Macroalgas y pasto marino, útiles bioindicadores de contaminación por hidrocarburos fósiles en sistemas acuáticos

Laura Georgina Calva B. y Rocío Torres Alvarado,
Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Depto. Hidrobiología. D.C.B.S. UAM-I.
cblg@xanum.uam.mx, rta@xanum.uam.mx

Recibido: 18 de enero de 2008
Aceptado: 15 de abril de 2008

Resumen
En el presente trabajo se ejemplifica la importancia de dos macroalgas y de un pasto marino como bioindicadores de contaminantes en ambientes costeros. Para ello, desarrollamos un estudio de caso de la bioacumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en dos especies de algas, una clorofita (*Ulva intestinalis*) y otra rodofita (*Bostrychia pinnata*), así como en el pasto marino *Ruppia maritima* en una laguna costera mexicana. En estos organismos se detectaron los HAP totales en un intervalo de <0.01 hasta 16.03 μgg^{-1}, siendo los compuestos principales de origen pirolítico. Se concluye que el pasto marino acumuló una mayor concentración de HAP que las macroalgas y que las 3 especies sí pueden ser bioindicadoras útiles para HAP.

Palabras clave: hidrocarburos aromáticos policíclicos, macroalga, pasto marino, laguna costera, bioacumulación, traslocación.

Abstract
The present work describe the importance like bioindicators of contaminants of some macroalgae and sea grass in coastal environments, with emphasis in petroleum hydrocarbons. Likewise, is included a case´s study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in two species of algae, one green (*Ulva intestinalis*) and other red (*Bostrychia pinnata*), like in the sea grass *Ruppia maritima* in a Mexican coastal lagoon. Were detected total PAH in a range of <0.01 to 16.03 μgg^{-1} and the principal compounds were from pyrolitic origin. Was concluded that the sea grass accumulated the higher concentration of PAH and that of three species can be bioindicator useful of PAH pollution.

Key Words: policyclic aromatic hydrocarbons, macroalgae, seagrass, coastal lagoon, bioaccumulation, traslocation.

Introducción

Entre los más efectivos biomonitores de contaminación ampliamente utilizados se encuentran los moluscos (bivalvos); ostiones, mejillones y almejas, así como los balanos y las macroalgas (Rainbow y Phillips, 1993). La mayoría de los estudios sobre bioacumulación en algas, se han realizado primordialmente con microalgas (fitoplancton) y los contaminantes más empleados han sido los metales pesados y los hidrocarburos organoclorados (plaguicidas).

En microalgas se ha comprobado que la acumulación al menos de compuestos orgánicos, no afecta el metabolismo o el crecimiento de las células. Además de que éstas tienen un radio de bioacumulación para el DDT, aldrín y dieldrín muy alto (Boyle,1984).

En general, son escasos los trabajos que utilizan a las macroalgas bentónicas como bioindicadoras, destacando los trabajos de Knutzen y Sortland, 1982; Binark *et al.* 2000 y Páez-Osuna *et al.* 2000. La información sobre bioacumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en macroalgas es mínima (Binark *et al.*, 2000; Pavón *et al.* 2003).

El uso de una amplia variedad de macroalgas marinas como indicadores de metales pesados proporciona al menos información cualitativa de la contaminación que hay por éstos en un área de estudio (Buo-Olayan y Subrahmanyam, 1996; Kruk-Dowgiallo, L. & J. Pempkowiak. 1997). Éstas concentran metales pesados en niveles varias veces mayores que los encontrados en las aguas circundantes y se debe a que la acumulación de metales se da por procesos activos y pasivos que responden esencialmente a la presencia de metales en solución (Leal *et al.* 1997). Los géneros y especies de macroalgas más utilizados como

bioindicadores de metales son *Fucus*, *Enteromorpha*, *Ulva*, *Laminaria*, *Porphyra* y *Ascophyllum* (Barreiro *et al.* 1993; Leal *et al.* 1997; Páez-Osuna *et al.* 2000).

En un trabajo realizado por Páez-Osuna *et al.* (2000) en las costas del Pacífico subtropical mexicano sobre la acumulación de metales en macroalgas, reportaron que el Fe, Mn, y Zn fueron los elementos más abundantes en todas las 10 especies analizadas (*Enteromorpha clathrata*, *Ulva intestinalis*, *E. linza, E. flexuosa, Ulva lactuca, Spyridia filamentosa, Codium amplivesiculatum, C. Isabelae, Padina durvillaei, Gracilaria subsecundata*). Enseguida estuvieron el Cu, Ni, Co y Cd en *E. clathrata* y *U. lactuca*. No obstante, los niveles de la mayoría de los metales analizados variaron ampliamente, dependiendo de los sitios de colecta y de las especies en particular. También Haritonidis y Malea (1999) llevaron a cabo un estudio sobre bioacumulación de metales en la macroalga *Ulva rigida* en el Golfo Thermaikos (Grecia). La tendencia temporal y espacial de la contaminación proporcionada por los resultados sobre las concentraciones detectadas de metales en macroalgas puede no corresponder con la evaluada en otras especies bioindicadoras como los moluscos y balanos.

En cuanto a los hidrocarburos fósiles, Kauss *et al.* (1973) exclusivamente mencionan que en las algas dulceacuícolas pueden persistir los hidrocarburos del petróleo; Binark *et al.* (2000) llevaron a cabo estudios sobre la acumulación de diversos componentes del petróleo (alcanos), tanto biogénicos como antropogénicos en las especies *Enteromorpha linza, Ulva lactuca, Cystoseira barbata, Ceramium rubrum* y *Pterocladia capillacea* en el Estrecho del Bósforo (Turquía) y en cuanto a HAP refieren que el principal compuesto detectado fue el Antraceno reportándose además de 1 a 7 HAP como carcinogénicos. Pavóni *et al.* (2003) en la laguna de Venecia trabajaron con *Ulva, Gracilaria, Porphyra, Grateloupia, Undaria, Fucus* y *Cystoseira*. La mayoría de las especies estuvieron contaminadas por HAP (>56 μgg^{-1} peso seco). Los géneros más contaminados por HAP fueron *Ulva, Undaria y Cystoseira*.

Finalmente, cabe mencionar que entre los hidrocarburos del petróleo, destacan los HAP, considerados por la EPA (Environmental Protection Agency) como desechos peligrosos y que se ubican entre los 65 contaminantes tóxicos prioritarios.

En las regiones costeras, las algas marinas son productores primarios fundamentales y varias especies están siendo consideradas como materia prima por su diversidad de productos de importancia económica, lo que ha resultado en un incremento en su demanda. Por lo que se hace necesario el monitorear la bioacumulación de ciertos xenobióticos en ellas porque por ejemplo, hay algunas que se emplean para consumo humano directo o indirecto o para el consumo de ganado (Buo-Olayan & Subrahmanyam, 1996).

Caso de estudio. Laguna de Sontecomapan, Veracruz

Materiales y Métodos

La Laguna Sontecomapan se localiza en el sur del Estado de Veracruz en el Golfo de México, entre los paralelos 18°30' -18°34' N y los meridianos 94°54'–95°02' W, tiene un área de 8.9 Km^2 y presenta una importante población pesquera. Se conecta con el mar por medio de un canal de 137 m de ancho y es de tipo mixohalino.

Las estaciones de muestreo (Fig. 1) se establecieron con base en la presencia de macroalgas y/o pasto marino: E1-boca de la laguna, E4-Canal de El Real, E5-influencia del Río La Palma, E6-influencia del Río El Sábalo y E8-influencia del Arroyo De Basura. Las especies recolectadas y analizadas fueron: clorofita (alga verde) *Ulva intestinalis*, rodofita (alga roja) *Bostrychia pinnata* (Fig. 2), así como la hidrófita sumergida *Ruppia maritima* L. (Fig. 3).

U. intestinalis habita tanto en aguas salobres como marinas, crece sobre las rocas a nivel mareal; quedando expuesta al sol durante la bajamar y a un fuerte oleaje durante la marea alta. Su presencia es indicadora de aportes de aguas residuales. *B. pinnata* se localiza en aguas salobres y en ocasiones se encuentra asociada a las raíces de *Rhizophora mangle*. *R. marítima* preferentemente habita en aguas estuarinas y tolera salinidades bajas, incluso dulceacuícolas.

La recolección se llevó a cabo manualmente, las especies se colocaron en papel aluminio, luego en bolsas de plástico y se transportaron con hielo. En el laboratorio, las muestras se descongelaron, se enjuagaron con agua bidestilada y se les eliminaron los organismos epífitos, enseguida se secaron durante 48 hr a 45°C y se molieron en un mortero.

El procedimiento analítico se llevó a cabo de acuerdo al CARIPOL (1986) y a la UNEP (United Na-

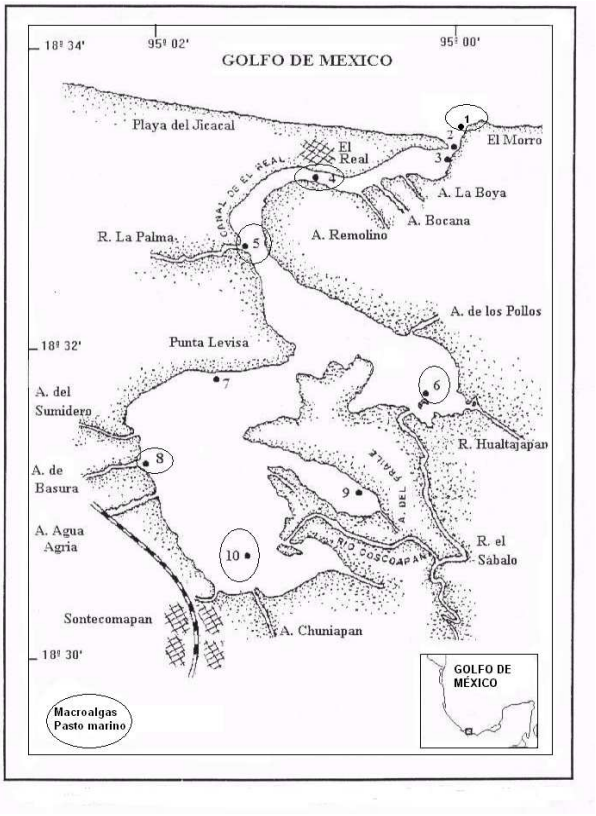


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en la laguna de Sontecomapan, Veracruz.

tions Environment Programme, 1999). Se pesó una submuestra de 10 g (peso seco) de tejido y se llevó a cabo la extracción en Soxhlet con metanol y KOH durante 6 horas. Cada grupo de muestras incluyendo su duplicado (6), se acompañaron por un blanco y dos adiciones patrón (fenantreno 200 μl y C_{18}) que se añadieron antes de la extracción. Posteriormente, la separación de la fase orgánica se realizó en embudos de separacion añadiendo hexano y a continuacion se obtuvieron las fracciones alifáticas y aromáticas mediante cromatografía de adsorción en la que se empleo óxido de aluminio desactivado al 5 %. Las eluciones se hicieron en el siguiente orden: hexano (F1: saturados), luego hexano-diclorometano (7:3) y por último, diclorometano para la recuperación de los hidrocarburos aromáticos (F2). Cada una de las fracciones se rotoevaporó hasta quedar 2 ml que se colocaron en viales y se llevaron a sequedad.

La cuantificación de los HAP se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases (Hewlett Packard modelo 5890) equipado con columna capilar 30 m × 0.25 mm D.I. × 0.25 μm de grosor de capa de sílice fundido, fenil metil silicona 5 % con detector de ionización de flama (programa de temperatura 40-300°C a 6 °C/min). El nitrógeno se usó como gas acarreador (flujo 1 mLmin^{-1}). Los HAP analizados incluyeron: *Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno, Fluoranteno, Pireno, Benzo(a)antraceno, Criseno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(a)pireno, Benzo(ghi)perileno* e *Indeno(1,2,3-c,d)pireno*. El límite de detección para los compuestos individuales fue de 0.01 μgg^{-1} y el porcentaje de recuperación de 95 %.

Resultados y discusión

Tomando en cuenta los niveles totales de HAP en las algas rojas, las concentraciones mayores correspondieron al *Benzo(a)antraceno* (6.67 μgg^{-1}), *Benzo(k)fluoranteno* (3.58 67 μgg^{-1}), *Pireno* (3.02 67 μgg^{-1}) y *Benzo(k)fluoranteno* (2.22 67 μgg^{-1}) (Fig. 4).

En el alga verde, los compuestos más abundantes fueron el *Antraceno* (10.54 μgg^{-1}), el *Benzo(a)antraceno* (9.29 67 μgg^{-1}), *Benzo(k)fluoranteno* (6.52 67 μgg^{-1}), *Benzo(a)pireno* (6.50 67 μgg^{-1}) y el *Benzo(b)fluoranteno* (5.39 67 μgg^{-1}) (Fig.4). En dichas algas se logró determinar compuestos formados por 2 anillos bencénicos, mientras que en el alga roja no. De estos aromáticos, la mayor concentración de HAP totales fue para el *Acenafteno* (0.72 67 μgg^{-1}) y el *Fluoreno* (0.43 67 μgg^{-1}), respectivamente. Las rodofitas presentaron menores concentraciones de HAP totales en comparación con las clorofitas.

Al respecto, Knutzen y Sortland (1982) citan concentraciones de HAP en macroalgas *Fucus vesiculosus* (0.28 a 2.0 μgg^{-1}), *F. serratus* (0.46 a 2.96 μgg^{-1}) y en *Laminaria saccharina* (0.57 μgg^{-1}), en un área prístina o moderadamente contaminada de las costas de Noruega.

En la tabla 1 se presenta una comparación entre algunos trabajos realizados sobre acumulación de HAP en macroalgas, demostrando que las de la laguna de Sontecomapan los valores son mayores.

En el pasto marino las concentraciones totales mayores fueron para el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (59.48 μgg^{-1}), *Benzo(k)fluoranteno* (30.23 μgg^{-1}), *Benzo(a)antraceno* (20.48 μgg^{-1}), y para el *Pireno* (8.98

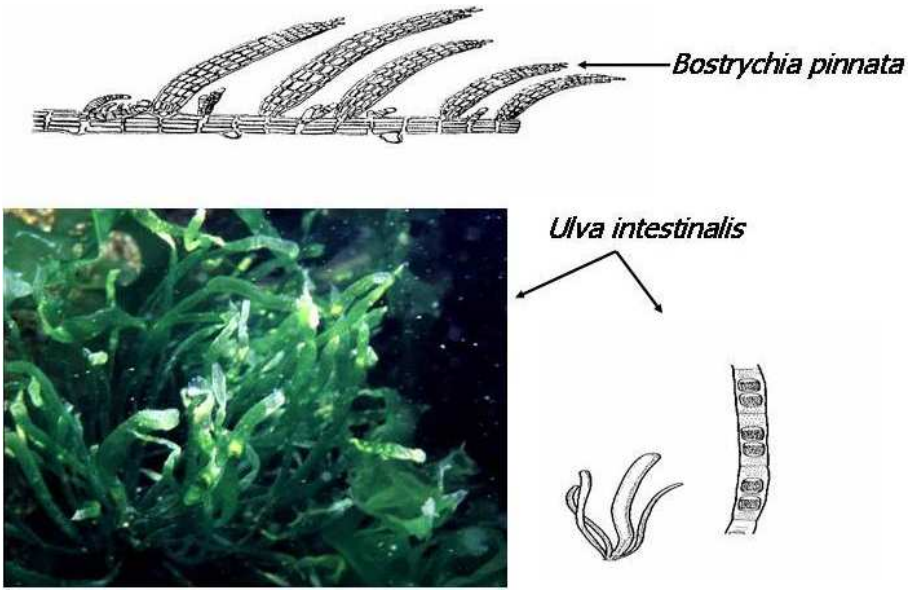


Figura 2. Macroalgas.

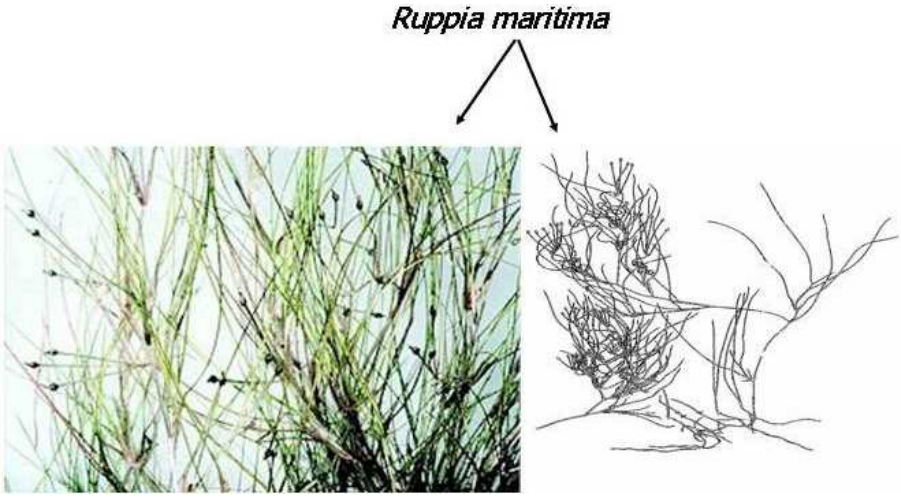
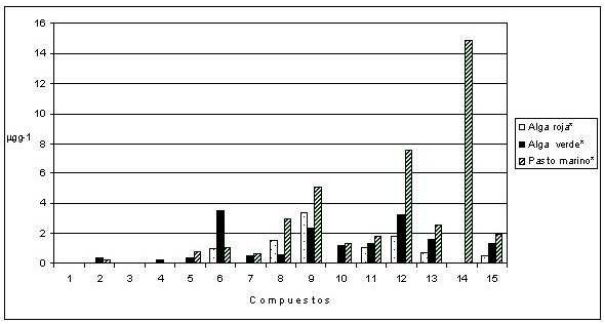


Figura 3. Hidrófita sumergida (pasto marino).

Tabla 1. HAP totales en algunas especies de macroalgas en sistemas acuáticos.

Macroalga	Intervalo HAP ($\mu g g^{-1}$ peso seco)	Promedio ($\mu g g^{-1}$ peso seco)	Referencia
Ceramium rubrum		0.32	Knutzen & Sortland (1982)
Ulva lactuca	Antraceno	Identificado	Binark *et al.* (2000)
Enteromorpha linza	Antraceno	Identificado	Binark *et al.* (2000)
Cystoseira barbata	Antraceno	Identificado	Binark *et al.* (2000)
Ceramium rubrum	Antraceno	Identificado	Binark *et al.* (2000)
Ulva rigida	0.001 - 0.056	0.007	Pavoni *et al.* (2003)
Undaria pinnatifida	0.0016-0.031	0.0035	Pavoni *et al.* (2003)
Cystoseira barbata	nd-0.027	0.008	Pavoni *et al.* (2003)
Ulva intestinalis	<0.01-16.03	12.57	Este estudio
Bostrychia pinnata	<0.01-14.07	9.90	Este estudio



Hap: 1 *Naftaleno*, 2 *Acenaftileno*, 3 *Acenafteno*, 4 *Fluoreno*, 5 *Fenantreno*, 6 *Antraceno*, 7 *Fluoranteno*, 8 *Pireno*, 9 *Benzo(a)antraceno*, 10 *Criseno*, 11 *Benzo(b)fluoranteno*, 12 *Benzo(k)fluoranteno*, 13 *Benzo(a)pireno*, 14 *Indeno(1,2,3-c,d)pireno*, 15 *Benzo(ghi)perileno*.

Figura 4. Concentración de hidrocarburos aromáticos policiclicos (μgg^{-1}peso seco) en vegetación acuática de la Laguna Sontecomapan, Ver.

μgg^{-1}). En la figura 4 se presentan las concentraciones promedio de HAP y claramente se aprecia que el *R. maritima* acumula una mayor concentración de éstos en comparación con las macroalgas y destaca que el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* en altas concentraciones sólo se detectó en el pasto lo cual confirma la presencia de petróleo en el sistema.

Se afirma que el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* y el *Benzo(ghi)perileno* son generados a partir del petróleo (Zhang *et al.* 1993). También hay que considerar que el *Benzo(ghi)perileno* es uno de los compuestos que se presenta en concentraciones altas en sedimentos recientes anaeróbicos (Guzzela y De Paolis, 1994) los cuáles son característicos de las lagunas costeras.

Referente al *Naftaleno, Fluoranteno* y el *Antraceno*, Huntley *et al.* (1993) argumentan que éstos compuestos no necesariamente están asociados al petróleo y que bien pueden relacionarse con la fabricación de químicos y pinturas; aunque en el área de Sontecomapan no hay este tipo de industrias. Le Dréau *et al.* (1997) sostienen que el *Antraceno* se detecta en áreas urbanas e industriales y también por la quema de bosques, al respecto, es bien conocido que en Sontecomapan se practica la quema de la hoja de mangle para el secado del tabaco.

Lo anterior, coincidiendo con lo reportado por Meharg *et al.* (1998) para vegetación terrestre (pastos) del Reino Unido, en la que se obtuvieron niveles considerables de *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* y *Benzo(ghi)perileno*, y los autores citan que probablemente el origen de tales HAP se debe a la depositación de partículas secas de la atmósfera. Además, indican que la contaminación de las plantas a partir de este tipo de depositación atmosférica es la principal ruta de entrada de compuestos semivolátiles liberados por incendios accidentales de químicos y que la dispersión depende en gran medida de las condiciones ambientales prevalecientes.

Para evaluar las diferencias entre las concentraciones detectadas en las macroalgas y la hidrófitas sumergidas y sugerir si éstas pueden ser utilizadas como bioindicadores de contaminantes orgánicos, se hace necesario el señalar algunas de sus características:

En general, las algas marinas acumulan cantidades pequeñas de ácidos grasos y lípidos, con algunas excepciones, la composición de su fracción de ácidos grasos es similar cualitativamente. Existen algunas características cuantitativas, por ejemplo, las algas rojas tienden a estar enriquecidas relativamente con ácidos grasos C20 insaturados y las algas verdes tienden a acumular grandes cantidades de ácido cis-vacénico y ácido α-linolénico (Banaimoon, 1992).

Un aspecto destacado lo es la transformación de benzo(a)pireno en algas dulceacuícolas y marinas las cuales dependen de las características de cada especie y de la presencia y actividad de las enzimas localizadas en las células de éstas Kirso & Irha (1998) comprobaron que en *U. Intestinalis* la proporción de transformación de benzo(a)pireno fue del 42 al 49 % y consideran que es específica de las especies de macroalgas y depende de la presencia y actividad de las enzimas localizadas en las células de éstas. El sistema enzimático más importante para la detoxificación de benzo(a)pireno son las o-difenol oxidasa, el citocromo P450 y la peroxidasa. Sus resultados indican la importancia del papel de las algas marinas y dulceacuícolas en el transporte de PAH carcinogénicos en el ambiente.

Desde el punto de vista ecológico, Flores Verdugo *et al.* (1988) condiseran que *R. maritima* es una especie oportunista, que anualmente coloniza áreas descubiertas y que tiene un ciclo de crecimiento de 4 meses, durante el cual las plantas crecen, se ramifican, florecen y producen semillas. Aunado al hecho de que es una especie que muestra un amplio intervalo de tolerancia a las condiciones am-

bientales, ya que generalmente habita aguas dulceacuícolas, sin embargo, puede tolerar condiciones salinas y alcalinas (Correl y Correl, 1975) lo que favorece el que sea empleada como biondicador de contaminantes.

De acuerdo a su bioquímica, Lujan (1975 en González, 1976)) cita que *R. maritima* presenta un porcentaje considerable de proteínas y carbohidratos y por otra parte, Reveles (1993) en un estudio sobre esta especie (recolectada también en la laguna Sontecomapan), describe que contiene ácidos grasos, con una mayor diversidad de ellos en los rizomas que en las hojas, variando estas proporciones dependiendo de las latitudes y épocas del año. Identificó por espectrometría de masas en *R. maritima* ácidos aromáticos, 2-metil-aromáticos, cicloalcanos y ésteres metílicos aromáticos, entre otros (con pesos moleculares de hasta 419). Refiere además, que la temperatura es un factor determinante para las variaciones en dichos compuestos.

Lo anterior, no descarta la posibilidad de que algunos compuestos aromáticos sean de origen biogénico, pero los compuestos de altos pesos moleculares determinados en el pasto marino de la Laguna Sontecomapan son de origen antropogénico y si se toma en cuenta que los HAP son lipofílicos, el contenido de ácidos grasos en *R. maritima* explicaría en buena medida, las altas concentraciones de HAP detectadas.

Las fanerógamas acuáticas, dependiendo de las condiciones ambientales, pueden obtener los nutrientes necesarios para su crecimiento desde los sedimentos así como también del agua circundante a través de las hojas, (Thrursby y Harlin, 1982 en Libes y Boudouresque, 1987) por lo que la captación de HAP por *R. maritima* en el área de este estudio probablemente se lleva a cabo por estas dos vías.

Otro mecanismo involucrado en la bioacumulación de HAP en este pasto marino pudiera ser la traslocación, la cual se refiere al transporte a "larga distancia" de compuestos fotosintéticos, nitrógeno, fósforo, carbono y de compuestos orgánicos, desde el rizoma a la raíz o hacía las hojas e inclusive desde las hojas a los organismos epífitos y de las hojas a las raíces (Libes y Boudouresque, 1987), cabe señalar que una de las algas epífitas específica de esta hidrófita sumergida es *Ulva intestinalis*. La traslocación es de importancia particular debido a que *R. maritima* es una especie constituida por ramets, los cuales, en conjunto, conforman un módulo y pueden estar unidos tanto vertical como horizontalmente; además, cada ramet constituye entidades fisiológicas capaces de sobrevivir y morir de manera independiente.

En general existen escasos estudios sobre *R. maritima*, no obstante hay reportes en los cuales se ha demostrado la exportación de compuestos orgánicos en pastos marinos tales como: *Posidonia, Thalassia, Zostera* y *Halodule* (Libes y Boudouresque, 1987; Tomasko y Dawes, 1989), inclusive en el lirio acuático *Eichornia crassipes* se comprobó el transporte de carbono entre los ramets (Alpert *et al.* 1991). Edwards (1983) indica que hay traslocaicón de HAP en algunas plantas terrestres, de igual forma, en *Rhizophora mangle* se ha constatado la traslocación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en el interior de sus tejidos (Getter *et al.* 1985 en Klekowski *et al.*1994). En resumen, los niveles mayores de HAP detectados en *R. marítima*, en comparación con las macroalgas, quizá se deben en primer lugar a la gran concentración de ácidos grasos y en segundo término, probablemente a la traslocación de éstos.

El hecho de que la fanerógama acuática haya acumulado mayores concentraciones de HAP por sobre las macroalgas coincide con lo reportado por Kruk y Pempkowiak (1997) pero en un estudio llevado a cabo con metales pesados.

Respecto a los porcentajes de HAP por anillos bencénicos en las rodófitas (Fig. 5a), prevalecieron los compuestos conformados por 4 anillos (78.11 %) y 3 anillos (10.09 %). Cabe mencionar que en las macroalgas rojas se detectaron compuestos de 2 anillos bencénicos. En la clorofita, la figura 5b muestra que los niveles más altos fueron para los compuestos de 4 anillos, con 52.61 %, enseguida los compuestos de 3 anillos (23.96 %) y los de 5 anillos (12.93 %).

En la figura 5c se aprecia que, a diferencia de las macroalgas, en la hidrófita sumergida los HAP principales fueron los de 4 (45.69 %) y 5 (43.20 %) anillos bencénicos. Además, se observa en primer lugar que la hidrófita sumergida bioacumuló predominantemente HAP de pesos moleculares mayores, en comparación con las algas, en segundo término destaca el hecho de que los HAP conformados por 2 anillos bencénicos sólo se detectaron en las clorofitas con 2.63 % y en *R. marítima* 0.56 %. Le Dréau *et*

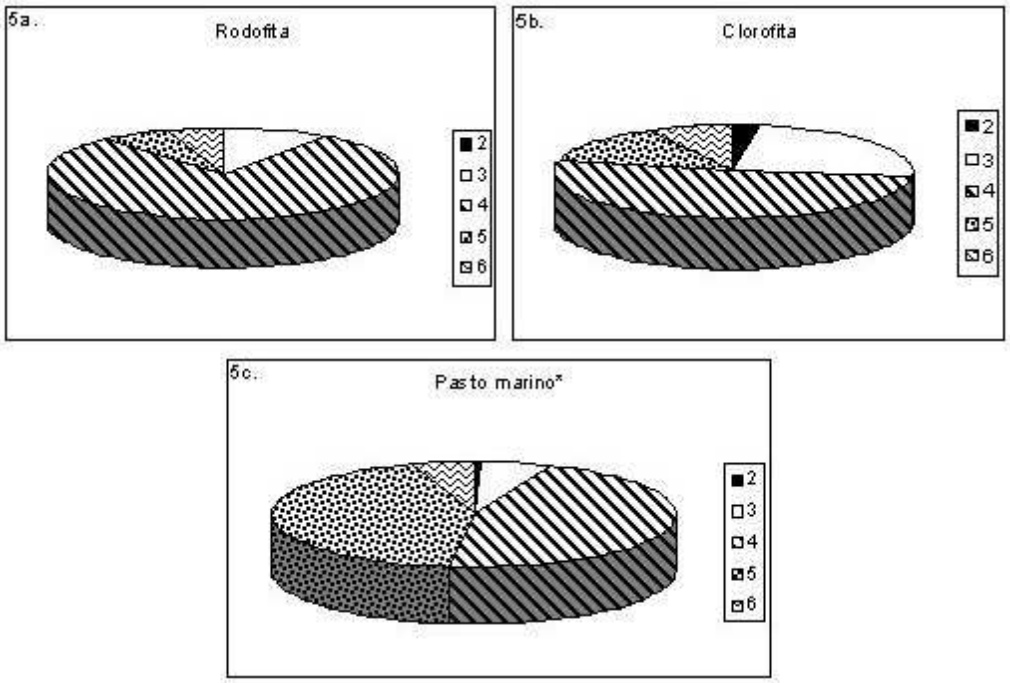


Figura 5. Porcentajes de HAP totales(μgg^{-1}) por anillos bencénicos en la vegetación acuática de la Laguna Sontecomapan, Veracruz, México.

al. (1997) citan que en general los HAP de 4 y 5 anillos bencénicos no se detectan en petróleo crudo, que son de origen pirolítico ya que resultan de los residuos de combustión atmosférica (quema de bosques y combustibles fósiles).

De acuerdo a las relaciones obtenidas entre fenentreno/antraceno, benzo(a)antraceno/criseno, benzo(a)pireno/benzo(ghi)perileno y el fluoranteno/pireno propuestos por Budzinski *et al.* (1997) y a King *et al.* (2004) se concluye que el origen de los HAP determinados en la vegetación analizada de la laguna Sontecomapan es primordialmente pirolítico, tanto proveniente de combustibles fósiles (gasolinas, aceites y lubricantes) usados y transportados en las lanchas como de la quema de manglar, sin descartar el transporte atmosférico de partículas urbanas y en menor proporción el origen petrogénico, asimismo, comparando los resultados de Knutzen y Sortland (1982) con los del presente estudio se puede deducir que las concentraciones detectadas en las macroalgas de Sontecomapan corresponden a una zona contaminada.

Dado que las concentraciones detectadas en las macroalgas y el pasto marino fueron altas, cabe mencionar algunos de los efectos que ocasionan los HAP. Por ejemplo, los valores de toxicidad para organismos acuáticos publicados por la NOAA (1990) indican que en peces y crustáceos el *Fluoreno* es tóxico a 0.035 ng/g mientras que el *Fluoranteno* lo es con 0.6 ng/g; para HAP totales, la toxicidad para la biota acuática al 50 % se presenta a 35 ng/g. En la laguna Sontecomapan, los valores promedio de HAP están en un intervalo de 0.5 a 58.80 g/g en *Ulva intestinalis*.

Clansky y Winsted (1992) señalan que el *Benzo(a)pireno, Indeno(1,2,3-c,d)pireno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno* y *Benzo(a)antraceno* son enlistados por la IARC (International Agency for Research on Cancer) y la NTP (*National Toxicology Program*) como posibles carcinogénicos en humanos. Además, uno de los más potentes carcinogénicos es el *Benzo(a)pireno*, el cual fue detectado en las macroalgas verde y roja así como en el pasto marino, cuya presencia indica que también otros HAP carcinogénicos pueden estar presentes (Shchekaturina *et al.* 1995).

Sobre los efectos de HAP en vegetación, destaca el trabajo de Klekowski *et al.* (1994), en el que se demostraron mutaciones en la deficiencia de clorofila letal recesiva en el mangle rojo *Rhizophora mangle*, correlacionadas con las concentraciones de HAP en los sedimentos. En relación al origen de los HAP, los autores indican que la biosíntesis de HAP es rara.

El contenido de HAP presente en las plantas y los animales que viven en la tierra o en el agua puede ser muchas veces más alto que las concentraciones de HAP presentes en el suelo o en el agua (ATSDR, 1995). Los resultados obtenidos indican el papel importante que desempeñan las macroalgas en la distribución de los HAP en el ambiente acuático y su posible transferencia en las cadenas alimentarias.

Bibliografía

1. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). 1995. Reseña toxicológica de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
2. Alpert, P., R. F. Warembourg & J. Roy. 1998. Transport of carbon among connected ramets of *Eichornia crassipes* (Pontederiaceae) at normal and high levels of CO_2. *American Journal of Botany* 78,1459-1466.
3. Banaimoon, S. A. 1992. Fatty acids in marine macroalgae from southern Yemen (Hadramout) including occurrence of eicosatetraenoic (20:4) and eicosapentaenoic (20:5) acids. *Botánica Marina* 35(2):165-168
4. Barreiro, R., C. Real & A. Carballeira. 1993. Heavy-Metal Accumulation by *Fucus ceranoides* in a Small Estuary in North-west Spain. *Maine Environmental Research* 36:39-61.
5. Binark, N., K.C. Güven, T. Gezgin & S. Ünlu. 2000. Oil Pollution of Marine Algae. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology* 64:866-872.
6. Budzinski, H., I. Jones, J. Bellocq, C. Piérard & P. Garrigues. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde Estuary. *Marine Chemistry 58*:85-97.
7. Buo-Olayan, A.ª & M. N. Subrahmanyam. 1996. Heavy metals in Marine Algae of the Kuwait Coast. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology 57*(5):816-823.
8. CARIPOL. 1986. Manual CARIPOL para el Análisis de Hidrocarburos del Petróleo en Sedimentos y Organismos Marinos. Programa CARIPOL II. Puerto Morelos, Q. Roo., México. 25 p.
9. Correl, D. S. & H. B. Correl. 1975. *Aquatic and Wetland Plants of Southwestern United States.* Vol. I. Stanford University Press. Standford, California. U.S.A. 856 p.
10. Edwards, N. T. 1983. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH's) in the Terrestrial Environment - A Review. *Journal Environmental Quality* 12(4): 427-441.
11. Flores Verdugo, F. J., J. W. Day, Jr. L. Mee & R. Briseño Dueñas. 1988. Phytoplankton production and seasonal biomass variation of seagrass *Ruppia maritima* L., in a tropical Mexican lagoon with an ephemeral inlet. *Estuaries* 2,51-56.
12. González, G. M., 1976. *Ruppia maritima*, L. en una Laguna Costera Tropical: Algunos Aspectos Autoecológicos. Tesis Prof. Fac. Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.50 p.
13. Guzzella, L. & A. De Paolis. 1994. a Aromatic Hydrocarbons in Sediments of Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin 28*(3):159-165.
14. Haritonidis, S. & P. Melea. 1999. Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermaikos Gulf, Greece. *Environmental Pollution 104*(3):365-372.
15. Huntley, S., N. Bonnevie, R. Wenning & H. Bedbury. 1993. Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH's) in Three Northern New Jersey Waterways. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology. 51*:865-872.
16. Kauss, P. & Y. Hamdy. 1991. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surficial Sediments and Caged Mussels of the St. Marys River, 1985. *Hydrobiologia 219*:37-62.
17. King, A. J., J. W. Readman & J. L. Zhou. 2004. Dynamic behaviour of polycyclic aromatic hydrocarbons in Brighton marina, UK. *Marine Pollution Bulletin 48*:229-239.
18. Kirso U. & N. Irha. 1998. Role of algae in fate of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. *Ecotoxicol. Environmental Safety 41*(1):83-89.
19. Klekowski, E. J. Jr., J. E. Corredor, J. M. Morell & C. A. Del Castillo. 1994. Petroleum Pollution and Mutation in Mangroves. *Marine Pollution Bulletin 28*(3):166-169.
20. Knutzen,J. & B. Sortland. 1982. Polycyclic Aro-

matic Hydrocarbons (PAH) in Some Algae and Invertebrates From Moderately Polluted Parts of the Coast of Norway. *Water Research 16*: 21-428.

21. Kruk-Dowgiallo, L. & J. Pempkowiak. 1997. Macrophytes as indicators of heavy metal contamination in the Puck Lagoon (southern Baltic). Biodiversity in the Baltic Ecosystems. Proceedings of the 14th Baltic Marine Biologists Symposium, 5-8 August 1995, Paernu, Estonia. Pp. 86-100.
22. Le Dréau Y., F. Jacquot, P. Doumenq, M. Guiliano, J. C. Bertrand & G. Mille. 1997. Hydrocarbon Balance of a Site Which Has Been Hyghly and Chronically Contaminated by Petroleum Wastes of a Refinery (From 1956 to 1992). *Marine Pollution Bulletin 34*(6):456-468.
23. Leal, M. C. F., M. T. Vasconcelos, I. P. Sousa & J. P. S. Cabral. 1997. Biomonitoring with benthic macroalgae and direct assay of heavy metals in seawater of the Oporto coast (northwest Portugal). *Marine Pollution Bulletin 34*(12):1006-1015.
24. Libes, M. & Ch. F. Boudouresque. 1987. Uptake and long-distance transport of carbon in the marine phanerogam *Posidonia oceanica. Marine Ecology Progress Serie* 38,177-186.
25. Meharg, A. A., J. Wright, H. Dyke & D. Osborn. 1998. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) Dispersion and Deposition to Vegetation and Soil Following a Large Scale Chemical Fire. *Environmental Pollution 99*(1):29-36.
26. N.O.A.A. Technical Memorandum NOS ORCA 71. 1993. National Status and Trends Program for Marine Environmental Quality. Sampling and Analytical Methods of the National Status and Trends Program National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects 1984-1992. Vol. I. 117 p.
27. Páez-Osuna, F., M. J. Ochoa, H. Bojórquez & I.L. Michel. 2000. Macroalgae as Biomonitors of Heavy Metal Availability in coastal Lagoons from the Subtropical Pacific of Mexico. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology 64*(6):846-851.
28. Pavoni, B., M. Caliceti, l. Sperni & A. Sfriso. 2003. Organic micropollutants (PAHs, PCB, pesticides) in seaweeds of the lagoon of Venice. *Oceanological Acta 26*,585-596.
29. Ramírez, M., A. J. Areces y H. González. 1988. Concentración de Metales Pesados en Macroalgas del Litoral Rocoso. Área Costera No Contaminada. *Ciencias Biológicas 19/20*:88-95.
30. Revelez, G. M. 1993. Contribución al Conocimiento de Algunos Aspectos Estructurales y Bioquímicos del Pasto Marino *Ruppia maritima*. Tesis Maestría en Oceanografía Biológica y Pesquera. Universidad Nacional Autónoma de México. 94 p.
31. Samiulla, Y. 1985. 1985. Biological Effects of Marine Oil Pollution. *Oil y Petrochemical. Pollution 2*:235-264.
32. Shchekaturina, T. L., A. L. Khesina, O.G. Mironov & G. Krivosheeva. 1995. Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mussels From the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin 30*(1):38-40.
33. Tabudravu, J. N., P. Gangaiya, S. Sotheeswaran & G. R. South. 2002. *Enteromorpha flexuosa* (Wulfen) J. Agardh (Chlorophya: Ulvales) - evaluation As an indicator of heavy metal contamination in a tropical estuary. *Environmental Monitoring Assessment 75*,201-213.
34. Tomasko, D. A. & C. J. Dawes. 1989. Evidence for physiological integration between shade and unshade short shoots of *Thalassia testudinum. Marine Ecology Progress Serie* 54,299-305.
35. U.N.E.P. 1992. (*United Nations Environment Programme*).1992. *Determination of Petroleum Hydrocarbons in Sediments. References Methods for Marine Pollution Studies N^o 20*, 75 p.
36. Villares, R., X. Puente & A. Carballeira. 2001. *Ulva and Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. Hydrobiologia 462,221-232.
37. Zhang, X., E. Christensen & M. Gin. 1993. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Dated Sediments From Green Bay and Lake Michigan. *Estuaries 16*(3B):638-652.

cs