para la biota que ahí habita.

De forma comparativa al considerar las concentraciones promedio de HAPs por cada estado del litoral del Golfo de México (Fig. 8), se presenta el mismo patrón que el mostrado por los HCT, Veracruz ocupa el primer lugar en los niveles de poliaromáticos en sedimentos con $5.6 \mu\text{g g}^{-1}$ y lo contrastante es el hecho de que Tamaulipas ocupa ahora el segundo lugar ($4.5 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que para los hidrocarburos totales se ubicó como la zona con el contenido menor, esto pone de manifiesto el cuidado y el análisis crítico que debe tenerse al evaluar los componentes de los hidrocarburos, así como el riesgo ambiental de lo que se está analizando. El sureste del golfo, particularmente Tabasco y Campeche tuvieron concentraciones promedio de HAPs por debajo del criterio mínimo para encontrar efectos adversos al bentos.

La fuente principal de estos HAPs presentes en los diversos ambientes costeros y marinos del Golfo de México son los procesos pirolíticos, originados por los procesos de combustión de combustibles fósiles a altas temperatu-

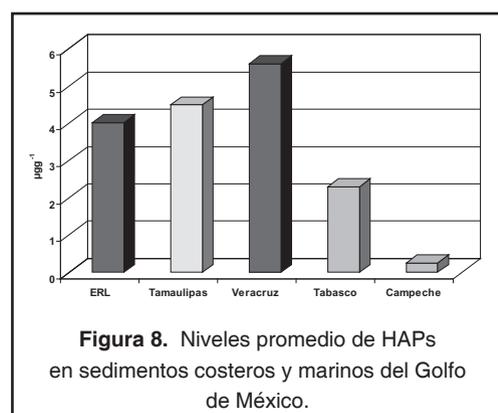


Figura 8. Niveles promedio de HAPs en sedimentos costeros y marinos del Golfo de México.

ras. Comparativamente con otras regiones del mundo, las concentraciones de HAPs registradas para diversos ambientes del Golfo de México son equiparables con áreas costeras bajo la presión de una intensa explotación y tráfico de buques petroleros como la Costa Oeste y la bahía de Boston en Estados Unidos, el estuario Gironde y la bahía Arcachon en Francia y fueron superiores a lo reportado por Al-Saad (1987) para el Golfo Árabe hasta por más de una orden de magnitud por lo que es importante mencionar que al comparar diversos trabajos es relevante considerar el método y los controles de calidad utilizados para no caer en comparaciones inválidas.

El Caso del Ixtoc I

La problemática desencadenada a partir del derrame del Ixtoc I en 1979 ha sido tratada con detalle por Jernelov y Linden (1981), Botello y Castro (1980), Soto *et al.* (1982), Botello y Páez-Osuna, (1986), entre otros, apuntando en resumen a la visión siguiente: el vertimiento de 30,000 barriles diarios de petróleo durante 10 meses dio un aporte global de 3'100,000 barriles de crudo o aproximadamente 475,000 toneladas métricas del mismo en el Golfo de México; se estimaron los diversos mecanismos de transformación sufridos por el crudo identificando a la evaporación hacia la atmósfera adyacente y al hundimiento hacia el fondo oceánico como los principales mecanismos de transformación del crudo con 48 y 24% respectivamente. Sin embargo, aunque en menor magnitud existieron depósitos en playas mexicanas (6%) y norteamericanas (3%), así como una cantidad pequeña que fue biodegradada (12%), quemada *in situ* (3%) y removida mecánicamente (5%), por lo que se generó una controversia importante sobre los alcances y la severidad de la contaminación del litoral y los ecosistemas costeros existentes (Jernelov y Linden, 1981; Botello y Páez-Osuna, 1986).

En este sentido, existe información detallada sobre las concentraciones de hidrocarburos en especies de importancia comercial donde no se han considerado como críticas, al igual que las características isotópicas de tales organismos evidenciando una fuente biogénica

del carbono orgánico en esta biota (Jernelov y Linden, 1981; Soto *et al.*, 1982).

La evaluación del reservorio sedimentario realizado durante el evento del Ixtoc I, manifestó que los niveles de hidrocarburos alifáticos o parafinas estuvieron dentro del intervalo establecido para zonas costeras no contaminadas por petróleo además de presentar un grupo de parafinas biogénicas dominante; la magnitud de las concentraciones fue alta solamente en sitios cercanos e influenciados directamente por el derrame decreciendo significativamente conforme se incrementaba la distancia del siniestro (Botello *et al.*, 1996).

De esta forma resalta la importancia de realizar un análisis detallado y de alta calidad en lugares marinos o costeros donde ocurran eventos de esta naturaleza ya que puede tenderse a maximizar el daño y el impacto ecológico de los mismos así como incurrir en subestimaciones de tales procesos.

El Carbono Isotópico

La evaluación de este parámetro geoquímico es importante debido a la información que proporciona en relación a la composición natural o antropogénica de matrices sedimentarias o biológicas y poder discernir la importancia de una o de otra.

La fuente biológica de la materia orgánica sedimentaria puede inferirse a partir de estudios químicos detallados sobre la estructura de las moléculas individuales extraídas de los sedimentos; esta información ayuda a conocer las relaciones establecidas entre los materiales biogénicos y los compuestos diagenéticamente alterados; otra forma de conocer el origen biológico y la importancia ecológica de los organismos existentes es utilizando marcadores isotópicos del C, N, O, H y S en la materia orgánica y sustancias inorgánicas que han sido procesadas por la biota (Fogel y Cifuentes, 1993).

Los isótopos de carbono nos permiten reconocer el origen de las fuentes orgánicas de carbono como los carbonatos, CO₂ atmosférico, marino y terrestre. También nos provee

información valiosa sobre el origen y la transformación de la materia orgánica a partir de la discriminación ^{13}C que hacen las plantas durante el proceso de la fotosíntesis entre aquellas con metabolismo C_3 y las de tipo C_4 (Yeh y Wang, 2001).

Las diferencias naturales en la composición isotópica de los compuestos abióticos y biológicos de interés ecológico son el resultado de factores que influyen en el fraccionamiento. Entre los factores más reconocidos podemos citar: la fuente de procedencia, limitantes de difusión, selectividad enzimática y las interacciones entre los compuestos. Esta variación natural o fraccionamiento depende asimismo del equilibrio termodinámico y de los procesos cinéticos que afectan al isótopo.

La materia orgánica sedimentaria y los petróleos contienen complejos de compuestos llamados marcadores biológicos; de la misma forma que los fósiles geológicos preservan la morfología de los organismos, los marcadores biológicos conservan la estructura molecular de los compuestos que constituyen a la biota. Ambos marcadores reflejan la contribución biológica y las condiciones fisicoquímicas de los ambientes de depósito. Las características biológicas incluyen la materia orgánica derivada de los organismos presentes en la columna de agua, en la interfase agua-sedimentos y las comunidades bacterianas dentro de los sedimentos. La materia orgánica transportada al sitio de depósito es también parte del complejo. La naturaleza del ambiente de depósito, su salinidad y el contenido de oxígeno disuelto, también se refleja en los marcadores biológicos. Por tanto, la distribución de estos marcadores en los petróleos puede servir como huellas digitales diagnósticas, que proporcionan información acerca de las condiciones paleoambientales prevalecientes. La geoquímica molecular puede ayudar en averiguar el ambiente de depósito de la roca madre de donde se originó el petróleo mediante los tipos de contribuciones de la biota en sus petróleos relacionados (Guzmán-Vega y Mello, 1999).

La aplicación de la Isotopía Estable ha sido muy exitosa en disciplinas como la Geoquímica, la Sedimentología y sobre todo la Oceanografía, pero ha sido muy lenta en estudios ambientales debido al desconocimiento

del campo, su costo de análisis y la dificultad técnica que representa; sin embargo es una poderosa herramienta para comprender procesos biológicos, cadenas alimenticias y tipos de dietas de organismos marinos, los flujos y transferencias de contaminantes orgánicos y procesos metabólicos.

Aún más, su uso cubre expectativas en las disciplinas que visualizan sistemas integrales como: la fijación de nitrógeno, el paleoclima, los flujos de gases y partículas atmosféricas, así como el origen y las fuentes de contaminantes de tipo orgánico como los hidrocarburos del petróleo, los plaguicidas y los bifenilos policlorados.

El estudio del carbono orgánico en ambientes acuáticos provee información importante sobre el reciclaje del carbono continental; el carbono orgánico particulado (COP) fluvial consiste parcialmente de compuestos detríticos y también pueden ser producto de la actividad fitoplanctónica del sitio siendo esta producción de COP esencial ya que influye el ciclo del carbono acuoso al consumir carbono inorgánico disuelto (CID) (Barth *et al.*, 1998).

Los estuarios urbanizados son particularmente vulnerables a la contaminación por desechos orgánicos de fuentes domésticas e industriales; el ingreso de nutrientes ricos en materia orgánica pueden promover la producción primaria de la columna de agua provocando un consumo excesivo de oxígeno durante la respiración microbiana de las células fitoplanctónicas muertas y estos procesos a su vez dar como resultado la muerte de peces, invertebrados que representan pesquerías económicamente importantes. Una forma de distinguir entre las fuentes de los materiales orgánicos que contribuyen a la materia orgánica particulada (MOP) en los estuarios es mediante la medición directa de los isótopos estables del carbono ($\delta^{13}\text{C}$) en los constituyentes orgánicos (Andrews *et al.*, 1998).

Para el sureste del Golfo de México, especialmente en la región conocida como la cuenca Sureste comprendida desde el río Coatzacoalcos hasta la Sonda de Campeche, se ha evaluado la importancia del aporte de estos caudales al medio oceánico ya que por ejemplo el Coatzacoalcos aporta entre 80 y

1400 m³ s⁻¹. Esta área, la Sonda de Campeche fue extensamente evaluada después del derrame del pozo Ixtoc I para poder determinar el impacto de este evento en los ecosistemas costeros (Boehm *et al.*, 1983; Jernelov y Linden, 1981). Sin embargo, se ha puesto poca atención a la evaluación del ingreso crónico terrestre y particularmente, las fuentes rivereñas. La entrada continental a la Sonda de Campeche, originada principalmente en los sistemas fluviales de Veracruz y Tabasco los cuales drenan del agua dulce de la orografía local (Sierra de Santa Marta y Sierra Madre de Oaxaca), hacia las lagunas litorales como la del Ostión y Mezcalapa o directamente sobre el mar a través de los ríos Coatzacoalcos y Tonalá. La caracterización de la contaminación en la zona del Coatzacoalcos tiene mucho interés desde varios puntos de vista; primero, porque este río sustenta una actividad industrial importante la cual incluye la refinera más grande de América Latina, así como una gama de industrias relacionadas con la petroquímica incluyendo aquellas plantas de ácido sulfúrico dando como resultado que las aguas del río se presenten usualmente como ácidas (pH promedio de 3-4 con valores máximos de 1-2) además de valores importantes de metales pesados en toda el área (Páez-Osuna *et al.*, 1986); segundo, debido a que en esta región del Golfo el perfil costero es relativamente somero ya que la plataforma continental es muy prominente, las contribuciones alóctonas pueden tener tiempos de residencia mayores comparado con lo que ocurre en áreas oceánicas regulares (Farrán *et al.*, 1987).

Botello *et al.* (1996) presentan los resultados de una gran investigación realizada a finales de los 1970s e inicio de los 1980s donde la evaluación del carbono isotópico se realizó como

uno de los parámetros geoquímicos importantes para diagnosticar la contribución petrogénica del carbono orgánico en la composición sedimentaria de la Sonda de Campeche; identificaron tres ambientes sedimentarios: una región que recibe los aportes del material orgánico proveniente de los ríos Grijalva-Usumacinta y de los sistemas lagunares Carmen-Machona y Mecocacán ($\delta^{13}\text{C}$ -22.7), otra área con un origen típicamente marino ($\delta^{13}\text{C}$ -21) frente a la laguna de Términos y una tercera zona comprendida en la porción carbonatada de la Sonda de Campeche con valores de carbono isotópico menores a los reportados para sedimentos marinos típicos ($\delta^{13}\text{C}$ -19.8). Concluyen que los datos isotópicos demuestran un dominio de fuentes continentales o marinas biogénicas más que la presencia importante de componentes antropogénicos o petrogénicos.

Para la región del Coatzacoalcos, se tiene reporte de los niveles de carbono isotópico en los sedimentos obtenidos durante 1982 y mostraron que estuvieron en el intervalo de indicadores de contaminación por petróleo crudo ($\delta^{13}\text{C}$ -27.6 a -28.8) característica geoquímica que fue corroborada con el análisis de los hidrocarburos alifáticos de la zona donde presentaron evidencia cromatográfica de un origen dual ya que el primero de ellos evidencio la contribución del petróleo crudo y la segunda fuente provino del aporte vegetal terrestre, por lo que puede concluirse que la composición isotópica de los sedimentos del río Coatzacoalcos demuestra que la materia orgánica está altamente influenciada por el ingreso de componentes petrogénicos lo cual revela un problema de contaminación importante con la existencia de materiales de combustibles fósiles (Farrán *et al.*, 1987).

HIDROCARBUROS EN ORGANISMOS

Una vez que el petróleo se ha introducido a los sistemas costeros, es importante evaluar los posibles destinos que sufrirá este energético ya que estará expuesto a los factores abióticos que contribuyen a su eliminación de la columna de agua, ya sea por evaporación o bien por adsorción a los materiales orgánicos con la subsecuente sedimentación y en esta última ruta de destino, es cuando el petróleo o sus

componentes tóxicos interactúan con los organismos que se encuentran en la matriz acuosa, siendo el fitoplancton uno de los grupos más vulnerables a estos compuestos y de suma importancia por el sostenimiento de la cadena alimenticia.

Dentro del grupo de los hidrocarburos del petróleo, existen componentes que son más

fáciles de degradar que otros cuya persistencia puede ser de años; la susceptibilidad a la degradación microbiana está en función de la configuración molecular, por ejemplo, los hidrocarburos lineales como los alcanos sufren una biodegradación más rápida al igual que aquellos que tienen una longitud de cadena mayor, ya que su hidrosolubilidad aumenta y la microbiota los toma como fuente directa de carbono, mientras que los constituidos por ciclos o estructuras aromáticas, así como los que presentan configuraciones ramificadas son más resistentes a estos mecanismos de biodegradación por la energía que se necesita para romper los enlaces de estos ciclos y que los organismos no están dispuestos a gastar teniendo la fuente de carbono disponible alternativa.

Se han estudiado las posibles vías de ingreso de los hidrocarburos a los organismos, puntualizándose las siguientes: 1) Adsorción e ingestión de partículas que contienen estos compuestos, 2) Consumo activo de los hidrocarburos disueltos o dispersos y 3) Bioacumulación de los hidrocarburos presentes en el agua circundante.

Debido a que los HC poseen un alto coeficiente octanol/agua (K_{ow}), la tendencia natural de estos compuestos orgánicos es adsorberse y absorberse al material lipídico contenido en el detrito del ecosistema costero o marino, para seguir la ruta de la floculación, sedimentación y depósito iniciando el proceso de almacenamiento en el fondo del sistema y ser consumidos por la biota bentónica o permanecer sin cambios en los sedimentos costeros por largo tiempo.

El estudio en particular de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) representa suma importancia debido a las propiedades carcinogénicas y mutagénicas de algunos de ellos y por esto están incluidos en las listas de contaminantes prioritarios de diversas agencias internacionales relacionadas con el cuidado del ambiente (Myers *et al.*, 1998). Por ejemplo, se ha observado que en aquellos experimentos de exposición de peces al benzo(a)pireno las concentraciones de este compuesto en el hígado son aproximadamente 100 veces más altas que las registradas en el músculo (Varanasi *et al.*, 1987). Los HAPs en peces pueden metabolizarse rápidamente a productos intermedios

en el hígado y estos subproductos quedar unidos al DNA hepático o bien formar conjugados y ser transferidos a la bilis (Livingstone, 1998; D'Adamo *et al.*, 1997). Existen estudios donde la presencia de HAPs en órganos de peces se ha relacionado a episodios recientes de exposición a sitios contaminados (Pointet y Milliet, 2000).

La absorción de estos compuestos orgánicos persistentes por los seres humanos puede ocurrir a través de la piel, la respiración y especialmente por la ingestión de alimentos contaminados (Safe, 1998; Schlummer *et al.*, 1998), aunque, desafortunadamente, existen numerosos ejemplos de contaminación accidental; las primeras dos formas de absorción, contribuyen con menos del 10%; la tasa de acumulación diaria depende en más del 90% de la dieta, de la cual aproximadamente el 90% es de origen animal. Los productos pesqueros, en general, representan una pequeña cantidad (aprox. 10%) de la dieta a pesar de que este porcentaje representa la ruta principal de contaminación para el hombre (Harrison, 1998).

Los efectos que pueden llegar a producir los hidrocarburos del petróleo en la biota costera y marina son diversos y están sujetos a una gama de factores ambientales como son la composición misma del energético derramado, la concentración y el tiempo a los cual los organismos están expuestos, el intemperismo del petróleo, la forma en que se presente el petróleo (solución, emulsión, suspensión, disperso o adsorbido), el grupo biológico al que pertenezca la especie que esté expuesta, la etapa del ciclo de vida que presente, las presiones ambientales como las condiciones climáticas, las fluctuaciones térmicas y de salinidad del agua, las corrientes y el oleaje, las maniobras de control ante un derrame y de limpieza del mismo, entre otros.

De forma general puede decirse que el daño biológico provocado por el petróleo o sus derivados es más severo si ocurre en un área costera como las lagunas y los estuarios o la zona intermareal ya que estos ecosistemas albergan etapas biológicas vulnerables como huevos, larvas y juveniles por ser sitios importantes de reproducción, crianza y alimentación de diversas especies oceánicas.

Los organismos poseen mecanismos de defensa ante la presencia de xenobióticos de gran toxicidad y la potencia de éstos varía dependiendo del grupo biológico de que se trate; por lo que las respuestas de la biota son variadas, entre las que pueden mencionarse: interferencia con los procesos celulares provocando la muerte (efecto letal), alteración de las actividades fisiológicas o conductuales sin llegar a provocar la muerte (efectos subletales), generación de cáncer debido a la incorporación del petróleo o sus derivados, interferencia mecánico-visual para la búsqueda del alimento o el escape de los depredadores, cambios en la composición y diversidad específica debido a la alteración del hábitat, entre otros.

Dentro de los organismos seleccionados como "sentinelas" para valorar la calidad ambiental de un ecosistema costero y marino, están los moluscos bivalvos los cuales han formado parte de redes internacionales para la vigilancia de los contaminantes en estos ambientes acuáticos (NOAA, 1993; O'Connor y Beliaeff, 1995). Estos organismos son sésiles, filtradores, características que contribuyen a la acumulación de sustancias contaminantes en mayor nivel del que se presenta en el agua circundante. Por esta dinámica, la medición de los contaminantes en los tejidos de los bivalvos puede utilizarse para estimar los tipos y las cantidades relativas de los xenobióticos en la columna de agua; se ha reconocido desde hace tiempo que los bivalvos usados para indicar una exposición química pueden también evaluarse para deducir efectos potenciales (Bayne *et al.*, 1980; Oliver *et al.*, 2001). Debido a su capacidad de acumular contaminantes, los bivalvos pueden presentar cambios subletales que dependerán tanto del compuesto tóxico como de los mecanismos fisiológicos desencadenados para impedir el daño químico.

La variabilidad propia de las especies hace difícil valorar el impacto de un derrame petrolero sobre el ecosistema ya que las presiones ecológicas naturales provocan cambios en la composición poblacional y la diversidad de las comunidades, de igual forma la carencia de información ambiental previa a eventos accidentales por hidrocarburos dificulta una evaluación de los daños producidos a los organismos por este tipo de eventos catastróficos. Dentro de los efectos que puede provocar el petróleo en

los organismos costeros y marinos, pueden mencionarse aquellos que ocurren sobre el grupo de los peces y sus repercusiones pesqueras, siendo los más evidentes los de tipo letal que ocurren en zonas cercanas a derrames de gran magnitud o cuando suceden en áreas restringidas ya que alteran el funcionamiento de las branquias, provocando muerte masiva por asfixia, además existen aquellos subletales reflejados en los cambios de hábitos alimenticios, migratorios, reproductivos, entre los más relevantes.

Los derivados refinados del petróleo son componentes más agresivos que el petróleo crudo y se han observado efectos deletéreos importantes sobre las pesquerías en áreas donde han ocurrido estos vertimientos, por ejemplo en Alaska en 1970, el barco Tampico Maru en California en 1957, el buque-tanque Florida en Massachussets en 1969, el Exxon Valdez en Alaska en 1989, y recientemente el Prestige en España en 2004, por mencionar los de mayor renombre internacional.

De esta forma es patente que la biota es el componente más sensible y frágil del ecosistema, expuesta a sufrir las alteraciones ambientales provocadas por las diversas actividades humanas y particularmente la zona costera es una región altamente sensible a estos impactos ya que conjunta características ambientales terrestres, marinas y atmosféricas especiales que le confieren una gran importancia ecológica y por ende económica para los países que la poseen. En México ha habido un incremento en los estudios encaminados a evaluar y diagnosticar el estado de salud de esta zona costera debido principalmente a la evolución de las pesquerías y poder contribuir al entendimiento de este proceso para poder diferenciar entre las causas naturales de los decrementos en las capturas pesqueras y aquellas de tipo antropogénico con el fin de tomar las medidas necesarias evitando un agotamiento de los recursos naturales costeros y marinos.

Es importante mencionar aquellos estudios mexicanos donde se han considerado a los organismos como medio para valorar la carga contaminante, particularmente de hidrocarburos que han alcanzado el litoral del Golfo de México; en la tabla 5 se presentan algunos de los trabajos publicados y accesibles hasta la fe-

Tabla 5. Niveles de HAPs en moluscos bivalvos del Golfo de México. Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Localidad	Año	Promedio	Autores
Laguna Pueblo Viejo, Veracruz	1975	2 ^a	Botello, 1978
Laguna Tamiahua, Veracruz	1975	15 ^a	Botello, 1978
Laguna Alvarado, Veracruz	1975	0.6 ^a	Botello, 1978
Río Coatzacoalcos, Veracruz	1986	0.12 ^b	Botello <i>et al.</i> , 1987
Isla Pajaritos, Veracruz	1986	0.13 ^c	Botello <i>et al.</i> , 1987
Laguna Carmen-Machona, Tabasco	1975	34 ^a	Botello, 1978
Laguna Carmen, Tabasco	1979-1980	45 ^a	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Machona, Tabasco	1979-1980	41 ^a	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Mecoacán, Tabasco	1979-1980	45 ^a	Botello <i>et al.</i> , 1983
Laguna Carmen, Tabasco	1992-1993	0.23 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1997
Laguna Machona, Tabasco	1992-1993	0.4 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1997
Laguna Mecoacán, Tabasco	1992-1993	0.22 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1997
Laguna de Términos, Campeche	1991	0.32 ^a	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 1995
Laguna de Términos, Campeche	1991	17.3 ^a	Noreña-Barroso <i>et al.</i> , 1999

^a *Crassostrea virginica* (ostión); ^b *Rangia flexuosa* (almeja); ^c *Polymesoda caroliniana* (almeja chica).

cha donde se evaluaron diversas especies de moluscos bivalvos; la mayoría de ellos versa sobre el ostión *Crassostrea virginica* como indicador de posibles problemas de contaminación por petróleo. Resalta el hecho de que los ostiones provenientes de los sistemas costeros de Tabasco fueron los que presentaron los niveles de HAPs más altos entre 34 y 45 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los de las lagunas de Tamiahua y Términos tuvieron concentraciones equiparables, contrastando el tipo de escurrimientos que llegan a estos estuarios ya que en el primero, en el Norte de Veracruz, existe una central termoeléctrica que basa su funcionamiento en el combustóleo además de los asentamientos humanos presentes en las márgenes del sistema acuático, situación compartida con la laguna de Términos aunado a que este sistema lagunar está sometido a la influencia de la zona de plataformas petroleras marinas ubicadas a 80 km de distancia y que por las corrientes costeras pueden transportar sus desechos hasta la zona costera adyacente.

Cabe resaltar que existe una gran discrepancia entre los niveles reportados por Botello y colaboradores en 1983 para *C. virginica* de Tabasco y los datos generados por Gold-

Bouchot *et al.* (1997) para la misma especie extraídos de los mismos sistemas lagunares; esto puede deberse a eventos puntuales de derrames de petróleo y pirólisis de sus componentes ya que los primeros reportes tienen una fecha de captura de los bivalvos que data entre 1979 y 1980 fecha en que ocurrió el desastre del pozo Ixtoc-I pudiendo llegar a la zona costera aquellos componentes más persistentes como los HAPs; otro factor que puede contribuir a diferencias tan grandes en las concentraciones de estos xenobióticos puede ser la fineza analítica de los métodos que han ido depurándose a lo largo de los últimos años; este hecho se presenta también para la laguna de Términos donde la diferencia de niveles varía hasta en 55 veces y los datos fueron generados por el mismo grupo de investigadores durante la misma fecha de captura, por lo que puede pensarse en una variabilidad muy grande en la acumulación de estos compuestos orgánicos en los tejidos de estos bivalvos y que pueden existir eventos de exposición a hidrocarburos muy puntuales en el tiempo y el espacio, reflejándose en una fuerte acumulación por parte de los organismos. Comparativamente con los ostiones, las dos especies de almejas que se reportan para la región del río Coatzacoalcos al

sur de Veracruz, registró niveles similares de HAPs, siendo los menores respecto a los demás trabajos mencionados;

Uno de los primeros trabajos en valorar el impacto de los hidrocarburos sobre la biota costera fue el desarrollado por Botello y colaboradores en 1986 en la región del Bajo Coatzacoalcos analizando especies de peces y crustáceos importantes por su comercialización y consumo tanto local como regional; en la tabla 6 se presentan las concentraciones de HC saturados o parafinas, de HAPs y la suma de ambas fracciones químicas representada por los HC totales de 7 especies de peces y 3 de crustáceos colectadas a lo largo de las márgenes del cauce principal del Coatzacoalcos como de sus afluentes y efluentes.

Resalta el hecho de los niveles bajos de HAPs, llegando a no poder detectarlos ($<0.01 \mu\text{g g}^{-1}$) en las mojarra y los roncós, con un máximo de $0.9 \mu\text{g g}^{-1}$ en el crustáceo conocido como mayacaste chico (*Macrobrachium acanthurus*). Es importante mencionar que

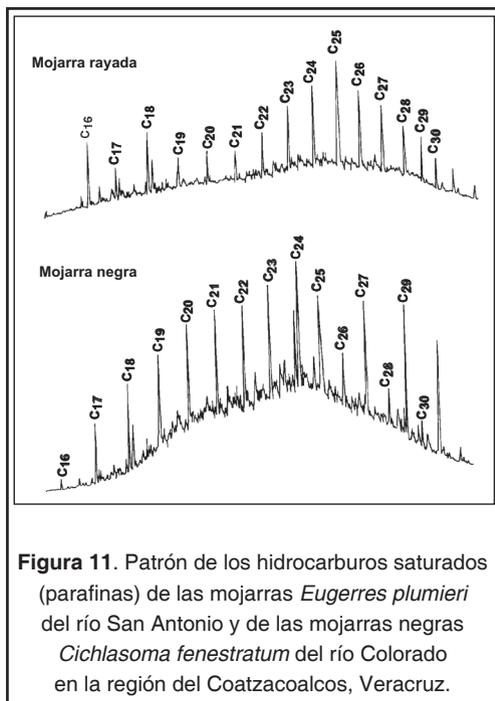
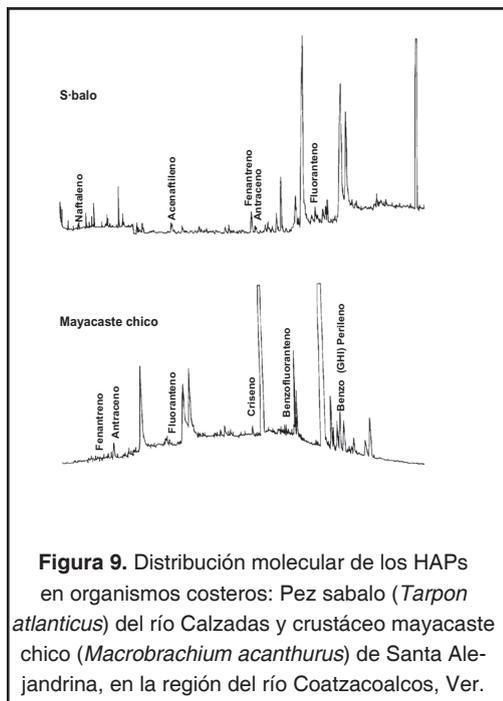
Neff (1982) reporta la existencia de un intervalo entre 0.2 y $10 \mu\text{g g}^{-1}$ donde se ha observado una toxicidad aguada para organismos acuáticos a nivel celular, provocada por alteraciones metabólicas como la inhibición fotosintética y el retraso en la división celular; en este sentido, si bien los niveles de HAPs reportados en estos organismos de la zona del Coatzacoalcos no son elevados, si es importante mantener una vigilancia permanente para valorar los incrementos que pudieran ocurrir y que representen señales de alarma para los consumidores, ya que en su composición química se detectaron compuestos como fluoranteno, benzofluoranteno, criseno y benzo(ghi)perileno (Fig. 9) que han estado evaluándose por su potencialidad tóxica y probable carcinogénesis.

El grupo de las parafinas o hidrocarburos saturados tiene valores mayores que los aromáticos, comportamiento normal por su similitud con la composición biológica de los organismos; del grupo biótico evaluado, la mojarra *Cichlasoma mecki* proveniente del río Colorado ocupó el primer lugar con $3 \mu\text{g g}^{-1}$ y las especies

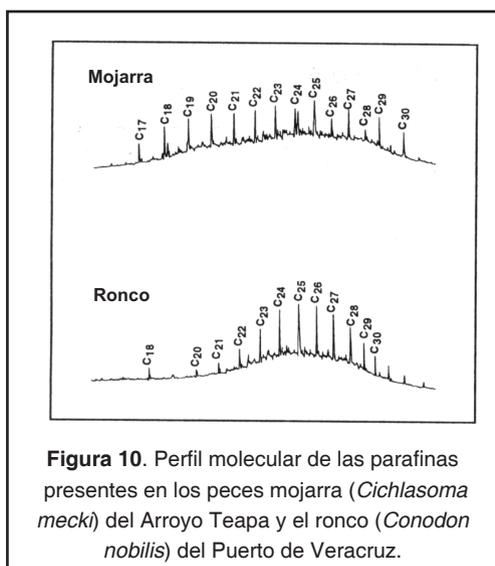
Tabla 6. Niveles de HCs en crustáceos y peces del Río Coatzacoalcos, Veracruz y la Sonda de Campeche. (Valores en $\mu\text{g g}^{-1}$).

Nombre Científico	Nombre Común	Localidad	Saturados	HAPs	Totales
<i>Cichlasoma mecki</i>	Mojarra	Arroyo Teapa	0.47	<0.01	0.47
<i>Mugil curema</i>	Lebrancha	Isla Pajaritos	1.52	0.04	1.56
<i>Cichlasoma fenestratum</i>	Mojarra negra	Boca San Francisco	0.69	<0.01	0.69
<i>Menticirrus americanus</i>	Ratón	Litoral	0.28	0.02	0.30
<i>Cichlasoma fenestratum</i>	Mojarra negra	Río San Antonio	1.20	0.11	1.31
<i>Conodon nobilis</i>	Ronco amarillo	Puerto comercial	1.84	<0.01	1.84
<i>Conodon nobilis</i>	Ronco amarillo	Litoral	1.47	<0.01	1.47
<i>Tarpon atlanticus</i>	Sabalo	Río Calzadas	1.07	0.40	1.47
<i>Cichlasoma mecki</i>	Mojarra	Río Colorado	3.00	0.08	3.08
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra rayada	Río San Antonio	0.84	0.01	0.85
<i>Cichlasoma fenestratum</i>	Mojarra negra	Río San Francisco	1.17	<0.01	1.17
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	Mayacaste chico	Santa Alejandrina	0.70	0.9	1.60
<i>Callinectes bocourti</i>	Jaiba	Río Coatzacoalcos	0.88	0.02	0.90
<i>Macrobrachium carcinus</i>	Mayacaste grande	Santa Alejandrina	1.54	0.02	1.56

Datos reportados por Botello y Páez-Osuna (1986)



restantes tuvieron entre 0.3 y 1.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 6). El análisis cromatográfico muestra que la composición de este grupo de hidrocarburos varía en las especies analizadas, por ejemplo existieron aquellos organismos donde el origen dominante de estos HC es biológico como en la mojarra *C. mecki* y en el ronco *Conodon nobilis* (Fig. 10), mientras que en la mojarra rayada *Eugerres plumieri*, en la mojarra negra *C. fenestratum*, y en el sabalo *Tarpon atlanticus*, el origen de las parafinas es mixto ya que se aprecia la mezcla compleja no resuelta (UCM por sus siglas en inglés), así como la presencia del C_{18} típico del petróleo crudo y del C_{17} y del C_{19} derivados del fitoplancton (Fig. 11).



Con los resultados obtenidos en esta evaluación del río Coatzacoalcos en 1986, se llegó a la conclusión de la importancia de haber registrado concentraciones de compuestos derivados del petróleo en esta región costera ya que normalmente lo que se valora son los efectos letales de este energético como son las mortandades masivas de peces que dan como consecuencia una reducción en los volúmenes de captura de especies comerciales y se dejan de lado aquellas alteraciones subletales sobre todo en las etapas del ciclo de vida más frágiles como son las larvianas y las juveniles, sin dejar de lado la de huevecillos de estos organismos.

Es así, que al realizar investigaciones para conocer y cuantificar el grado de alteración en los ecosistemas costeros y marinos provocado por las actividades humanas relacionadas con la industria petrolera, debe contemplarse el factor tiempo de forma preponderante ya que diversas alteraciones biológicas requieren un periodo largo para que puedan evidenciarse, medirse y pueden ser el resultado de un proceso crónico de contaminación que en la mayoría

de los casos no se le da la importancia que tiene ya que son de llamar la atención los eventos de mayor magnitud aunque sean puntuales.

Las mayores pesquerías del mundo están concentradas en áreas con una productividad biológica alta como la zona costera y es ahí donde se encuentran localizados los yacimientos petroleros por lo que la actividad industrial de este rubro se establece sobre estos ecosistemas frágiles con el riesgo de provocar

un impacto ambiental importante cuando no se planifican estos establecimientos y su manejo. Este ha sido el caso del Golfo de México, ya que su explotación petrolera marina se ha ubicado en las regiones litorales donde habitan los recursos pesqueros más importantes de peces, crustáceos y moluscos del litoral atlántico de nuestro país con la subsecuente contaminación de estos organismos y la alteración ecológica de las comunidades, los ecosistemas y el ser humano.

LITERATURA CITADA

- Al-Saad, H.T., 1987.** Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in surficial sediments from shatt Al-Arab river and the Northwest region of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 248-251.
- Andrews, J.E., A.M. Greenaway, y P.F. Dennis, 1998.** Combined carbon isotope and C/N ratios as indicators of source and fate of organic matter in a poorly flushed, tropical estuary: Hunts Bay, Kingston Harbour, Jamaica. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 743-756.
- Barth, J.A.C., J. Veizer, y B. Mayer, 1998.** Origin of particulate organic carbon in the upper St. Lawrence: isotopic constraints. *Earth and Planetary Science Letters*, 162: 111-121.
- Baumard, P., H. Budzinsky, P. Garrigues, J.C. Sorbe, T. Burgeot, y J. Bellocq, 1998.** Concentrations of PAHs (Polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12): 951-960.
- Bayne, B.L., D.A. Brown, F. Harrison, P.D. Yevich, G. Varela, y D.L. Webber, 1980.** Mussel health, p. 163-235. *In: The International Mussel Watch*. National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Becerra, T.N.C., 1984.** Determinación de la concentración de hidrocarburos en *Crassostrea virginica* en la laguna de Términos, Campeche. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Beg, M.U., T. Saeed, S. Al-Muzaini, K.R. Beg, T. Al-Obaid, y A. Kurian, 2001.** Extraction, fractionation, and toxicity determination of organic contaminants in sediment from coastal area receiving industrial effluents in Kuwait. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 881-888.
- Benlahcen, K.T., A. Chaoui, H. Budzinski, J. Bellocq, y P.H. Garrigues, 1997.** Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 34(5): 298-305.
- Bertilsson, S., y A. Widenfalk, 2002.** Photochemical degradation of PAHs in freshwaters and their impact on bacterial growth-influence of water chemistry. *Hydrobiologia*, 469: 23-32.
- Boehm, P.D., D.L. Fiest, I. Kaplan, P. Mankiewicz, y G.S. Lewbel, 1983.** A natural resources damage assessment study: The Ixtoc I blowout, p. 507-516. *In: Proceedings of the 1983 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Boffetta, P., N. Jourenkova, y P. Gustavsson, 1997.** Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes and Control*, 8: 444-472.
- Botello, A.V., 1978.** Presencia de hidrocarburos fósiles en sistemas costeros y estuarinos del Golfo de México. Tesis Doctoral. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México. 155p.
- Botello, A.V., 1996.** Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 203-210. *In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666p.
- Botello, A.V., y S. Castro, 1980.** Chemistry and natural weathering of various crude oil fractions from the IX-TOC-I oil spill. Proceedings of Symposium on Preliminary results from september 1979. Research/Pierce IXTOC-I Cruise U.S. Department of Commerce. NOAA. OMPA. Boulder, Colorado, USA. 591p.

- Botello, A.V., y S. Macko, 1982.** Presencia de hidrocarburo fósiles (n-parafinas) en sedimentos recientes de lagunas costeras en el Pacífico de México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 7(1): 159-168.
- Botello, A.V., A.J. Goñi, y A.S. Castro, 1983.** Levels of organic pollution in coastal lagoons of Tabasco State, Mexico; I: Petroleum hydrocarbons. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 31(3): 271-277.
- Botello, A.V., y O.F. Pérez 1986.** El Problema Crucial: La Contaminación. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México. 180p.
- Botello, A.V., M. Mendelewicz, y S. Villanueva, 1986.** Impacto ambiental de los hidrocarburos fósiles en dos sistemas costeros del Caribe Occidental (México-Costa Rica). Informe Técnico OEA-CONACYT-UNAM. 73p.
- Botello, A.V., S. Villanueva, y M. Mendelewicz, 1987.** Programa de vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sedimentos del Golfo de México y Caribe Mexicano 1978-1984. *Caribbean Journal of Science*, 23(1): 29-40.
- Botello, A.V., C. González, y G. Díaz, 1991.** Pollution by petroleum hydrocarbons in sediments from continental shelf of Tabasco state, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 565-571.
- Botello, A.V., G. Ponce-Vélez, A. Toledo, G. Díaz-González, y S. Villanueva, 1992.** Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*, XVIII (102): 28-48.
- Botello, A.V., G. G. Díaz, F.S. Villanueva, y S. Salazar, 1993.** Presence of PAH's in coastal environments of the southeast Gulf of Mexico. Suppl. Vol. 3 of The Journal of Polycyclic Aromatic Compounds, p. 397-404. In: Polycyclic Aromatic Compounds, Synthesis, Properties, Analytical Measurements, Occurrence and Biological Effects. Proceedings of the 13th International Symposium on Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Garrigues, P. y M. Lamote (Eds.). Gordon & Breach Sciences Publishers. Bordeaux, Francia. 1264p.
- Botello, A.V., G. Ponce-Vélez, y S. Macko, 1996.** Niveles de concentración de hidrocarburos en el Golfo de México, p. 225-253. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666 p.
- Botello, A.V., F.S. Villanueva, y G.G. Díaz, 1997.** Petroleum pollution in the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 153: 91-118.
- Botello, A.V., y B. L. G. Calva, 1998.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua, and Tampamachoco Lagoons in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60:96-103.
- Botello, A.V., B.L.G. Calva, y V.G. Ponce, 2001.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from coastal lagoons of Veracruz state, Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 889-897.
- Brooks, J., 1990.** Classic petroleum provinces. p. 1-8. In: J. Brooks (Ed.). Classic petroleum provinces. Geological Society Special Publication 50.
- Burns, A.K., y J.L. Smith, 1982.** Hydrocarbons in Victorian coastal ecosystem (Australia): Chronic petroleum input to Western port and port Phillips Bays. *Arch. Environmental Contamination and Toxicology*, 11: 129-140.
- Calva, B.L.G., A.V. Botello, y I. Wong-Chang, 2002.** Sedimentary record of PAH in a tropical coastal lagoon from the Gulf of Mexico. *Hidrobiológica*, 12(2): 137-146.
- Celis, L., A.V. Botello, M. Mendelewicz, y G. Díaz, 1987.** Actividades del proyecto CARIPOL en la zona costera de México: I. Hidrocarburos disueltos. *Caribbean Journal of Science*, 23(1): 11-18.
- Chapman, M.P., T.K. Ho, R.W. Munns Jr., K. Solomon, y P.M. Weinstein, 2002.** Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 271-278.
- D'Adamo, R., S. Pelosi, P. Trotta, y G. Sansone, 1997.** Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. *Marine Chemistry*, 56: 45-49.
- De Bartolomeo, A., L. Poletti, G. Sanchini, B. Sebastiani, y G. Morozzi, 2004.** Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere*, 55: 1323-1329.
- Desiderie, P.G., L. Lepri, y D. Heimler, 1984.** Concentration, separation and determination of hydrocarbons in sea water. *Journal of Chromatography*, 284: 167-178.
- Díaz-González, G., A. Vázquez-Botello, y G. Ponce-Vélez, 1994.** Contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's) disueltos en la laguna Meacoacán, Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 4(1-2): 21-27.
- Farrán, A., J. Grimalt, J. Albaigés, A.V. Botello, y S.A. Macko, 1987.** Assessment of petroleum pollution in a Mexican river by molecular markers and carbon isotope ratios. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6): 284-289.

- Farrington, J.W., y B.W. Tripp, 1977.** Hydrocarbons in western North Atlantic surface sediments. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 41: 1627-1641.
- Farrington, J.W., E.D. Goldberg, R.W. Risebrough, J.H. Martin, y T. Bowen, 1983.** US Mussel Watch 1976-1978: An overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial ratio-nuclide data. *Environmental Science and Technology*, 17: 490-496.
- Fernandes, M.B., M. A. Sicre, A. Boireau, y J. Tronczynski, 1997.** Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 34(11): 857-867.
- Fogel, M.L., y L.A. Cifuentes, 1993.** Isotope fractionation during primary production. p. 73-94. In: M.H. Engel, and S.A. Macko (Eds.), *Organic Geochemistry, Principles and Applications*. Plenum Press, New York.
- Foote, R.Q., R.G. Martin, y R.B. Powers, 1983.** Oil and gas potential of the maritime boundary region in the Central Gulf of Mexico. *The American Association of Petroleum Geologist Bulletin*, 67(7): 1047-1065.
- Gearing, P., J.N. Gearing, T.F. Lytle, y J.S. Lytle, 1976.** Hydrocarbons in 60 northeast Gulf of Mexico shelf sediments: a preliminary study. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 47: 2115-2119.
- Gold-Bouchot, G., M. Zavala-Coral, O. Zapata-Pérez, y V. Ceja-Moreno, 1997.** Hydrocarbon concentrations in oysters (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59: 430-437.
- Gold-Bouchot, G., E. Noreña-Barroso, y O. Zapata-Pérez, 1995.** Hydrocarbon concentrations in the american oyster, *Crassostrea virginica*, in Laguna de Términos, Campeche, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54: 222-227.
- 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, UNAM. 108 p.
- Grimalt, J., J.M. Bayona, y J. Albaigés, 1986.** Chemical markers for the characterization of pollutant inputs in the coastal zones. I.C.S.E.M. Reports 1984, p. 533-543.
- Guieysse, B., B. Viklund, A.Ch. Toes, y B. Mattiasson, 2004.** Combined UV-biological degradation of PAHs. *Chemosphere*, 55: 1493-1499.
- Guzmán-Vega, M., y M.R. Mello, 1999.** Origin of oil in the Sureste Basin, Mexico. *The American Association of Petroleum Geologist Bulletin*, 83(7): 1068-1095.
- Harrison, H., 1998.** Time trends in human dietary exposure to PCDDs, PCDFs and PCBs in the UK. *Chemosphere*, 37: 1657-1670.
- Hites, R.A., R.E. Laflamme, y J.G. Windsor Jr., 1980.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine/aquatic sediments: their ubiquity, p. 289-311. In: L. Petrakis, and F.T. Weiss (Eds.) *Petroleum in the marine environment*, Advances in Chemistry Series 185. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Hollert, H., S. Heise, S. Pudenz, R. Brüggemann, W. Ahlf, y T. Braunbeck, 2002.** Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (Hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11: 311-312.
- Hong, H., L. Xu, L. Zhang, J.C. Chen, Y.S. Wong, y T.S.M. Wan, 1995.** Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediment of Xiamen harbor and Victoria harbor. *Marine Pollution Bulletin*, 31: 229-236.
- Jaffé, R., 1991.** Fate of hydrophobic organic pollutants in the aquatic environment: a review. *Environmental Pollution*, 69: 237-257.
- Jernelov, A., y O. Linden, 1981.** IXTOC-I: A case study of the world's largest oil spill. *Ambio*: 299-306.
- Kalf, F.D., T. Crommentuijn, y J.E. van de Plassche, 1997.** Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36: 89-97.
- Keizer, P.D., J. Dale, y D.C. Gordon Jr., 1978.** Hydrocarbons in surficial sediments from the Scotian shelf. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 42: 165-172.
- Law, R.J., V.J. Dawes, R.J. Woodhead, y P. Matthiesen, 1997.** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 34(5): 306-322.
- Livingstone, D.R., 1998.** The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 120: 43-49.
- Long, E.R., D.D. Macdonald, S.L. Smith, y F.D. Calder, 1995.** Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81-97.
- Mallakin, A., B.J. McConkey, G. Miao, B. McKibben, V. Snieckus, D.G. Dixon, y B.M. Greenberg, 1999.** Impacts of structural photomodification on the toxicity of environmental contaminants: anthracene photooxidation products. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(2): 204-212.

- Means, J.C., S.G. Wood, J.J. Hassett, y W.L. Banwart, 1980.** Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science and Technology*, 14: 1524-1528.
- Munoz, D., M. Guiliano, P. Doumenq, F. Jacquot, P. Scherrer, y G. Mille, 1997.** Long term evolution of petroleum biomarker in mangrove soil (Guadeloup). *Marine Pollution Bulletin*, 34(11): 868-874.
- Myers, M., L. Johnson, O. Olson, C. Stehr, B. Horness, T. Collier, y B. McCain, 1998.** Toxicopathic hepatic lesions as biomarkers of chemical contaminant exposure and effects in marine bottomfish species from the Northeast and Pacific Coasts, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 92-113.
- Neff, J.W., 1982.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment sources, fates and biological effects. Am. Pet. Inst.
- NOAA, 1993.** Sampling and analytical methods of the National Status and Trends Program, National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects 1984-1992. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NOS ORCA 71.
- Noreña-Barroso, E., G. Gold-Bouchot, O. Zapata-Pérez, y J.L. Sericano, 1999.** Polynuclear aromatic hydrocarbons in american oysters *Crassostrea virginica* from the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 38(8): 637-645.
- Notar, M., H. Leskovsek, y J. Faganeli, 2001.** Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 42(1): 36-44.
- O'Connor, T.P., y B. Beliaff, 1995.** Recent trends in coastal environmental quality: Results from the Mussel Watch Project. National Status and Trends Program, U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.
- Oliver, M.L., S.W. Fisher, T.J. Winstead, L.B. Hemmer, y R.E. Long, 2001.** Relationships between tissue contaminants and defense-related characteristics of oysters (*Crassostrea virginica*) from five Florida bays. *Aquatic Toxicology*, 55: 203-222.
- Páez-Osuna, F., A.V. Botello, y F.S. Villanueva, 1986.** Heavy metals in Coatzacoalcos estuary and Ostion lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 516-519.
- Páez-Osuna, F., L.D. Valdez, M.H. Alexander y P.H. Fernández, 1987.** Trace metals in the fluvial system of Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 294-297.
- Parker, P.L., 1974.** Effects of pollutants on marine organisms NSF/IDOE, Workshop on effects of pollutants on marine organisms. Sidney British Columbia, Canada. August 11-14. 46 p.
- Pereira, W.E., F.D. Hostettler, S.N. Luoma, A. van Green, C.C. Fuller, y R.J. Anima, 1999.** Sedimentary record of anthropogenic and biogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in San Francisco Bay, California. *Marine Chemistry*, 64: 99-113.
- Pointet, K., y A. Milliet, 2000.** PAHs analysis of fish whole gall bladders and livers from the Natural Reserve of Camargue by GC/MS. *Chemosphere*, 40: 293-299.
- Ponce, V.G., 1995.** Evaluación de los niveles de metales pesados e hidrocarburos aromáticos polinucleares en la zona costera del Golfo de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 157 p
- Ponce-Vélez, G., A.V. Botello, y G. Díaz-González, en prensa.** Organic and inorganic pollutants in marine sediments from northern and southern continental shelf of the Gulf of Mexico. *International Journal of Environment and Pollution*.
- Pruell, R.J., B.K. Taplin, D.G. McGovern, R. McKinney, y S.B. Norton, 2000.** Organic contaminant distributions in sediments, polychaetes (*Nereis virens*) and American lobster (*Homarus americanus*) from a laboratory food chain experiment. *Marine Environmental Research*, 49: 19-36.
- Reid, B.J., K.C. Jones, y K.T. Semple, 2000.** Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments – a perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environmental Pollution*, 108: 103-112.
- Safe, S.H., 1998.** Development validation and problems with the toxic equivalency factor. Approach of risk assessment of dioxins and related compound. *Journal of Animal Science*, 76: 134-141.
- Santschi, P.H., B.J. Presley, T.L. Wade, B. Garcia-Romero, y M. Baskaran, 2001.** Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. *Marine Environmental Research*, 52: 51-79.
- Schlummer, M., G.A. Moser, y M. McLachlan, 1998.** Digestive tract absorption of PCDD/Fs, PCBs, and HCB in humans: Mass balance and mechanistic consideration. *Toxicology Appl Pharmacology* 152: 128-137.
- Sharma, K.V., K. Rhudy, R. Brooks, S. Hollyfield, y G.F. Vazquez, 1997.** Petroleum hydrocarbons in sediments of upper Laguna Madre. *Marine Pollution Bulletin*, 34(4): 229-234.

- Soclo, H.H., P.H. Garrigues, y M. Ewald, 2000.** Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5): 387-396.
- Solanas, A.M., C. Parés, C. Marfil, y J. Albaigés, 1982.** A comparative study of chemical and microbiological monitoring of pollutant hydrocarbons in urban aquatic environments. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 12: 141-151.
- Soto, A.L., G.A. Gracia, y A.V. Botello, 1982.** Study of the penaeid shrimp population in relation to petroleum hydrocarbons in Campeche Bank. Proceedings of the 33th annual meeting of the Gulf of Mexico. *Caribbean Fisheries Institute*. 81-100.
- Tolosa, I., S. de Mora, S.M. Reza, J.P. Villeneuve, J. Bartocci, y Ch. Cattini, 2003.** Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 48(1-2): 44-60.
- UNESCO, 1976.** Guide to operational procedures for the IGOS pilot project on marine pollution (petroleum). Monitoring Manual and guides No. 7.
- USEPA, 1988.** Ambient aquatic life water quality criteria for phenanthrene. U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratories, Duluth, 43p.
- Varanasi, U., J. Stein, M. Nishimoto, W. Reichert, y T. Collier, 1987.** Chemical carcinogenesis in feral fish: uptake, activation, and detoxification of organic xenobiotics. *Environmental Health Perspectives*, 71: 155-170.
- Venkatesan, M.I., S. Brenner, E. Ruth, J. Bonilla, y I.R. Kaplan, 1980.** Hydrocarbons in age-dated sediment from two basin in the Southern California Bight. *Geochemica and Cosmochemica Acta*, 44: 789-802.
- Verrhiest, G., B. Clément, y G. Blake, 2001.** Single and combined effects of sediment-associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 10: 363-372.
- Wade, T.L., E.L. Atlas, J.M. Brooks, M.C. Kennicutt II., R.G. Fox, J. Sericano, B. García-Romero, y D. De-Freitas, 1988.** NOAA Gulf of Mexico status and trends program: Trace organic contaminant distribution in sediments and oysters. *Estuaries* 11: 171-179.
- Witt, G., 1995.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 3: 237-248.
- Yeh, H.W., y W.M. Wang, 2001.** Factors affecting the isotopic composition of organic matter: (1) Carbon isotopic composition of terrestrial plant materials. *Proceedings of the National Science Council, Republic of China (B)* 25(3): 137-147.

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en Sedimentos de la Bahía de Chetumal

17

Teresa Alvarez Legorreta y Ricardo Sáenz Morales

El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

RESUMEN

En 1998 se colectaron muestras de sedimentos en 45 sitios de la Bahía de Chetumal, para determinar los niveles de contaminación y distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), en base al tamaño de grano de los sedimentos. Las concentraciones más altas de HAPs se encontraron en la parte sur cercana a New river ($20.57 \mu\text{g g}^{-1}$), al norte de la bahía ($33.39 \mu\text{g g}^{-1}$) y en la parte central ($25.78 \mu\text{g g}^{-1}$). La composición molecular de los hidrocarburos indica que son de origen pirogénico. En general dominaron en el sistema los sedimentos arenosos, en tanto que las arenas finas y medianas se distribuyeron en la parte central de la bahía. No hubo correlación entre HAPs con el tamaño de grano en la parte sur, debido probablemente a las descargas provenientes de la ciudad de Chetumal, del río Hondo y del río Nuevo. Las condiciones hidrológicas fueron diferentes en las porciones norte y sur de la bahía, debido a la formación de un gradiente de salinidad. Por lo que se considera que la distribución de los HAPs en la parte norte se debió a las condiciones hidrológicas y las características del sedimento, mientras que en la parte sur fuentes localizadas y condiciones hidrológicas determinaron su distribución.

ABSTRACT

In 1998 sediment samples were collected in 45 sites of Chetumal Bay, to determine contamination levels and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) on basis of grain size. The highest HAPs concentrations were in the southern part near to New river ($20.57 \mu\text{g g}^{-1}$), other in the northernmost of the bay ($33.39 \mu\text{g g}^{-1}$) and the last one in the middle of the bay ($25.78 \mu\text{g g}^{-1}$). Molecular composition of hydrocarbons indicate that their source were pyrogenic. In the system dominated sandy sediments in general, and the distribution of muddy sand and sandy mud were in central part of the bay. No correlation between PAH with grain size in the southern part of the bay, probably due to wastewater of the Chetumal City, and inputs from Hondo river and New river. Hydrological conditions were different in the northern and southern regions of the bay due to salinity gradient. Therefore, in the northern part the distribution of PAH is governed by hydrological conditions and sedimentary characteristics, while in the southern part, the distribution was governed by hydrological conditions and sources localized.

INTRODUCCIÓN

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) se encuentran entre los grupos de contaminantes orgánicos más ampliamente distribuidos en el ambiente, cuyo origen puede ser de fuentes naturales, petrogénicas o pirogénicas. Son contaminantes de gran interés ambiental debido a las propiedades mutagénicas y carcinogénicas de algunos de sus compuestos (Farrington, 1991). Se considera que las actividades antropogénicas son la fuente principal de contaminación por hidrocarburos, y que estas pueden ser puntuales como las descargas urbanas, o no puntuales como el transporte atmosférico, el cual llega a ser tan importante que puede explicar la presencia de HAPs en suelos y sedimentos de sitios alejados de las fuentes puntuales (Pralh *et al.*, 1984). De esta manera, se produce una mezcla de hidrocarburos que complica la identificación de sus fuentes, por lo que diversos autores han utilizado el patrón de composición de hidrocarburos para identificar el origen de estos compuestos en el ambiente acuático (Thompson y Eglinton, 1978; Gerritse, *et al.*, 1995).

Estudios anteriores en la bahía de Chetumal revelaron la presencia de HAPs en sitios alejados de la zona urbana (Ortiz *et al.*,

1997; Noreña-Barroso *et al.*, 1998). La ciudad de Chetumal esta localizada en la costa Occidental de la bahía y se considera como la principal fuente de contaminación al sistema, debido a la descarga de aguas residuales en el drenaje pluvial y a las filtraciones de las fosas sépticas al manto freático. La otra fuente de contaminantes es el río Hondo que desemboca al sur de la bahía, en el que se ha reportado la presencia de plaguicidas organoclorados en sedimentos, debido a la actividad agrícola que se desarrolla en las riberas de México y Belice (Ortiz *et al.*, 1997). En 1996, la investigación de la muerte masiva de bagres de la especie *Ariopsis assimilis* en la bahía, demostró la presencia de HAPs en el hígado de los bagres y en los sedimentos (Ortiz, Sáenz y Zavala, 1997).

Estos estudios se han llevado a cabo en áreas cercanas a la ciudad considerando pocos sitios alejados de esta fuente, por lo que el presente estudio se enfocó a la determinación de niveles de HAPs en sedimentos superficiales de la bahía de Chetumal en una red de 45 estaciones de muestreo, con el objetivo de explicar su distribución espacial tomando en cuenta parámetros como profundidad y tamaño de grano de los sedimentos.

AREA DE ESTUDIO

La bahía de Chetumal se localiza en el estado de Quintana Roo en el sureste de México, y comparte la parte sur de su superficie con el país de Belice. Tiene 67 km de longitud y 20 km en su parte media más ancha, cuenta con un área total de 1,100 km² (Fig. 1) y tiene en su parte sur un canal de comunicación con el mar de 19 km de ancho. La ciudad de Chetumal se localiza en la costa occidental de la bahía, cuya zona urbana abarca 10 km de costa en la que se llevan a cabo actividades de pesca y recreativas. Debido a que el sistema mantiene una importante población de manatíes, ha sido declarada como área protegida. Presenta ca-

racterísticas estuarinas debido a las descargas de agua dulce del río Hondo y de las filtraciones de agua subterránea. Los flujos netos de corrientes de agua dentro del sistema tienen una dirección norte, determinados por los vientos este y sureste prevalecientes, ocasionando la formación de un gradiente de salinidad hacia el norte (Fig. 2). Estas características le confieren a la bahía un comportamiento hidrodinámico complejo, que puede influir en los procesos sedimentarios y determinar la distribución espacial de los contaminantes orgánicos asociados a los sedimentos.

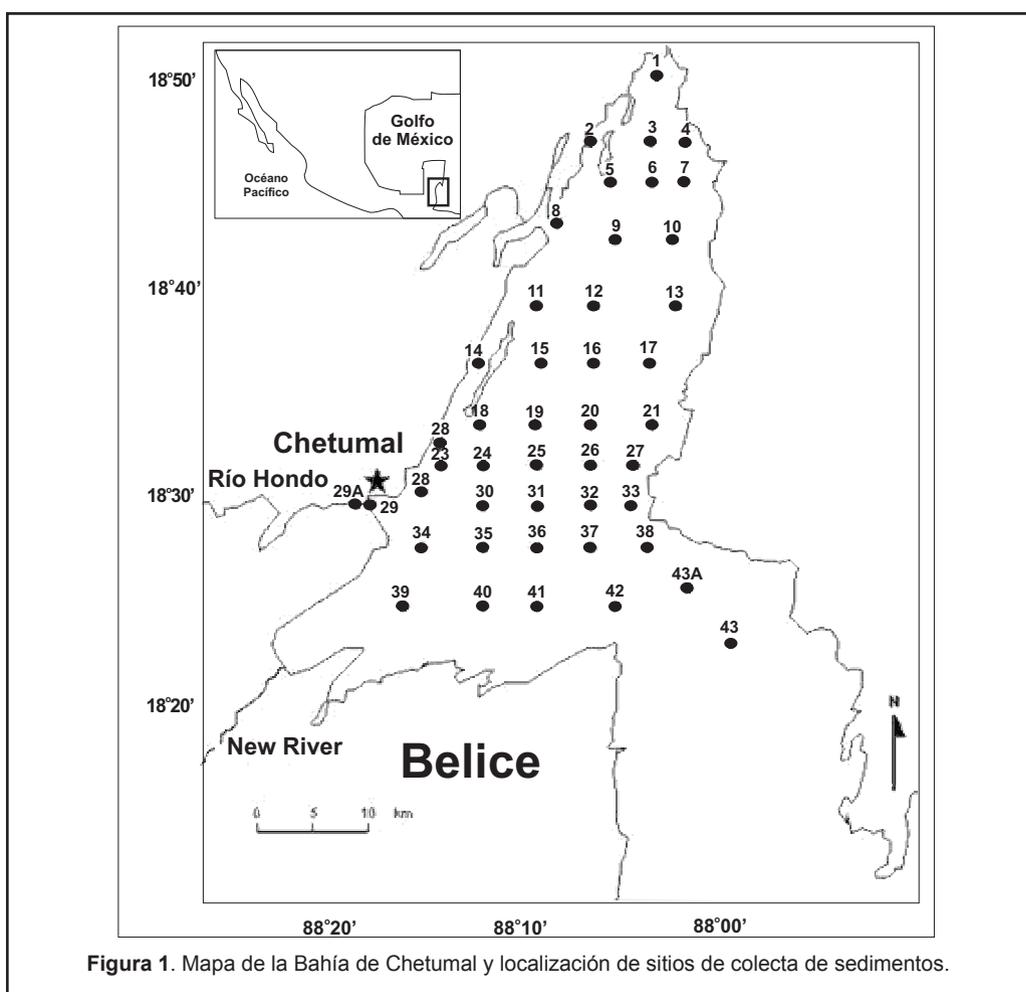


Figura 1. Mapa de la Bahía de Chetumal y localización de sitios de colecta de sedimentos.

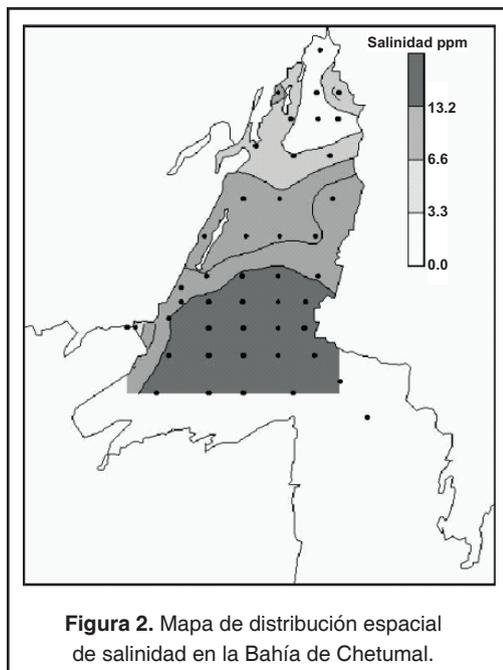
MATERIALES Y MÉTODOS

En septiembre de 1998, se colectaron sedimentos superficiales en la bahía de Chetumal en 45 estaciones (Fig.1). En cada sitio se midió la profundidad y se tomaron por buceo libre muestras de la capa superficial de 2 cm de sedimento, almacenadas en frascos de vidrio previamente lavados con solventes grado HPLC y cubiertas con papel aluminio lavado. Las muestras se conservaron en hielo hasta su traslado al laboratorio en dónde se liofilizaron. En cada muestra se analizó el contenido de HAPs y la distribución de tamaño de grano.

Para la determinación de HAPs se siguió el método de CARIPOL-IOCARIBE (1986). Todos los solventes empleados fueron grado HPLC. Muestras de 10 g de sedimento seco fueron digeridas en un aparato Soxhlet con 100 ml

de metanol e KOH, durante 8 horas. Al mismo tiempo se analizó una muestra de sedimento limpio a la que se le añadió una solución estándar que contenía una mezcla de 16 HAPs para determinar el porcentaje de recuperación de los compuestos individuales. Además, por cada lote de 5 muestras se corrió un blanco como control de calidad, y los valores reportados fueron corregidos con los blancos.

La cuantificación de HAPs se hizo en un cromatógrafo de gases Perkin-Elmer modelo Autosystem, con un detector de ionización de flama y una columna capilar (Rtx-5 % difenil-95% dimetil polisiloxano) de 30 m de largo. El programa de temperaturas fue de 90°C (0.5 min) hasta 180°C a 8 °C min⁻¹, de 180°C hasta 245°C a 5 °C min⁻¹, y de 245°C hasta 300°C



2°C min⁻¹. Para la identificación de los compuestos en las muestras, se utilizó un estándar (Chem Service) con una mezcla de 16 HAPs (Tabla 1).

La distribución de tamaño de grano en muestras de sedimentos secos se determinó mediante el tamizado mecánico durante 15 minutos, a través de 13 tamices que abarcaron

Tabla 1. Lista de compuestos individuales de HAPs.	
Abreviación	Compuestos
N	Naftaleno
Acy	Acenaftileno
Ac	Acenafteno
F	Fluoreno
Ph	Fenantreno
An	Antraceno
Ft	Fluoranteno
P	Pireno
B(a)An	Benzo(a)antraceno
C	Criseno
B(b)Ft	Benzo(b)fluoranteno
B(k)Ft	Benzo(k)fluoranteno
B(a)P	Benzo(a)pireno
IP	Indeno(123-cd)pireno
DB(ah)An	Dibenzo(ah)antraceno
B(ghi)Per	Benzo(ghi)perileno

desde arenas gruesas a limos (apertura de malla de -0.75 a 4 φ) El tamaño medio de grano se calculó de acuerdo a Folk (1969).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Distribución de Tamaño de Grano

La distribución de tamaño de grano se presenta en la tabla 2. El tipo de sedimento dominante fue el arenoso, ya que la arena tuvo el porcentaje más alto en todas las estaciones (> 70%); la fracción de arenas finas fluctuó entre 5 y 20%. Las estaciones 8, 18 y 33 localizadas en la boca de la Laguna Guerrero, sur de la isla Tamalcab y suroeste de la bahía, respectivamente, presentaron fragmentos de concha y los valores más bajos de arenas finas. La figura 3 muestra la distribución espacial del tamaño medio de grano, en la que se observa un gradiente que va del centro hacia el este, norte y oeste de la bahía. En el eje central del sistema, también se aprecia un cinturón de arena fina ($\geq 1.8 \phi$) que coincide con la zona más profun-

da. Esta área se encuentra rodeada por otro cinturón de sedimento más grueso (1.3 a 1.8 φ) que se extiende a casi toda la bahía de norte a sur, mientras que en las costas este y oeste el tamaño de los sedimentos fue de 0.3 a 0.8 φ. Este patrón de distribución del tamaño de grano coincide con el reportado por de Jesús *et al.* (2000), a pesar de que su método de muestreo involucró la colecta de sedimentos en núcleos de 10 cm de profundidad, lo cual implica que sus resultados reflejan procesos sedimentarios a plazos más largos.

En la figura 4 se presenta un mapa de la bahía con su batimetría, en este se observa que el eje central tiene una profundidad de 3 a 5 m, en el que coincide la presencia de sedimentos de arenas finas y muy finas.

Tabla 2. Distribución de tamaño de grano y concentración de HAPs en sedimentos de la Bahía de Chetumal. (*porcentaje de fragmentos de conchas).

Estación	Tipo de Sedimento (%)			Media Tamaño del Grano	Total HAPs (μg^{-1})
	Arena	Muddy Sand	Sandy mud	ϕ	
1	82.53	16.80	0.67	1.74	4.04
2	93.72	5.78	0.50	0.90	1.62
3	76.65	23.35	1.03	2.12	2.89
4	89.31	10.73	0.45	1.87	3.95
5	83.02	15.87	1.10	1.80	6.42
6	82.36	15.80	1.84	2.17	10.97
7	79.43	19.93	0.64	2.05	6.13
8	7.96*0.58	0.97	---	0.29	1.33
9	94.81	4.58	0.61	0.8	3.35
10	88.89	10.44	0.67	1.71	15.85
11	85.78	13.52	0.70	1.28	1.06
12	80.86	18.53	0.61	1.88	17.12
13	82.52	17.33	0.15	1.10	5.35
14	94.82	4.43	0.82	0.90	0.96
15	95.82	3.89	0.28	0.78	1.92
16	84.43	15.29	0.28	2.18	25.78
17	93.55	6.00	0.44	1.07	0.003
18	24.79*74.32	0.84	0.04	-0.43	0.05
19	82.20	17.44	0.35	2.18	11.52
20	76.53	22.90	0.57	2.39	9.31
21	84.57	14.96	0.47	1.83	2.79
22	93.82	5.93	0.25	1.43	1.45
23	91.37	8.40	0.23	1.70	2.12
24	82.23	14.68	1.09	1.94	8.85
25	86.50	13.32	0.18	2.04	19.31
26	93.10	6.56	0.34	1.84	10.46
27	95.13	4.72	0.15	1.42	3.58
28	77.66	21.41	0.93	2.34	9.52
29	96.12	3.15	0.73	1.20	0.98
29A	88.78	10.89	0.33	1.68	1.10
30	81.95	17.28	0.78	1.52	7.98
31	95.25	3.85	0.87	0.80	4.01
32	80.35	19.02	0.63	1.91	0.72
33	12.08*83.47	4.05	0.41	0.11	5.34
34	90.39	8.58	1.03	1.58	1.17
35	89.80	9.64	0.56	1.87	19.87
36	85.24	13.99	0.77	1.86	16.23
37	79.97	22.26	0.77	2.38	12.40
38	82.73	17.25	---	1.40	1.73
39	80.42	17.91	1.67	1.91	20.57
40	91.33	8.26	0.41	1.79	6.92
41	94.65	5.21	0.15	1.46	11.77
42	85.06	14.81	0.14	2.23	17.08
43	889.18	9.89	0.93	0.90	5.05
43A	82.85	16.04	1.11	2.04	33.39

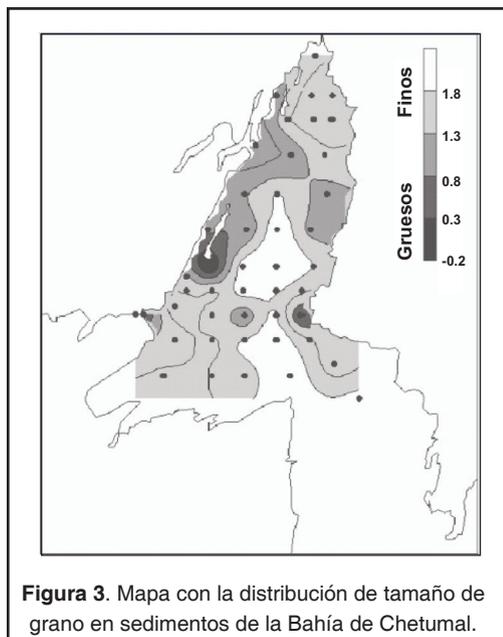


Figura 3. Mapa con la distribución de tamaño de grano en sedimentos de la Bahía de Chetumal.

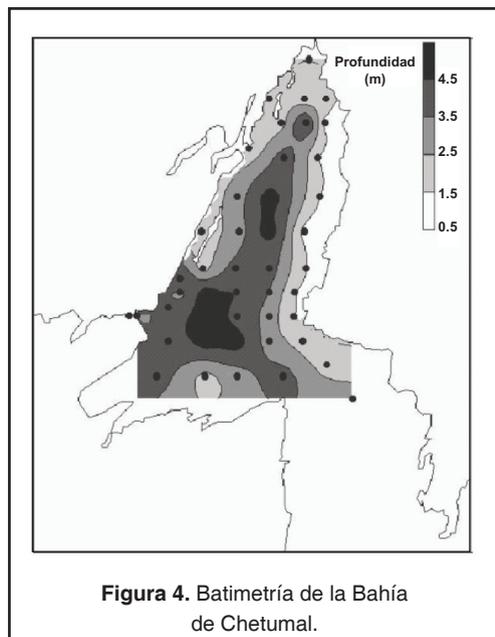


Figura 4. Batimetría de la Bahía de Chetumal.

La hidrología de los estuarios está determinada por la entrada de ríos, mareas, olas y fuerzas meteorológicas, que constituyen factores importantes que modifican las características de la distribución y acumulación de sedimentos (Nichols y Biggs, 1985). En el sur de la bahía de Chetumal desembocan dos ríos, el río Hondo mencionado anteriormente y New river localizado unos kilómetros más al Sur, en el territorio de Belice. La influencia del río Hondo se ha observado en diversos estudios, tal es el caso de Ortiz-Hernández y Sáenz- Morales (1999) quienes reportaron que el contenido de materia orgánica en los sedimentos decreció conforme aumentó la distancia de la desembocadura; y de Jesús-Navarrete *et al.* (2000) que encontraron valores más altos de carbón orgánico (9.17 %) en la parte sur de la bahía, que en la parte norte (5.37 %) y concluyeron que la causa fue la carga del río Hondo y las descargas de aguas residuales de la ciudad de Chetumal. Por otro lado, en la parte sur del sistema existen condiciones de alta energía causadas por la mezcla de agua dulce y marina, situación que no se presenta en la parte norte.

Distribución de HAPs

Las concentraciones de HAPs totales en sedimentos de la bahía fueron de 0.003 a 33.39 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 2), las cuales son más altas que las

reportadas por Noreña *et al.* (1998). Sin embargo, en ambos estudios se observa una tendencia similar en algunos de los sitios, por ejemplo en la estación 10 localizada en la costa noreste de la bahía, en donde se encontró el nivel más alto de HAPs (15.85 $\mu\text{g g}^{-1}$ este estudio y 8.91 $\mu\text{g g}^{-1}$ en Noreña *et al.* *Op.Cit.*).

En relación con la concentración de los HAPs individuales (Tabla 3), se encontró que los compuesto con mayor distribución en la bahía fueron benzo(k)fluoranteno que estuvo presente en 84 % de las estaciones con la concentración promedio más alta (6.10 $\mu\text{g g}^{-1}$); seguido de benzo(a)pireno (82%) con un nivel promedio más bajo de 3.47 $\mu\text{g g}^{-1}$. En tanto que benzo(b)fluoranteno fue el segundo compuesto con la concentración promedio más alta (4.71 $\mu\text{g g}^{-1}$), aunque con un porcentaje de ocurrencia bajo (18%). Estos compuestos son considerados como importantes carcinógenos (Thompson y Eglinton, 1978; Lamparczyk *et al.*, 1998). En el análisis de la frecuencia de detección de compuestos en la bahía, se encontró que las estaciones de la parte norte presentaron los porcentajes de presencia más altos comparados con la parte sur, dividiendo en dos al sistema.

Al analizar la distribución de HAPs en la bahía por su composición, también se encuentra que existen diferencias entre las partes norte y sur del sistema; ya que en el norte hay pre-

Tabla 3. Concentración de HAPs individuales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos superficiales de la Bahía de Chetumal. (Ver tabla 1 para abreviaturas).

Est.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)							
	N	Acy	Ac	F	Ph	An	Ft	P
1	0.03	--	--	--	0.001	0.02	2.63	0.01
2	--	--	--	--	--	--	1.18	--
3	--	0.01	0.20	0.07	0.07	--	0.06	0.09
4	0.04	0.004	0.01	0.06	0.06	0.06	0.22	0.18
5	--	--	0.02	0.06	0.06	0.44	0.13	0.23
6	0.03	0.002	--	0.05	0.05	0.05	0.13	0.25
7	--	0.01	0.01	0.09	0.09	0.09	0.09	0.12
8	--	--	0.03	0.03	0.03	0.02	0.25	0.20
9	--	--	--	--	--	--	0.05	--
10	--	0.03	0.01	0.04	0.04	0.03	0.03	0.11
11	--	0.01	0.004	0.03	0.03	0.03	0.21	0.11
12	0.07	0.06	0.04	0.47	0.47	0.47	0.62	1.02
13	--	--	0.03	0.01	0.01	0.02	0.08	0.14
14	--	--	--	--	--	0.39	0.16	0.03
15	--	0.04	0.01	0.02	0.09	0.09	0.30	0.36
16	--	--	0.01	0.05	0.46	0.31	1.25	1.24
17	--	--	--	--	--	--	--	0.003
18	--	--	0.003	--	--	--	--	0.04
19	--	--	0.08	0.08	0.19	0.12	0.33	--
20	0.08	--	0.12	0.08	0.15	0.08	0.31	0.13
21	--	--	--	--	--	--	0.09	--
22	--	--	--	--	--	--	0.08	--
23	--	--	--	--	--	--	0.11	--
24	--	--	--	0.07	0.11	0.07	0.22	0.07
25	--	--	--	--	--	--	--	--
26	--	--	--	0.07	--	--	0.22	--
27	--	--	--	--	0.06	--	0.07	--
28	--	--	0.06	0.06	0.19	0.15	0.22	0.08
29	--	--	--	--	--	--	0.17	0.10
29A	--	--	--	--	--	--	0.18	0.16
30	--	--	0.07	0.08	0.16	--	0.24	0.06
31	--	--	--	--	--	--	0.13	--
32	--	--	--	--	--	--	--	--
33	--	--	--	--	--	--	0.18	--
34	--	--	--	--	--	--	--	--
35	--	--	--	--	--	--	--	--
36	--	--	--	--	0.07	--	0.32	--
37	--	--	--	--	0.07	--	0.31	--
38	--	--	--	0.30	--	--	--	--
39	--	--	--	--	0.23	0.08	0.23	--
40	--	--	--	--	--	--	0.10	--
41	--	--	--	--	0.09	0.07	0.34	0.11
42	--	--	--	--	0.16	0.10	0.70	0.18
43	--	--	0.39	--	--	--	0.29	4.37
43A	--	--	0.10	0.08	0.69	0.84	3.11	3.44

-- No detectado

Tabla 3 (Continuación). Concentración de HAPs individuales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos superficiales de la Bahía de Chetumal. (Ver tabla 1 para abreviaturas).

Est.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)							
	B(a)An	C	B(b)Ft	B(K)Ft	B(a)P	IP	DB(ah)An	B(ghi)Per
1	0.66	--	0.04	--	0.57	0.04	0.02	0.03
2	0.44	--	--	--	--	--	--	--
3	0.36	0.03	0.22	0.11	0.95	0.24	0.12	0.41
4	0.04	0.09	--	2.96	0.02	0.18	0.05	0.03
5	0.02	0.09	--	4.78	0.39	0.11	0.08	0.01
6	0.01	0.04	--	9.20	1.01	0.09	0.05	0.05
7	--	0.04	4.88	0.44	0.22	0.03	0.04	0.04
8	--	0.04	0.54	0.15	0.06	0.02	--	--
9	0.05	--	--	2.78	0.47	--	--	--
10	0.03	0.03	14.72	0.54	0.01	0.06	0.13	0.08
11	--	0.02	--	0.44	--	0.08	0.03	0.05
12	0.12	0.10	12.46	0.54	0.26	0.25	0.31	0.33
13	0.01	0.03	4.53	0.24	--	0.07	0.14	0.02
14	--	--	--	--	0.38	--	--	--
15	0.01	0.03	0.33	0.18	0.17	0.14	0.10	0.07
16	0.03	0.07	--	19.48	1.65	0.36	--	0.90
17	--	--	--	--	--	--	--	--
18	--	--	--	--	--	--	--	--
19	--	--	--	7.87	2.00	0.38	--	0.46
20	--	0.11	--	6.28	1.68	0.18	--	0.12
21	--	0.08	--	2.28	0.35	--	--	--
22	--	--	--	1.26	0.11	--	--	--
23	--	--	--	1.70	0.20	0.11	--	--
24	--	0.07	--	6.88	0.68	0.37	--	0.31
25	--	--	--	17.00	1.88	0.17	--	0.26
26	--	--	--	9.13	0.74	0.14	--	0.16
27	--	--	--	3.17	0.28	--	--	--
28	0.069	0.10	--	7.28	0.93	0.22	--	0.15
29	0.26	0.09	--	0.29	--	--	--	0.08
29A	0.08	0.07	--	0.46	--	--	--	0.15
30	--	0.09	--	6.69	0.36	0.17	--	0.08
31	--	--	--	2.95	0.93	--	--	--
32	--	--	--	0.62	0.10	--	--	--
33	--	--	--	4.56	0.32	0.29	--	--
34	--	--	--	1.03	0.14	--	--	--
35	--	--	--	18.20	0.82	0.21	--	0.65
36	--	0.10	--	14.75	0.31	--	--	0.67
37	0.32	0.22	--	9.87	0.96	0.28	--	0.39
38	--	--	--	--	1.43	--	--	--
39	--	0.07	--	18.34	1.23	0.23	--	0.14
40	--	--	--	6.23	0.59	--	--	--
41	--	0.10	--	10.00	0.81	0.13	--	0.12
42	0.11	0.15	--	13.31	1.51	0.14	0.43	0.28
43	--	--	--	--	--	--	--	--
43A	0.85	0.47	--	19.91	1.82	0.39	0.92	0.79

--- No detectado

dominancia de los compuestos de bajo peso molecular (2 y 3 anillos) con concentraciones totales de $35.39 \mu\text{g g}^{-1}$ con respecto a los niveles de $11.64 \mu\text{g g}^{-1}$ en la zona Sur; en tanto que los compuestos de alto peso molecular (4 y 5 anillos) predominan por su concentración en la zona sur con valores totales de $205.77 \mu\text{g g}^{-1}$ comparado con $117.39 \mu\text{g g}^{-1}$ encontrados en la zona Norte. Por otra parte, se observa que para todo el sistema la concentración total de compuestos de 4 y 5 anillos ($323.16 \mu\text{g g}^{-1}$) fue más alta que la de 2 y 3 anillos ($47.03 \mu\text{g g}^{-1}$). Como se mencionó antes, los compuestos de alto peso molecular más representativos fueron benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno y benzo(b)fluoranteno. No obstante que los HAPs de bajo peso molecular se encontraron en bajas concentraciones deben tenerse presentes, debido a que también tienen una toxicidad aguda significativa (Witt, 1995). La predominancia de aromáticos de alto peso molecular encontrada en la bahía de Chetumal, indica que los HAPs son de origen pirogénico, lo cual coincide con lo reportado por Noreña *et al.* (1998). Al respecto, Gauss y Hamdy (1991) apuntaron que la predominancia de compuestos de alto peso molecular es indicadora de productos relacionados con la combustión. El fluoranteno y pireno son característicos de muestras originadas por la combustión incompleta de hidrocarburos (Botello, 1996); y el benzo(a)pireno está relacionado con la quema de carbón y madera, y ha sido utilizado como marcador de descargas industriales en sedimentos (Mather y Aislabie, 1992). Además, la predominancia de HAPs de alto peso molecular en sedimentos, también puede deberse a su mayor persistencia (Witt, 1995); mientras que los de bajo peso molecular generalmente se asocian con entradas recientes de combustibles (Gerritse *et al.*, 1995).

La concentración media de HAPs totales de la bahía de Chetumal fue de $7.87 \mu\text{g g}^{-1}$ (DS = 7.66). El 51% de las estaciones presentó concentraciones arriba de $5 \mu\text{g g}^{-1}$ con un intervalo de 0.05 a $33 \mu\text{g g}^{-1}$. Es posible que la parte Sur del sistema este influenciado por las descargas de aguas residuales de la ciudad de Chetumal y los escurrimientos de los ríos Hondo y Nuevo, debido a que la concentración promedio de HAPs en la parte Sur fue de $8.98 \mu\text{g g}^{-1}$, más alta que en la parte Norte de $6.30 \mu\text{g g}^{-1}$. No obstante estas bajas concentraciones de HAPs

encontradas en sedimentos de la bahía, su exposición crónica puede resultar en efectos subletales para los organismos acuáticos que habitan en ella. En un estudio realizado en este mismo sistema, Vidal (1997) encontró que el hígado del bagre *Ariopsis assimilis* tenía células cancerosas, señalando al benzo(a)pireno como la causa probable. Mientras que Ortiz *et al.* (1997) reportaron niveles de HAPs en el hígado de esta especie de bagre de hasta $18 \mu\text{g g}^{-1}$, incluyendo altos niveles de aromáticos de 2 a 3 y de 4 a 6 anillos.

La distribución espacial de HAPs totales mostró la misma tendencia que la distribución de tamaño de grano de los sedimentos (Fig. 5). Se observó una relación significativa entre HAPs totales con el tamaño de grano (Fig. 6a). La ubicación de las estaciones 16 y 43a fuera de la línea de regresión, se debe a que presentan concentraciones altas de HAPs. Cuando el análisis se hizo dividiendo nuevamente al sistema en Norte y Sur, también se encontraron relaciones significativas (Figs. 6b y 6c). Las bajas correlaciones encontradas se deben a la predominancia de partículas gruesas en la bahía, las cuales tienen una baja afinidad a los HAPs. Al respecto Karickhoff, Brown y Scott (1979) encontraron que las propiedades de absorción de la fracción de arena para metoxicloro y pireno eran reducidas, debido al bajo porcentaje de

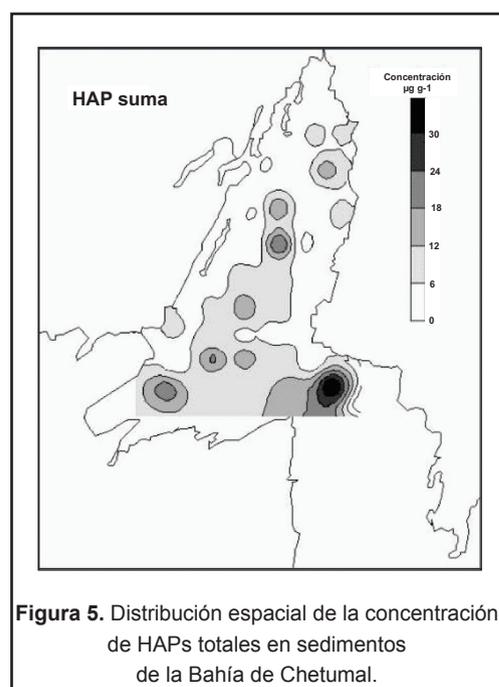
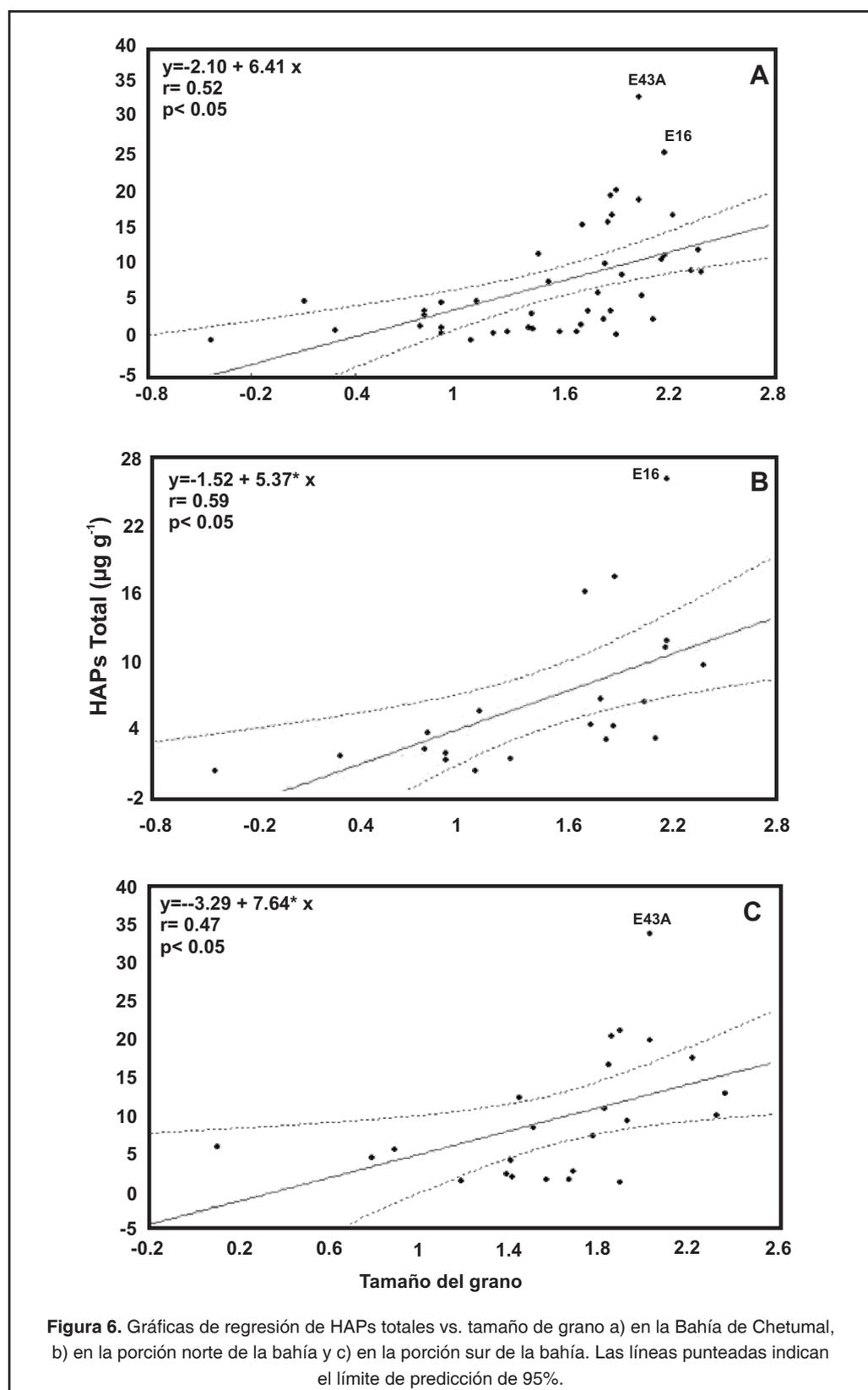


Figura 5. Distribución espacial de la concentración de HAPs totales en sedimentos de la Bahía de Chetumal.



materia orgánica que estaba asociado a esta fracción. No obstante lo anterior, al comparar las figuras 3a, 3b y 4 se observa que existe un patrón que indica que en las regiones más pro-

fundas de la bahía de Chetumal, se depositan las partículas más finas de sedimentos a los que se asocian las concentraciones más altas de HAPs.

CONCLUSIONES

La Bahía de Chetumal esta dominada por sedimentos arenosos. En general la fracción de arena fina ($> 5 \phi$) y las concentraciones más altas de HAPs, se encontraron en el eje central de la bahía, que corresponde a la zona más profunda. Este patrón podría atribuirse a los efectos de las corrientes de agua que arrastran las arenas finas dentro de la depresión de la parte central del sistema. A pesar de que el muestreo se llevó al cabo en la temporada de lluvias, se observó una clara influencia marina que formó un gradiente de salinidad; lo cual le confirió al agua de la bahía características geoquímicas distintas, dado por el intercambio de agua dulce del río Hondo y el agua salada del mar Caribe, en la parte sur del sistema.

Los niveles de HAPs encontrados en sedimentos de la bahía, se encuentran debajo del límite de $70 \mu\text{g g}^{-1}$ establecidos por la UNESCO (1976) para sitios considerados como no contaminados. Sin embargo, el contenido de HAPs en sedimentos debería recibir mayor atención, debido a sus propiedades carcinogénicas y a su toxicidad aguda.

En la parte sur de la bahía, la distribución de HAPs es influenciada por las entradas de ríos y por las condiciones hidrológicas, dado el gradiente de salinidad; mientras que en la parte norte su distribución es gobernada por las corrientes que fluyen hacia el norte y por características sedimentarias.

LITERATURA CITADA

- Botello, A.V. 1996.** Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, p. 203-210. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, y D. Zárate-Lomelí, Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche, México. 666 p.
- CARIPOL/IOCARIBE, 1986.** Programa para el análisis de hidrocarburos del petróleo en sedimentos y organismos marinos. Manual CARIPOL para el análisis de hidrocarburos del petróleo en organismos marinos y sedimentos marinos. Subcomisión IOCARIBE/COI. Cartagena, Colombia.
- de Jesus-Navarrete, A., R.J.J. Oliva, B.V. Valencia, y L.N. Quintero, 2000.** Distribución de los sedimentos en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiología*, 10(2):00
- Farrington J.W. 1991** Biogeochemical processes governing exposure and uptake of organic pollutant compounds in aquatic organisms. *Environmental Health Perspectives*, 90: 75-84
- Folk, R. L. 1969.** Petrología de las rocas sedimentarias, Trad. Schlaepfer, C. y R. M. Schmitter. Instituto de Geología UNAM México. pp. 100-128.
- Gerritse, R., F. Hernandez, A.S. Murria, P.J. Wallbrink, y G. Brunskill, 1995.** Distributions, phosphorus and ^{137}Cs in sediment profiles from Ellen Brook in Western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 46: 843-851.
- Karickhoff, S., D.S. Brown, y T.A. Scott, 1979.** Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, 14: 241-248.
- Lamparckzyk, H., R. J. Ochocka, J. Gryzbowski, J. Halkiewics, y A. Radecki, 1998.** Parameters related to pollution by n-alkenes and PAH in Baltic water and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 222-226.
- Mather, W.A., y J. Aislabie, 1992.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia. *Science of the Total Environment*, 112:143-164.
- Nichols, M.M., y R.B. Biggs, 1985.** Estuaries, p. 87-176. In: A.Davies Jr., Coastal Sedimentary Environments. Second Ed.. Springer-Verlag.
- Noreña-Barroso, E., O. Zapata-Perez, V. Ceja-Moreno, y G. Gold-Bouchot, 1998.** Hydrocarbons and organochlorine residue concentrations in sediments from bay of Chetumal, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(1): 81-87.

- Ortiz, M.C., J. R. Sáenz, and M.A. Zavala, 1997.** Hidrocarburos aromáticos, p. 32-34. *In:* M. C. Ortiz. Estudio Emergente sobre la Mortandad de Bagres en la Bahía de Chetumal. Secretaría de Infraestructura, Medio Ambiente y Pesca, Gobierno del Estado de Quintana Roo, El Colegio de la Frontera Sur.
- Ortiz, M.C., M.R. Sáenz, A.V. Botello, y G.G. Díaz, 1997.** Presencia de plaguicidas en la población rural y su impacto ecológico en el río Hondo, Quintana Roo, México. Informe final ECOSUR-CONACyT.
- Ortiz-Hernández, M.C., y R. Sáenz-Morales, 1999.** Effects of organic material and distributions of fecal coliforms in Chetumal Bay, Quintana Roo, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 55:423-434.
- Pralh, F.G., E. Crecellus, and R. Carpenter, 1984.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in Washington coastal sediments: An evaluation of atmospheric and riverine routes of introduction. *Environmental Science & Technology*, 18:687-693.
- Thompson, S., and G. Eglinton, 1978.** Composition and sources of pollutant hydrocarbons in the Severn Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 9:133-136.
- Vidal, M. V., 1997.** Estudio de la mortalidad del bagre *Ariopsis assimilis* en la Bahía de Chetumal. Informe Final. CINVESTV-IPN Unidad Mérida.
- Witt, G. 1995.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic sea. *Marine Pollution Bulletin*, 31: 237-248.

Valenzuela Sánchez, I.S., G. Gold-Bouchot, y V. Ceja Moreno, 2005. Hidrocarburos en agua y sedimentos de la laguna de Chelem, y puerto Progreso, Yucatán, México. p. 311-328. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Hidrocarburos en Agua y Sedimentos de la Laguna de Chelem y Puerto Progreso, Yucatán, México

18

**Irma Sueli Valenzuela Sánchez, Gerardo Gold-Bouchot
y Víctor Ceja Moreno**

CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida

RESUMEN

Este estudio, realizado en la laguna de Chelem y Puerto Progreso, Yucatán, no cuenta con antecedentes que puedan servir para realizar una comparación de su evolución en el tiempo; en Puerto Progreso existe un estudio realizado por Álvarez-Herrera (1993), quien determinó en parte del puerto concentraciones de hidrocarburos en sedimento, reportando concentraciones por debajo de los criterios establecidos para sedimentos costeros no contaminados (70 µg/g). En este trabajo se realizaron tres muestreos: en la época de nortes, secas y lluvias, ubicándose 29 estaciones de muestreo en Chelem y Progreso. Las concentraciones promedio obtenidas del muestreo realizado en nortes para hidrocarburos totales en agua fue de 35.34 µg/L para la laguna de Chelem, y en sedimentos 169.76 µg/g, para Progreso los hidrocarburos totales en agua fueron de 27.11 µg/L en promedio y para sedimentos 10.42 µg/g; en el muestreo realizado en secas los hidrocarburos totales en agua de Chelem fue de 7.07 µg/L y para sedimentos fue 544.07 µg/g, en Progreso el promedio de los hidrocarburos totales en agua fue de 7.13 µg/L y para sedimentos 16.62 µg/L. En el muestreo correspondiente a la época de lluvias los resultados obtenidos en Chelem para hidrocarburos totales en agua fue de 5.23 µg/L y para sedimentos 254.53 µg/g, para Progreso los hidrocarburos totales en agua fue de 2793.41 µg/L y para sedimentos 23.25 µg/g. Los criterios establecidos para aguas costeras no contaminadas en el Golfo de México y Mar Caribe son de 10 µg/L y para sedimentos 70 µg/g. Los resultados obtenidos frecuentemente rebasan estos valores, por lo que hay preocupación por el posible efecto que estos compuestos pueden tener sobre la salud de los organismos y los ecosistemas. Estos resultados pueden ser útiles como línea base ante el inicio de actividades exploratorias de PEMEX, en la región.

ABSTRACT

There are no previous studies to compare the results obtained here, only some hydrocarbon concentrations obtained by Álvarez-Herrera (1993), who analyzed beach sediments and found concentrations below the 70 µg/g criterion widely used for coastal unpolluted sediments. Samples were taken at 29 sampling stations in Chelem lagoon and Progreso during the three extreme weather seasons: dry, rain and cold fronts (known locally as "nortes"). Average concentrations during the "nortes" season were, for dissolved hydrocarbons 35.34 µg/L at Chelem and 27.11 µg/L at Progreso, and 169.76 µg/g for sediments at Chelem and 10.42 µg/g at Progreso. During the dry season average concentrations were, for dissolved hydrocarbons, 7.07 µg/L at Chelem and 7.13 µg/L at Progreso, whereas for sediments the concentrations were 544.07 µg/g at Chelem and 16.62

µg/g at Progreso; during the rainy season the average concentrations were, for dissolved hydrocarbons, 5.23 µg/L at Chelem and 2793.41 µg/L at Progreso, and for hydrocarbons in sediments, 254.53 µg/g at Chelem and 23.25 µg/g at Progreso. The water quality criterion for the Gulf of Mexico and Caribbean Sea is 10 µg/L, and for sediments it is 70 µg/g. Our results frequently are above these limits, and there is concern for the health of these ecosystems and the organisms living in them. These results can be used as a baseline to assess the possible impacts of the recently announced exploratory program by PEMEX, in the region.

INTRODUCCIÓN

El efecto producido en la zona costera y en general en el ambiente marino causado por el petróleo y sus derivados, ha sido de gran interés científico a nivel mundial. Los derrames o accidentes petroleros ocurridos en zonas templadas y frías han sido estudiados y documentados, demostrándose sus efectos nocivos a corto plazo sobre las comunidades marinas. Los daños no sólo dependen de la cantidad vertida, sino también del lugar, época del año y tipo de petróleo.

Por el contrario, en las zonas tropicales y subtropicales no existe suficiente información sobre este problema, lo que a menudo dificulta realizar una evaluación correcta de los impactos del petróleo en los ecosistemas marinos y costeros. El potencial tóxico del petróleo varía significativamente entre los petróleos crudos y los productos de refinación, dependiendo del tipo de componentes que estén presentes en ellos; así, los compuestos más tóxicos y dañinos son los más volátiles -que en un derrame se evaporan fácilmente- y en un mar tropical, donde las temperaturas del agua más altas y con un alto nivel de radiación solar, los hidrocarburos se intemperizan gradualmente en relación directa al tiempo de exposición en el medio marino (Mendoza y Cornejo, 1995), por lo que el riesgo ambiental recae en aquellos componentes menos volátiles cuyo tiempo de residencia en la columna de agua es mayor antes de su depósito en los sedimentos, ya que el agua no acumula los hidrocarburos, sino que sirve como medio de transporte desde donde son introducidos hasta el lugar donde son sedimentados, siendo el destino final y la zona de almacenamiento de todos los contaminantes en los océanos y zonas costeras, y además, los sedimentos ofrecen un registro cronológico de los eventos ocurridos en dichos ecosistemas.

Los compuestos del petróleo al ser introducidos al ambiente acuático sufren interaccio-

nes con el medio donde se transforman estos compuestos; estas interacciones a su vez son reguladas por las condiciones climáticas y meteorológicas de la zona, las corrientes costeras, la acción de las mareas y el oleaje, entre otras (Botello, 1994). Investigar los procesos de circulación en un cuerpo de agua es importante, ya que se pueden estimar y prevenir posibles efectos nocivos producidos por las actividades antropogénicas, ya que comúnmente los contaminantes en el mar como los hidrocarburos, sólidos suspendidos y en el fondo, así como líquidos disueltos, se desplazan bajo la influencia del viento, oleaje, mareas y corrientes llegando a estancar y acumular en zonas de relativa calma como dársenas portuarias, estuarios, marismas, playas y bahías.

Los hidrocarburos en el agua se presentan en dos formas: disueltos y dispersos. En los dispersos se pueden encontrar desde pequeñas agrupaciones coloidales hasta partículas de mayor tamaño como las breas y alquitranes, que flotan en el agua y contribuyen con fracciones que se disuelven en la columna de agua durante su intemperización.

Los hidrocarburos disueltos comprenden los compuestos más solubles como los gases (C₁ a C₄), las parafinas ligeras (C₅ a C₁₁ aproximadamente), que son líquidos muy volátiles, y algunos hidrocarburos aromáticos (bencenos, naftalenos y policíclicos). El término "hidrocarburos disueltos" se refiere en términos generales a una "dilución o dispersión molecular" de los hidrocarburos en el agua, ya que éstos se encuentran libres en la columna de agua o adsorbidos sobre materia orgánica y partículas inorgánicas en suspensión. La dispersión del petróleo en el agua está sujeta a las olas y la turbulencia en la superficie, actuando sobre el petróleo para fraccionarlo en pequeñas partículas que permanecen en suspensión hasta dispersarse formando una delgada capa iridis-

cente o bien sufrir biodegradación y por último sedimentación.

Debido a la naturaleza hidrofóbica de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, se acumulan en sedimentos de grano fino, por lo que los sedimentos podrían considerarse como un reservorio para la acumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos, el origen de estas concentraciones pueden ser debidas a numerosas fuentes incluyendo deposición atmosférica, filtración marina de hidrocarburos del petróleo, producción en la costa o transportación del petróleo. La concentración de HAP en sedimentos puede estar sobre un intervalo de varias órdenes de magnitud (desde unos pocos $\mu\text{g}/\text{kg}$ hasta g/kg), dependiendo de la proximidad de actividades industriales, corrientes y aguas de descarga (Juhasz y Naidu, 2000).

Las fuentes principales de hidrocarburos en la zona costera de acuerdo con Loury y Michel, (1980) y GESAMP, (1993) son:

- a. Vertidos que proceden de los barcos tanto en el mar como en los puertos, estos aportan un 45% incluyendo los accidentes, los vertidos de las bodegas, la limpieza de las cisternas de los barcos y los derrames de las terminales de petróleo).
- b. Los vertidos terrestres acarreados por los ríos, los cuales aportan aproximadamente un 34%.
- c. Las precipitaciones atmosféricas que aportan un 10%
- d. Los vertidos procedentes de la explotación y exploración del petróleo en el mar, que contribuyen con el 11% restante.

En la década de los 70s no se había considerado el riesgo que presentaba la salud humana al ingerir alimentos marinos contaminados con compuestos aromáticos; sin embargo, una evaluación detallada de los riesgos carcinogénicos debidos a la contaminación de organismos marinos, así como los riesgos secundarios a los humanos a través de la dieta fue solicitada por un grupo de expertos convocados por GESAMP en 1985 (citado por Silva-Íñiguez, 1995), quienes concluyeron que cuando los compuestos carcinogénicos presentes en los

organismos marinos no han sido metabolizados o destruidos "*post mortem*" durante su cocción, existe riesgo de inducción de cáncer en los humanos que los consuman.

Actualmente el Dr. Anthony Dipple del Instituto Nacional de Cáncer de los Estados Unidos, indicó que es preocupante la exposición a los hidrocarburos ya que pueden causar alteraciones en el ADN. Estos compuestos al encontrarse ampliamente difundidos en el ambiente, cada vez se les relaciona más con el aumento de casos de cáncer, principalmente en niños, en cuya población se han incrementado las leucemias. El Dr. Dipple también indicó que los hidrocarburos son metabolizados a diol epóxidos que reaccionan con residuos de guanina y adenina en el ADN, que pueden ser muy activos y generar efectos carcinogénicos (Dipple, 2004).

En cuanto al efecto que producen los hidrocarburos en los organismos marinos hay diferencias notables en el comportamiento de diferentes organismos ante la contaminación con petróleo. Los moluscos bivalvos (almejas, mejillones), por ejemplo, muestran muy baja capacidad de eliminación del contaminante y, aunque muchos organismos (algunos peces, por ejemplo) no sufren daños importantes con concentraciones del producto de hasta 1,000 ppm, algunas larvas de peces se ven afectadas por niveles tan bajos como 1 ppm.

Uno de los problemas actuales de la laguna de Chelem y puerto Progreso es el poco conocimiento que se tiene en cuanto a la calidad de sus aguas y sedimentos, y la importancia que tiene el realizar estudios que determinen si puede considerarse que la presencia de hidrocarburos están en intervalos considerados peligrosos, tanto para la biota que habita en esta zona como para la salud de los pobladores, ya que existen actividades como la extracción del caracol "chivita" *Melongena corona bispinosa*, un invertebrado del grupo de los moluscos, muy comercializado en la comunidad pesquera. Aunado a esto, las actividades marítimo-portuarias, industrias, y zonas urbanas, que han derivado en dragados en la dársena, disminuyendo el flujo de el agua y otros cambios drásticos que pueden impactar de manera negativa en esta zona ya sea a corto, mediano o largo plazo.

METODOLOGÍA

Hidrocarburos en Sedimentos

La técnica para la extracción de hidrocarburos en sedimentos está basada en la de Sericano *et al.*, (1990) y Wade *et al.* (1993), que se usa por el programa National Status and Trends de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés).

Preparación de las Muestras

Se secan los sedimentos en horno a una temperatura no mayor de 60°C, se homogenizan en un mortero y se pasan por un tamiz de 0.5 mm. Para el procedimiento de extracción se pesa una muestra de 20 g y se coloca en un dedal de extracción. Se agrega cloruro de metileno a un matraz de fondo plano, se agregan cuerpos de ebullición y se lleva a reflujo durante 10 horas. Se evapora el cloruro de metileno en un baño maría, utilizando una columna Snyder hasta obtener un volumen del extracto de alrededor de 5 ml.

Se purifica el extracto mediante una cromatografía en columna, con sulfato de sodio, alúmina y sílica gel. Se obtienen dos fracciones: fracción 1 (alifáticos), y fracción 2 (aromáticos y plaguicidas). Se evaporan ambas fracciones utilizando columnas Snyder y se trasvasan

cuantitativamente a viales, y se evaporan mediante un flujo suave de nitrógeno hasta 100 µl o menos.

Las fracciones se analizan por cromatografía de gases utilizando un detector de ionización de llama en un cromatógrafo Hewlett-Packard 5890 Series II utilizando una columna de 200 µm X 30 m de 5% fenil-metil silicona.

Hidrocarburos en Agua

Se basa en la técnica descrita para hidrocarburos en sedimentos, usando los mismos reactivos con el mismo tratamiento (a excepción del cobre).

Se toman muestras de agua en frascos de vidrio ámbar de 4 litros, se extraen con hexano y se concentra con un rotoevaporador. El extracto se purifica mediante cromatografía en columna con alúmina, gel de sílice y de sulfato de sodio. Las fracciones se concentran con un flujo suave de nitrógeno y se analizan por cromatografía de gases utilizando una columna de 200 µm X 30 m de 5% fenil-metil silicona y un detector de ionización de llama y usando nitrógeno como gas acarreador.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio fue la laguna de Chelem, que se encuentra al Norte de la península de Yucatán, separada del mar por una isla de barrera, en donde se localiza la población de Progreso. Es un embalse que fue inducido en 1969 por la apertura de un canal que tiene una longitud de 1,180 m y una profundidad de 3 m; tiene una forma alargada paralela a la costa, su anchura es de 0.925 km, su longitud es de 14.7 km con un área aproximada de 13.60 km², es muy somera y se encuentra separada del mar por una barra caliza y arenosa donde se asientan la ciudad de Progreso y las poblaciones de Chelem y Yukalpetén (Aguilar y Gómez, 1982), y el puerto de Progreso; el municipio de Progreso tiene una superficie de 270.10 kilómetros cuadrados, está ubicado en la parte Norte de la

península de Yucatán, sobre el litoral del Golfo de México.

Su cabecera está situada geográficamente a 21°18' latitud norte y 89°39'30" longitud oeste. Puerto Progreso es el principal puerto de altura y cabotaje de la península. Por su importancia, en otros tiempos fue el 3er. puerto del Golfo de México. Tiene al Norte, el Golfo de México, al Este el municipio de Chicxulub, al Sur Mérida y Ucú y al Oeste, Hunucmá. Está a 2 m sobre el nivel del mar.

Se ubicaron 16 estaciones de muestreo en la laguna de Chelem, 11 en el lado Este de la laguna y 5 del lado Oeste (Fig. 1). En Progreso se ubicaron 12 estaciones de muestreo, 6 de

cada lado del muelle del puerto de altura para el muestreo realizado en Febrero, en los siguientes muestreos de mayo y agosto se ubicó

una estación más en el lado Oeste de Progreso (Fig. 1).

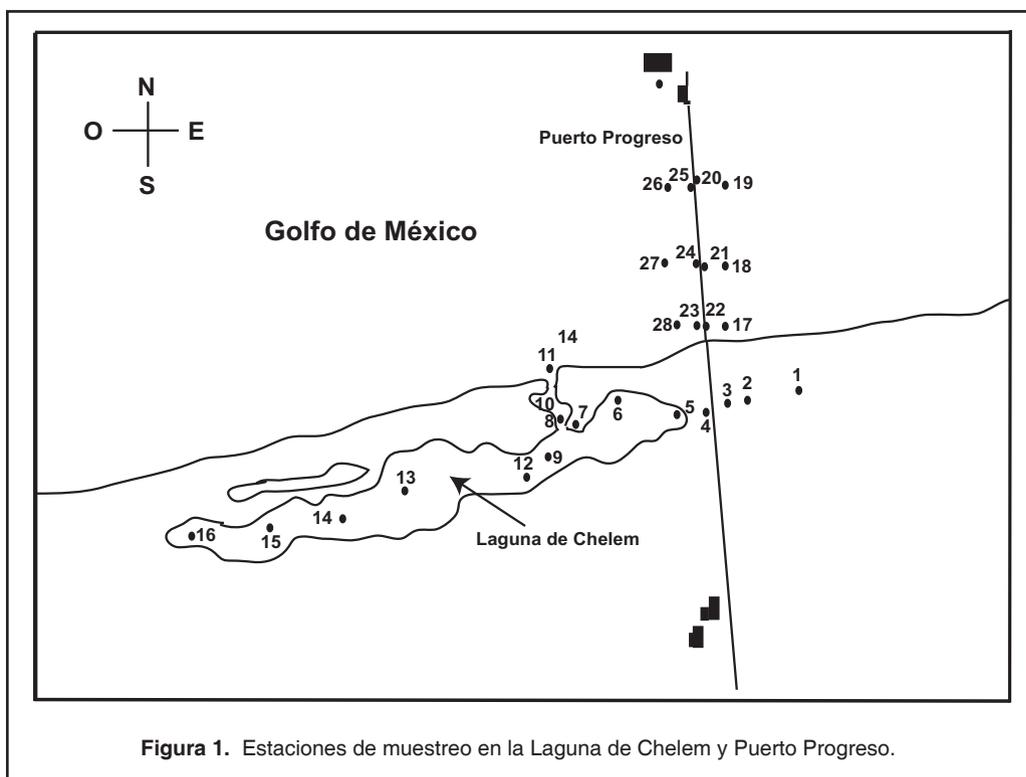


Figura 1. Estaciones de muestreo en la Laguna de Chelem y Puerto Progreso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hidrocarburos Disueltos-Dispersos

Se presentan en la tabla 1 los resultados de los hidrocarburos disueltos-dispersos durante la época de nortes (febrero 2002). El valor máximo en esta época para hidrocarburos alifáticos fue de 15.38 $\mu\text{g/l}$ en la estación 25 en Progreso (Oeste), para HAPs fue 2.36 $\mu\text{g/l}$ en la estación 25 de Progreso, la UCM fue de 199.9 $\mu\text{g/l}$ en la estación 14 de Chelem (Oeste) y para los hidrocarburos totales la máxima fue de 211.7 $\mu\text{g/l}$ en la estación 14 de Chelem. Los valores máximos obtenidos para esta época en hidrocarburos alifáticos fue de 1.506 $\mu\text{g/l}$ en la estación 28 de Progreso (Oeste), para los HAPs fue de 0.188 $\mu\text{g/l}$ en la estación 9 de Chelem (Este), la UCM fue de 30.76 $\mu\text{g/l}$ para la estación 24 de Progreso (Este) y los hidrocarburos totales fueron de 31.63 $\mu\text{g/l}$ en la estación 24 de Progreso.

En la tabla 2 se presentan las concentraciones de los hidrocarburos disueltos/dispersos en la época de secas (mayo de 2002). Los valores mínimos para la época de secas para los alifáticos estuvieron por debajo del límite de detección ($< 0.162 \mu\text{g/l}$) en varias estaciones al igual que para los HAPs (límite de detección $< 0.003 \mu\text{g/l}$); la UCM mínima fue de 2.165 $\mu\text{g/l}$ en la estación 4 de Chelem (Este) y los hidrocarburos totales fueron de 2.423 $\mu\text{g/l}$ para la estación 17 de Progreso (Este). Los valores promedio obtenidos para hidrocarburos totales en las diferentes zonas fueron para la zona Este de la laguna de Chelem 7.7 $\mu\text{g/l}$, y para la zona Oeste 6.4 $\mu\text{g/l}$; para el puerto de Progreso en la zona Este fue de 2.4 $\mu\text{g/l}$ y para el Oeste 11.8 $\mu\text{g/l}$.

En la tabla 3 se muestran las concentraciones de hidrocarburos disueltos-dispersos obteni-

Tabla 1. Hidrocarburos disueltos-dispersos ($\mu\text{g/l}$) en época de nortes (Febrero, 2002).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	1.9	0.145	2.693	4.228
2	Chelem	0.761	0.036	2.203	3
3	Chelem	1.91	0.051	10.77	12.73
4	Chelem	1.27	0.459	69.02	70.75
5	Chelem	0.917	ND	6.632	7.55
6	Chelem	0.848	ND	4.841	5.69
7	Chelem	1.366	0.17	29.47	31.01
8	Chelem	1.433	ND	10.64	12.08
9	Chelem	0.798	ND	9.152	9.95
10	Chelem	0.998	0.184	37.1	38.28
11	Chelem	0.789	0.158	12.61	13.56
12	Chelem	3.461	0.11	20.18	23.76
13	Chelem	1.6	0.172	11.88	13.68
14	Chelem	11.81	ND	199.9	211.7
15	Chelem	0.745	ND	3.487	4.232
16	Chelem	0.824	ND	4.362	5.186
17	Progreso	0.715	ND	3.705	4.42
18	Progreso	0.751	0.042	5.36	6.153
19	Progreso	1.01	0.148	8.772	9.93
20	Progreso	0.727	0.065	5.765	6.558
21	Progreso	0.676	0.004	5.501	6.181
22	Progreso	0.698	0.222	3.611	4.531
23	Progreso	1.135	0.047	15.13	16.31
24	Progreso	0.875	0.168	7.213	8.257
25	Progreso	15.38	2.36	143.3	161
26	Progreso	1.042	0.172	7.914	9.128
27	Progreso	0.72	ND	3.946	4.658
28	Progreso	1.447	0.29	86.38	88.12

ND: No Detectado (<0.162 $\mu\text{g/l}$ para alifáticos, <0.003 $\mu\text{g/l}$ para HAPs)

das durante la época de lluvias (Agosto 2002). Los valores máximos obtenidos para esta época fueron, para los hidrocarburos alifáticos de 4.324 $\mu\text{g/l}$ en la estación 23 de Progreso (Oeste), para HAPs 0.124 $\mu\text{g/l}$ en la estación 21 de Progreso (Este), la UCM reportó un máximo de 38,994 $\mu\text{g/l}$ en la estación 23 de Progreso y

los hidrocarburos totales 38,998 $\mu\text{g/l}$ en la estación 23 de Progreso. En el caso de los HAPs, se encontraron valores mínimos (ND, por debajo del límite de detección del método) para todos los compuestos en 26 estaciones, tanto de Chelem como Progreso. Los valores promedio de hidrocarburos totales para la zona Este de

Tabla 2. Hidrocarburos disueltos-dispersos ($\mu\text{g/l}$) en época de secas (Mayo, 2002).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	1.173	ND	5.685	6.858
2	Chelem	0.944	0.11	4.008	5.062
3	Chelem	1	ND	12.05	13.05
4	Chelem	0.763	ND	2.165	2.928
5	Chelem	1.367	0.151	5.348	6.715
6	Chelem	0.557	ND	2.188	2.745
7	Chelem	0.62	ND	3.325	3.945
8	Chelem	0.756	ND	3.946	4.702
9	Chelem	0.872	0.188	18.42	19.48
10	Chelem	1.309	ND	12.2	13.51
11	Chelem	0.973	ND	4.76	5.733
12	Chelem	0.551	ND	2.853	3.404
13	Chelem	1.038	ND	3.727	4.765
14	Chelem	ND	ND	7.306	7.306
15	Chelem	1.332	ND	7.982	9.314
16	Chelem	1.478	ND	5.926	7.404
17	Progreso	ND	ND	2.423	2.423
23	Progreso	ND	ND	4.206	4.206
24	Progreso	0.866	ND	30.76	31.63
25	Progreso	0.472	ND	22.24	22.71
26	Progreso	0.505	ND	3.1	3.605
27	Progreso	0.16	ND	4.122	5.038
28	Progreso	1.506	ND	4.722	6.228
29	Progreso	1.185	ND	8.254	9.439

ND: No Detectado (<0.162 $\mu\text{g/l}$ para alifáticos, <0.003 $\mu\text{g/l}$ para HAPs)

Chelem fue de 8.7 $\mu\text{g/l}$ y para la zona Oeste 1.7 $\mu\text{g/l}$; para Progreso en la zona Este 11.1 $\mu\text{g/l}$ y para la zona Oeste 5575.7 $\mu\text{g/l}$.

La figura 2 muestra los HAPs más abundantes durante la época de nortes; los más comunes fueron los de mayor peso molecular, es decir, los de mayor número de anillos, pues estos compuestos persisten por más tiempo en el ambiente por su lenta degradación; los más abundantes fueron el fluoranteno (cuatro anillos), benzo (a) antraceno y benzo (e) pireno de

4 y 5 anillos, respectivamente. Su presencia indica procesos de combustión, también se encontró el perileno (5 anillos) que indica procesos diagenéticos. En la época de secas los más abundantes fueron el benzo (a) antraceno y el fluoreno (tres anillos). En la época de lluvias los más comunes fueron benzo(a)antraceno, fluoreno y benzo(a)pireno (cinco anillos). Los HAPs se destacan por su alta toxicidad aún en concentraciones muy bajas (1-1,000 $\mu\text{g/l}$) (Botello *et al.*, 1981) y algunos son carcinogénicos y mutagénicos (Albert, 1990; Jenssen,

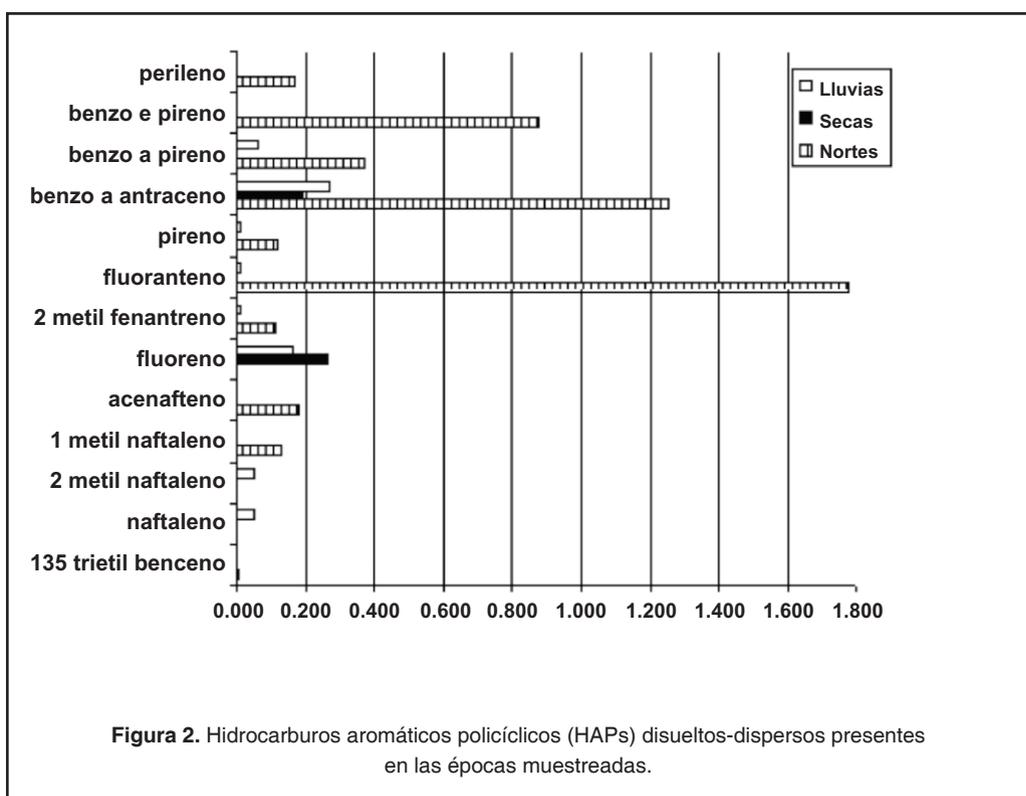
Tabla 3. Hidrocarburos disueltos-dispersos ($\mu\text{g/l}$) en época de lluvias (Agosto, 2002).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	ND	ND	ND	ND
2	Chelem	ND	0.063	ND	0.063
3	Chelem	ND	ND	ND	ND
4	Chelem	0.39	0.082	ND	0.472
5	Chelem	ND	0.018	4.074	4.092
6	Chelem	ND	0.039	4.723	4.762
7	Chelem	1.168	0.12	16.1	17.39
8	Chelem	0.1	0.039	38.88	39.02
9	Chelem	ND	ND	ND	ND
10	Chelem	ND	0.006	22.18	22.19
11	Chelem	ND	0.025	6.923	6.948
12	Chelem	ND	ND	1.883	1.883
13	Chelem	ND	ND	0.64	0.64
14	Chelem	0.07	ND	ND	0.07
15	Chelem	0.113	0.077	0.416	0.606
16	Chelem	ND	ND	5.67	5.67
17	Progreso	ND	0.013	0.612	0.625
18	Progreso	ND	ND	2.861	2.861
19	Progreso	0.232	ND	ND	0.232
20	Progreso	ND	ND	47.21	47.21
21	Progreso	0.18	0.124	ND	0.304
22	Progreso	ND	ND	15.62	15.52
23	Progreso	4.324	ND	38994	38998
24	Progreso	ND	ND	ND	ND
25	Progreso	ND	ND	4.773	4.773
26	Progreso	ND	ND	15.21	15.21
27	Progreso	0.466	0.013	ND	0.479
28	Progreso	ND	ND	10.46	10.46
29	Progreso	ND	ND	ND	ND

ND: No Detectado (<0.162 $\mu\text{g/l}$ para alifáticos, <0.003 $\mu\text{g/l}$ para HAPs)

1994). Cabe mencionar que durante la época de nortes se detectó una máxima de 2.36 $\mu\text{g/l}$ de HAPs en la estación 25 de la zona Oeste de Progreso.

En cuanto a la hidrodinámica de la laguna de Chelem, en un estudio hidrográfico realizado por Aguilar y Gómez (1982) en la laguna, muestra que en la zona al canal de acceso (es-



taciones 11 a la 9) sí presenta un cambio eficiente de agua con el mar, pero ineficiente con el resto de la laguna, lo que explica la tendencia de que los hidrocarburos se acumulen en el resto de la laguna.

En México no existe ninguna norma oficial que establezca límites permisibles para estos compuestos, sólo la UNESCO en 1976 encontró que la concentración promedio normal es de 10 µg/l de hidrocarburos totales para aguas costeras no contaminadas con hidrocarburos para el Gran Caribe, que incluye al Golfo de México. En cuanto a los HAPs la NOAA (Buchman, 1999) estableció valores guía o de referencia, que proponen un valor de la calidad del agua marina; estos valores se pueden observar en la tabla 4. Estos datos no representan una norma oficial o legal. Durante la época de nortes los valores promedio que excedieron este criterio (UNESCO) fueron, en la laguna de Chelem en la zona Este para hidrocarburos totales con una concentración de 18.97 µg/l; para el Oeste 51.71 µg/l y para puerto Progreso la zona Oeste con 47.92 µg/l. El 42.85% de las muestras están por arriba del criterio de 10 µg/l de hidrocarburos totales disueltos/dispersos para aguas costeras no contaminadas.

Ninguno de los HAPs detectados en las muestras de agua tomadas durante las épocas de nortes, secas y lluvias (febrero, mayo y agosto del 2002, respectivamente), excedieron los criterios propuestos por la NOAA (Tabla 4) para agua marina, pero las concentraciones de los compuestos encontrados podrían aumentar en el futuro por las actividades antropogénicas (marítimo-portuarias, pesqueras, industriales, urbanas) que se desarrollan en la zona.

La presencia de estos HAPs puede relacionarse con las diferentes actividades propias de la zona de estudio, y pueden ser acumuladas en el ambiente, sobre todo en la laguna de Chelem por su baja energía y a que prácticamente no hay intercambio de agua con el mar a excepción de la dársena de Yucalpetén (Zizumbo-Villareal, 1989).

Para el análisis estadístico se realizó una prueba de ANOVA para datos no-paramétricos de Kruskal-Wallis y dio como resultado que para las diferentes épocas climáticas existen diferencias significativas entre todos los compuestos analizados, es decir las concentraciones obtenidas de alifáticos, HAP, UCM y los hidrocarburos totales en agua varían en las

Tabla 4. Valores de referencia de la NOAA para HAPs en agua.

HAPs Detectados en Agua	Valores de Referencia (µg/l)*
Acenafteno	0.97
Benzo(a)pireno	0.3
Benzo(a)antraceno	0.3
Fluoranteno	0.04
Fluoreno	0.3
2-metil naftaleno	0.3
Naftaleno	2.35
Pireno	0.3
HAP's totales	0.3

épocas de nortes, secas y lluvias, los valores obtenidos de “P” en esta prueba fueron menores a 0.05 (Fig. 3). Con esta misma prueba, se obtuvieron las diferencias entre los lugares, es decir, Chelem y Progreso y entre zonas (Este y Oeste) para los diferentes compuestos y no existieron diferencias significativas, esto quiere decir que las concentraciones de los compuestos encontrados son homogéneos para toda la laguna de Chelem y Progreso (Fig. 3).

Hidrocarburos en Sedimentos

En la tabla 5 se muestran los resultados para hidrocarburos en sedimento durante la época de nortes (Febrero 2002). Los valores máximos obtenidos para esta época son: hidrocarburos alifáticos 3.866 µg/g para la estación 3 de Chelem (Este), para HAPs fue de 1.057 µg/g para la estación 3 de Chelem, la UCM fue de 2094 µg/g para la estación 10 de Chelem y para los hidrocarburos totales la máxima concentración fue de 2097 µg/g en la estación 10 de Chelem (Este). Los valores mínimos obtenidos en el muestreo realizado durante la época de nortes fueron para los hidrocarburos alifáticos por debajo del límite de detección (<0.15 µg/g) en la estación 18 de Progreso (Este), para los HAPs no se detectó ningún compuesto en la estación 17 de Progreso (Este), la UCM mínima por debajo del límite de detección (<0.582 µg/g) fue en la estación 18 de Progreso, y para los hidrocarburos totales fue también ND (<0.582 µg/g) en la estación 18 de Progreso. El valor promedio para cada zona fue para la Laguna de Chelem en el Este 320.4 µg/g y para el Oeste 19.04µg/g; para el puerto de Progreso en la zona Este el promedio fue de 5.7 µg/g y para el Oeste de 15.1µg/g. La tabla 6 muestra las concentraciones de hidrocarburos en sedi-

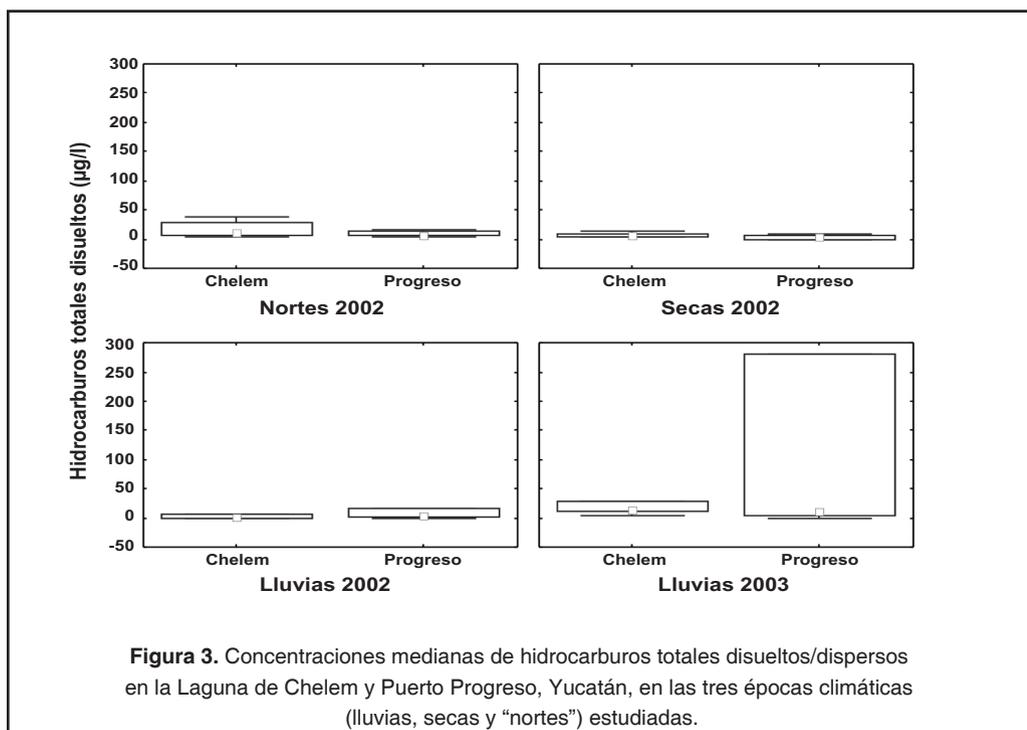


Figura 3. Concentraciones medianas de hidrocarburos totales disueltos/dispersos en la Laguna de Chelem y Puerto Progreso, Yucatán, en las tres épocas climáticas (lluvias, secas y “nortes”) estudiadas.

Tabla 5. Hidrocarburos en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) para la época de nortes (Febrero).

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	0.631	0.626	15.27	16.527
2	Chelem	1.461	0.551	26.41	28.42
3	Chelem	3.866	1.057	58.5	63.42
4	Chelem	1.747	0.87	14.76	17.37
5	Chelem	0.955	0.386	9.038	10.37
6	Chelem	0.898	0.52	60.93	62.34
7	Chelem	0.716	0.953	515.8	517.4
9	Chelem	1.003	0.504	68.65	70.15
10	Chelem	3.001	0.617	2094	2097
12	Chelem	0.731	0.348	44.35	45.42
13	Chelem	0.74	0.194	2.182	3.116
14	Chelem	0.524	0.392	26.2	27.11
15	Chelem	0.288	0.415	8.141	8.844
16	Chelem	0.905	0.553	9.276	10.73
17	Progreso	ND	ND	5.488	5.488
18	Progreso	ND	ND	ND	ND
20	Progreso	0.343	ND	10.9	11.243
23	Progreso	0.29	ND	16.84	17.13
25	Progreso	0.473	0.514	29.03	30.01
26	Progreso	0.454	0.354	9.611	10.41
27	Progreso	0.707	ND	15.74	16.44
28	Progreso	ND	ND	1.356	1.356

ND: No Detectado (<0.15 $\mu\text{g/g}$ alifáticos e HAPs, 0.303 UCM, 0.582 total)

mento obtenidas para la época de secas (Mayo 2002).

Los valores máximos obtenidos en esta época para hidrocarburos alifáticos fue de 4.319 $\mu\text{g/g}$ en la estación 24 de Progreso (Oeste), para los HAPS de 2.113 $\mu\text{g/g}$ en la estación 18 de Progreso (Este), la UCM máxima fue de 10,966 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem (Este) y para los hidrocarburos totales de 10,996.2 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem. Los valores mínimos para los alifáticos se ubicaron por debajo del límite de detección (< 0.15 $\mu\text{g/g}$) en la estación 11 de Chelem (Este, canal de acceso), para los HAPS ND (< 0.15 $\mu\text{g/g}$) en las estaciones 15 y 17 de Progreso (Este), la UCM mínima fue

de 2.535 $\mu\text{g/g}$ en la estación 18 de Progreso y para los hidrocarburos totales de 5.228 $\mu\text{g/g}$ en la estación 18 de Progreso. Las concentraciones promedio obtenidas para las diferentes zonas fueron para la laguna de Chelem en la zona Este 1067.9 $\mu\text{g/g}$ y para el Oeste 20.1 $\mu\text{g/g}$; para el puerto de Progreso en la zona Este el valor promedio fue de 16.3 $\mu\text{g/g}$ y para el Oeste 16.8 $\mu\text{g/g}$.

En la tabla 7 se muestran las concentraciones obtenidas de hidrocarburos en sedimentos en el muestreo realizado en la época de lluvias (Agosto 2002). Los valores máximos obtenidos durante esta época fueron para hidrocarburos alifáticos 6.762 $\mu\text{g/g}$ en la estación 4 de Chelem

Tabla 6. Concentración de hidrocarburos en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) época de secas.

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	3.329	0.225	34.91	38.46
2	Chelem	0.313	1.198	16.68	18.19
3	Chelem	1.945	0.71	53.09	55.74
4	Chelem	1.187	1.352	6.171	8.71
5	Chelem	1.667	1.128	22.91	25.7
6	Chelem	1.558	1.538	131.4	134.4
7	Chelem	0.194	1.617	409.6	411.4
8	Chelem	0.95	0.675	37.02	38.64
9	Chelem	3.639	1.764	35.22	40.62
10	Chelem	0.23	ND	10966	10966.2
11	Chelem	ND	1.452	7.847	9.299
12	Chelem	1.187	0.615	31.78	33.58
13	Chelem	1.43	1.272	7.127	9.829
14	Chelem	3.539	1.709	19.26	24.47
15	Chelem	4.309	ND	14.89	19.19
16	Chelem	1.476	1.266	10.99	13.73
17	Progreso	2.319	ND	7.56	9.879
18	Progreso	0.58	2.113	2.535	5.228
19	Progreso	3.599	ND	13.1	16.69
21	Progreso	2.933	0.952	29.89	33.77
24	Progreso	4.319	0.512	12.3	17.13
27	Progreso	3.874	0.404	14.18	18.45
29	Progreso	0.424	ND	14.45	14.87

ND: No Detectado (<0.15 $\mu\text{g/g}$ alifáticos e HAPs)

(Este), para los HAPs de 55.3 $\mu\text{g/g}$ en la estación 12 de Chelem (Oeste), la UCM máxima de 2,361 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem (Este) y para los hidrocarburos totales fue de 2,365 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 de Chelem. Los valores mínimos fueron para los alifáticos ND (< 0.15 $\mu\text{g/g}$) en varias estaciones tanto de Chelem como Progreso, para HAPs fue de 0.497 $\mu\text{g/g}$ en la estación 20 de Progreso (Este), la UCM ND (< 0.303 $\mu\text{g/g}$) en varias estaciones de Chelem y Progreso (8 estaciones) y el mínimo para hidrocarburos totales se mantuvo por debajo del límite de detección (0.582 $\mu\text{g/g}$) en la estación 20 de Progreso. Las concentraciones

promedio para Chelem en la zona Este fue de 428.2 $\mu\text{g/g}$ y para la zona Oeste fue de 80.8 $\mu\text{g/g}$; para Progreso el promedio en el Este fue de 6.01 $\mu\text{g/g}$ y para la zona Oeste fue de 40.4 $\mu\text{g/g}$.

En la figura 4 se muestran los HAPs encontrados en las diferentes épocas de muestreo. Los HAPs detectados en muestras de sedimento colectadas durante las tres épocas climáticas en el área de estudio, van desde el 1,2,4-trietil-benceno, compuesto aromático de un anillo, hasta el dibenzo(ah)antraceno, de 5 anillos. Las mayores concentraciones de HAPs se de-

Tabla 7. Concentración de hidrocarburos en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) época de lluvias.

Estación	Lugar	Alifáticos	HAPs	UCM	Total
1	Chelem	1.622	4.024	66.64	72.28
2	Chelem	5.889	4.586	82.69	93.16
3	Chelem	ND	7.179	67.16	74.33
4	Chelem	6.762	4.585	23.99	35.33
5	Chelem	ND	6.289	37.71	43.99
6	Chelem	1.191	2.495	175.7	179.3
7	Chelem	2.85	7.476	881.1	891.4
9	Chelem	0.629	13.2	85.12	98.94
10	Chelem	2.174	2.067	2361	2365
12	Chelem	4.906	55.3	288.6	348.8
13	Chelem	1.871	3.066	28.82	33.75
14	Chelem	2.829	3.161	3.07	9.06
15	Chelem	1.543	2.488	ND	4.031
16	Chelem	4.031	4.397	ND	8.428
17	Progreso	3.125	22.63	ND	25.75
18	Progreso	0.645	1.834	ND	2.479
19	Progreso	ND	0.652	ND	0.652
20	Progreso	ND	0.497	ND	ND
21	Progreso	ND	0.706	ND	0.706
25	Progreso	0.362	1.688	157.48	59.53
26	Progreso	0.199	0.692	10.39	11.28
27	Progreso	ND	1.928	ND	1.928
29	Progreso	4.65	1.465	83.08	89.19

ND: No Detectado (<0.15 $\mu\text{g/g}$ alifáticos e HAP's)

tectaron en la época de lluvias y predominaron los de mayor peso molecular en ésta y en las demás épocas. A causa de la baja solubilidad de estos compuestos en agua y elevada en sustancias lipídicas, se acumulan en los organismos y en la materia orgánica de partículas y sedimentos, pudiendo permanecer así largos periodos de tiempo, garantizando su biodisponibilidad. La lentitud con que son degradados estos compuestos provocan su acumulación en plantas, peces e invertebrados acuáticos y terrestres, incorporándose a la cadena alimentaria (Antón y Lizaso, 2001). Generalmente son tóxicos y su origen es debido principalmente a

procesos de combustión de carburantes fósiles, residuos y madera.

Los resultados de hidrocarburos en sedimentos muestran una mayor concentración promedio en la laguna de Chelem, sobre todo en la parte Este, lo que indica una acumulación de éstos que para todas las épocas en esta zona, sobrepasaron el criterio establecido para sedimentos costeros no contaminados de 70 $\mu\text{g/g}$ (UNESCO, 1976), y como ya se mencionó, la laguna presenta un recambio de agua pobre y los compuestos tienden a acumularse. Sólo en la época de lluvias la zona Oeste de Chelem

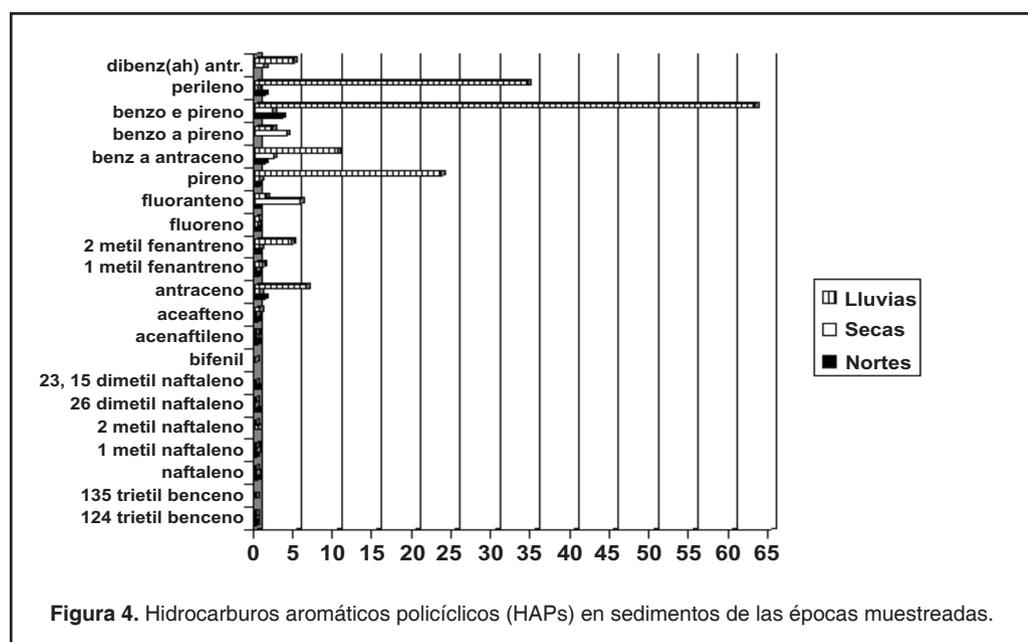


Figura 4. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en sedimentos de las épocas muestreadas.

también está por arriba de este criterio. Como se observa en la figura 3, la concentración total de HAP para todas las zonas y épocas, presenta compuestos de mayor peso molecular (4 y 5 anillos) sobre todo en la época de lluvias. Cabe mencionar, que hubo un aumento considerable de éstos en la zona Oeste de Chelem en la época de lluvias; una de las mayores concentraciones encontradas fue cerca del canal de acceso y puerto de abrigo Yucalpetén, que por la presencia de embarcaciones y las industrias entre otras actividades y por los escurrimientos pluviales, pudieron aumentar siendo la tendencia a concentrarse los de mayor peso molecular en todas las épocas. Esto resulta preocupante debido a que algunos HAPs, por ejemplo el benzo(a)pireno, son carcinogénicos, y esto es un peligro latente para la fauna de la zona como para la salud humana, ya que se consumen productos que son extraídos de estos lugares.

Varios autores han reportado HAPs en sedimentos considerados no contaminados (Aizenshtat, 1973; Overton y Laseter, 1978; citados por López-Veneroni, 1989); Anderson y Gossett (1986; citados por GESAMP, 1993) y sugieren una concentración de 5 µg/g de HAPs totales como límite permisible en sedimentos marinos; la NOAA (Buchman, 1999) estableció unas guías o referencias que proponen una clasificación de valores para varios de estos compuestos en sedimentos marinos (Tabla 8):

Durante la época de lluvias se detectaron las mayores concentraciones de HAPs en un intervalo desde 0.497 µg/g en la estación 20 de la zona Este de Progreso hasta 55.293 µg/g en la estación 12 de la zona Oeste de la laguna de Chelem; la mayoría de estas concentraciones podrían considerarse alarmantes y dado lo anterior, muchas de estas concentraciones están por arriba de 5 µg/g y pueden ser dañinas para la biota. El antraceno estuvo presente en todas las épocas de muestreo, su mayor concentración se detectó en la estación 4 de Chelem con 0.99 µg/g en la época de lluvias; de acuerdo a los valores propuestos por la NOAA (Tabla 8), la mayoría de las concentraciones detectadas de este compuesto no están dentro de los intervalos considerados causantes de los efectos. El fluoranteno fue más abundante en la época de secas, también fue detectado en muestras de agua, y ya ha sido descrito anteriormente, solo cabe mencionar que en sedimentos puede permanecer estable por décadas o más (Irwin *et al.*, 1997). Su mayor concentración se detectó en la estación 18 con 0.81 µg/g (Progreso Este). De acuerdo a los valores de la tabla 8 (NOAA), se detectaron concentraciones de este compuesto en los intervalos de efectos medios y en el nivel del umbral.

El pireno se encontró en todas las muestras analizadas en la época de secas, pero sus mayores concentraciones se detectaron en la épo-

Tabla 8. Valores críticos propuestos por la NOAA para sedimentos.

Compuesto	TEL	ERL	ERM	PEL	AET
Acenafteno	0.006	0.016	0.5	0.088	0.13 E
Acenaftileno	0.005	0.044	0.64	0.127	0.071 E
Antraceno	0.046	0.085	1.1	0.245	0.28 E
Benzo(a)pireno	0.088	0.43	1.6	0.763	1.1 E
Benzo(a)antraceno	0.074	0.261	1.6	0.692	0.96 E
Dibenz(a,h)antraceno	0.006	0.063	0.26	0.134	0.23 OM
Fluoranteno	0.112	0.6	5.1	1.493	1.3 E
Fluoreno	0.021	0.019	0.54	0.144	0.12 E
2-Metil naftaleno	0.02	0.07	0.67	0.201	0.064 E
Naftaleno	0.034	0.16	2.1	0.39	0.23 E
Pireno	0.152	0.665	2.6	1.397	2.4 E

TEL.- Efecto en el nivel del umbral (amenaza no potencial); **ERL.-** Intervalo efecto bajo; **ERM.-** Intervalo efecto medio (concentración media); **PEL.-** Niveles probables de efectos; **AET.-** Efectos aparentes en el umbral.
E: Larvas de equinodermos; **O:** Larvas de ostras; **M:** Bioensayo Microtox.

ca de lluvias, en la estación 17 (Progreso Este) se encontró una concentración de 22.31 µg/g. Se detectaron concentraciones, sobre todo la mencionada anteriormente que están en los intervalos de efectos (Tabla 8), ya que puede haber consecuencias desde 0.66 µg/g. El benzo(a)antraceno estuvo presente en las tres épocas climáticas, sobre todo en nortes y lluvias, la mayor concentración se encontró en la época de lluvias en la estación 12 (Chelem Oeste) con una concentración de 3.41 µg/g. Se pueden ver efectos biológicos, sobre todo en invertebrados bentónicos, y según el criterio de la NOAA (Buchman, 1999) desde 0.26 µg/g puede haber daños (Tabla 8). El benzo(a)pireno estuvo presente en todas las épocas climáticas, la mayor concentración se encontró en la estación 18 con 1.08 µg/g (Progreso Este) en la época de secas, y de acuerdo a la NOAA (Tabla 8) el valor más bajo al que puede haber efectos es 0.43 µg/g. El benzo(e)pireno fue encontrado en muestras de sedimento al igual que en las de agua, por lo que ya ha sido descrito anteriormente. Este compuesto se encontró en todas las épocas climáticas, sus mayores concentraciones fueron en la época de lluvias, la mayor concentración fue 50.86 µg/g y se registró en la estación 12 de la laguna de Chelem. Este compuesto pudo ser originado en la zona de estudio o generarse a distancia y ser depositado

vía atmosférica en esta área o por arrastres del continente a causa de las lluvias.

El dibenzo(ah)antraceno, solo se encontró en las épocas de secas y lluvias, la mayor concentración encontrada fue de 2.21 µg/g en la estación 14 de la laguna de Chelem y de acuerdo a la NOAA propone un valor de 0.063 µg/g (Tabla 8), en el cual puede haber efectos sobre los organismos. El naftaleno y sus homólogos se detectaron en bajas concentraciones, solo el 2 metilnaftaleno se detectó a una concentración de 0.32 µg/g en la estación 16 del Oeste de la laguna de Chelem en la época de secas (mayo 2002), y de acuerdo a la NOAA (Tabla 8), la concentración más baja a la que puede haber efectos es 0.07 µg/g. El acenaftileno se detectó en altas concentraciones en la época de nortes (febrero 2002) en las estaciones 25 y 4 con 0.09 y 0.06 µg/g, respectivamente, y de acuerdo a los datos de la NOAA (Tabla 8) la más baja concentración a la que puede haber efectos en los organismos es 0.044 µg/g. El acenafteno se detectó en altas concentraciones en casi toda el área de estudio en la época de lluvias (agosto 2002), en la estación 12 de Chelem Oeste se registró una concentración de 0.05 µg/g, la NOAA reporta que el valor más bajo para provocar daños a organismos es de 0.016 µg/g (Tabla 8), el total

de este compuesto en la laguna de Chelem y puerto Progreso fue de 0.475 $\mu\text{g/g}$; en la época de nortes se encontró por arriba del valor mínimo de la NOAA en las estaciones 4, 6 (Chelem) y 26 (Progreso) con concentraciones de 0.016, 0.025 y 0.02 $\mu\text{g/g}$, respectivamente; en la época de secas se detectó en la estación 6 nuevamente (0.018 $\mu\text{g/g}$).

De acuerdo a los criterios de la NOAA, el fluoreno provoca efectos desde 0.019 $\mu\text{g/g}$ (Tabla 8), y durante la época de nortes se detectó en altas concentraciones, siendo la más alta de 0.071 $\mu\text{g/g}$ en la estación 10 (puerto de abrigo de Yucalpetén, Chelem) y el total en toda el área de estudio fue de 0.225 $\mu\text{g/g}$; en el muestreo de mayo (lluvias) la mayor concentración fue de 0.107 $\mu\text{g/g}$ en la estación 24 de

Progreso; en la época de secas se detectó por arriba del criterio de la NOAA en toda el área de estudio, siendo la mayor cantidad detectada de 0.068 $\mu\text{g/g}$ en la estación 3 de Chelem (Este) y el total fue de 0.394 $\mu\text{g/g}$.

Se realizó un análisis estadístico con una prueba de ANOVA no-paramétrica de rangos de Kruskal-Wallis con los datos obtenidos de hidrocarburos en sedimentos, y los resultados indican, como se analizó anteriormente en la figura 3, que existen diferencias entre las épocas de nortes y secas con lluvias en los HAPs; esta diferencia significativa que dio el análisis estadístico puede apreciarse en la figura 5. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre Chelem y Progreso para todas las fracciones de hidrocarburos.

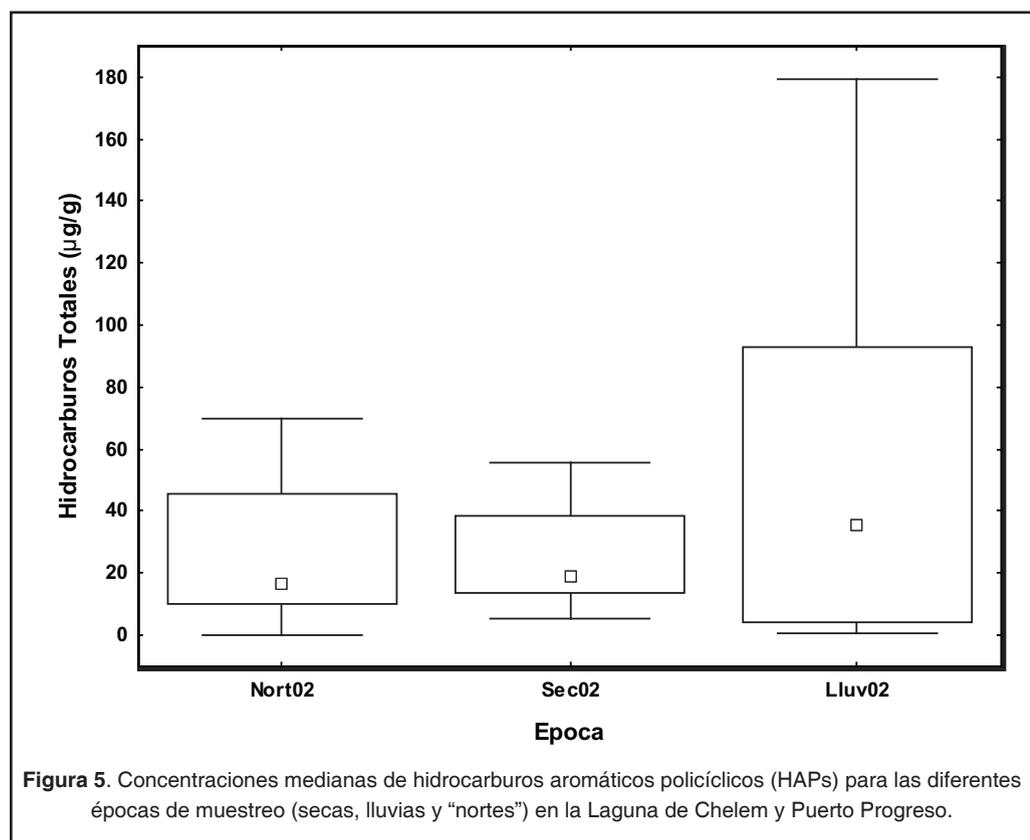


Figura 5. Concentraciones medianas de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) para las diferentes épocas de muestreo (secas, lluvias y “nortes”) en la Laguna de Chelem y Puerto Progreso.

CONCLUSIONES

El municipio de Progreso, como en muchas otras zonas costeras, presenta asentamientos urbanos, actividad marítima, industrial, pesquera y turística, que contribuyen al deterioro

del ambiente acuático. En el presente trabajo se encontró que durante las épocas de nortes y lluvias los valores promedio de hidrocarburos disueltos totales, tanto en la laguna de Chelem

como en puerto Progreso, estuvieron por arriba del criterio establecido de 10 µg/l.

Al ser la laguna de Chelem un cuerpo de agua costero con una pobre circulación y recambio del agua con el mar, tiende a acumular contaminantes y por lo tanto también hidrocarburos, sobre todo en los sedimentos, cuyas concentraciones promedio de hidrocarburos totales sobrepasaron el criterio establecido para sedimentos costeros no contaminados (70 µg/g) para las tres épocas climáticas estudiadas.

Se encontraron HAPs de alto peso molecular (4 y 5 anillos) tanto en agua como en sedimentos, y éstos últimos en concentraciones altas que sobrepasan los criterios establecidos de GESAMP (1993) de 5 µg/g y de la NOAA (Buchman, 1999) para algunos HAPs, sobre todo en la época de lluvias. El origen de estos puede ser causado por las diferentes actividades de la zona, principalmente las relacionadas con embarcaciones, ya que el aceite de motor después de ser usado presenta una alta concentración de HAPs. Los HAPs tienen un origen principalmente pirogénico, ya que las concentraciones de los compuestos de 4 y 5 anillos fueron mayores que los de 2 y 3 anillos.

En Progreso, por ser una zona costera abierta, con mayor influencia de corrientes, olas y mareas, no tiende a concentrar los hidrocarburos en los sedimentos; en agua se encontraron concentraciones consideradas altas de hidro-

carburos, sobre todo en la zona oeste que principalmente se deben a que la hidrodinámica del lugar hace que permanezcan más tiempo por la presencia de una barrera física (el muelle del puerto de altura) que influye en la intensidad de las corrientes, ya que generalmente la corriente tiene dirección de este a oeste.

Los resultados obtenidos en este estudio son causa de preocupación por las relativamente altas concentraciones de hidrocarburos observadas, tanto en agua (disueltos/dispersos) como en sedimentos. Las altas concentraciones de hidrocarburos disueltos/dispersos en época de lluvias indica un origen terrestre, posiblemente el arrastre de residuos en tierra, como indica que los compuestos detectados sean pirogénicos. También en sedimentos se encontraron concentraciones por encima de los criterios establecidos por la NOAA.

Finalmente, este estudio cobra mayor importancia por el anuncio reciente de PEMEX de iniciar un programa exploratorio en la plataforma continental al norte de la península de Yucatán, que incluye la perforación de varios pozos exploratorios en el litoral. Aunque por ahora no se sabe si este programa se va a realizar, pues la empresa retiró la manifestación de impacto ambiental que había presentado a la SEMARNAT, estos resultados pueden ser incluidos en una línea de base para determinar en el futuro el posible impacto de las actividades petroleras en el litoral del Estado de Yucatán.

LITERATURA CITADA

- Aguilar A., D. M. del R., y C., N. A. Gómez del S., 1982.** Estudio hidrográfico de la laguna de Chelem, Yucatán. Tesis de Lic. Universidad de Yucatán. Facultad de Química.
- Albert, L. 1990.** Curso Básico de Toxicología Ambiental. Editorial Limusa. México. Segunda Edición. 311 pp
- Antón, A., y J. Lizaso, 2001.** Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos. Fundación Ibérica para la Seguridad Alimentaria.
- Botello, A. V., S. A. Castro, y A. P. de la Torre, 1981.** Niveles actuales de hidrocarburos disueltos en los sistemas lagunares del estado de Tabasco. Informe final presentado al Centro de Desarrollo, A. C. Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Ciencias del Mar y Limnología.
- Botello V. A., S. Villanueva F., G. Ponce V., L. Rueda Q., G. Barrera, 1994.** La Contaminación en las Zonas Costeras de México.
- Buchman, M. F., 1999.** NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA HAZMAT Report 99-1, Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Disponible en: www.response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html.
- Dipple, A., 2004.** <http://web.ncifcrf.gov/research/Dipple/publications.html>
- GESAMP, 1993.** Impact of Oil and Related Chemicals and Cuastes on the Marine Environment. Reports and Studies No. 50.

- Irwin, R.J., M. VanMouwerik, L. Stevens, M.D. Seese, y W. Basham, 1997.** Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. Distributed within the Federal Government as an Electronic Document (Projected public availability on the internet or NTIS: 1998). Disponible en: www.miliarium.com/Paginas/Prontu/Tablas/Quimica/Contaminantes.htm
- Jenssen, M. B., 1994.** Review Article: Effects Of Oil Pollution, Chemically Treated Oil, And Cleaning On The Thermal Balance Of Birds. *Environmental Pollution*, 86: 207-215.
- Juhasz, A. L., y R. Naidu, 2000.** Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo(a)pyrene. Science Direct. Disponible en: www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6VG6-40X8HKC-7&_user=494672&_cover
- López-Veneroni, D. G., 1989.** Presencia y caracterización de hidrocarburos en sedimentos recientes de la plataforma continental de Michoacán y Guerrero. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lourd, L., y P. Michel, 1980.** La Polución de las Aguas Marinas. Ed Omega. 250 p.
- Mendoza, R. V. M., y J. Cornejo V., 1995.** Oceanología. Unidad de Educación en Ciencia y Tecnología del Mar. Año 3. Vol. 1 No. 5. Enero-Marzo.
- Sericano, J. L., El Atlas, T. L. Wade, J. M. Brooks. 1990.** NOAA's Status and Trends Mussel Watch Program: Chlorinated pesticides and PCB's in oysters (*Crassostrea virginica*) and sediments from the Gulf of Mexico, 1986-1987. *Marine Environmental Research* 29: 161-203.
- Silva-Íñiguez, L., 1995.** Factores de vulnerabilidad en sistemas litorales de Baja California (México): Bahía de Salsipuedes, Bahía de Todos Santos y Punta Cabras. Tesis de Maestría. CICESE.
- Unión de Grupos Ambientalistas, 2004. Disponible en:** www.union.org.mx/guia/actividadesyagravios/residuos.htm
- Wade, T., Brooks J., Kennicutt M., McDonald T., Sericano J., Jackson T., 1993.** GERG trace organic contaminant analytical techniques. p. 121-139. *In: Sampling and Analytical Methods of the National Status and Trends Program, National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects 1984-1992 (IV), Comprehensive Description of Trace Organic Analytical Methods, NOAA Technical Memorandum NOS ORCA. 71.*
- Walker, C. H., S. P. Hopkin, R. M. Sibly y D. B. Peakall, 1996.** Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis Eds. London. 193 p.