

# JAINA

BOLETÍN INFORMATIVO

VOL.19 NO. 1

JULIO 2008 - DICIEMBRE 2008



Centro de Ecología, Pesquerías y  
Oceanografía del Golfo de México

ISSN 0188 - 4700

# JAINA

BOLETÍN INFORMATIVO  
VOL.19 NO. 1  
JULIO 2008 - DICIEMBRE 2008

Información y correspondencia

Centro EPOMEX

Av. Agustín Melgar y Juan de la

Barrera. Apartado Postal 520,

C.P. 24030, Campeche,

Campeche, México.

Tel: (981) 811-9800 ext. 62300

Fax:(981) 811-9800 ext. 62399

## CONTENIDO

Contaminantes persistentes en el valle de Yohaltún y el río Champotón, Campeche J. Rendón von Osten, M. González, M. Memije y L. Quetz EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche	4
Evaluación del camarón siete barbas utilizando métodos de producción excedente y variables ambientales J. Ramos Miranda, D. Flores Hernández, L. M. España Pech, F. Gómez Criollo y A. Sosa López EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche	11
Contaminantes ambientales monitoreo y biomarcadores en organismos acuáticos L. Alpuche Gual EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche	25
Relaciones sociales y la modificación de la cobertura forestal en la cuenca media del río Candelaria, Campeche J. Á. Barrientos EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche G. Mixcóatl Tinoco Facultad de Ciencias Sociales-UAC J. A. Benítez Torres EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche	44
Fuentes de abastecimiento y cuerpos de agua del estado de Campeche J. Rendón-von Osten, G. Vargas, J. Benítez, M. Memije y V. Acevedo EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche	48
Macroalgas del sistema de raíz de mangle E. González, R. Tzel Padilla y G. Oyosa Ortega Facultad de Ciencias Químico Biológicas - Universidad Autónoma de Campeche	54
Pautas de manejo para impactos ambientales en pastos marinos O. Compeán-García <sup>1</sup> , E. Rivera-Arriaga <sup>2</sup> , G.J. Villalobos Zapata <sup>2</sup> <sup>1</sup> Facultad de Ciencias Químico Biológicas-UAC <sup>2</sup> Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México-UAC	62

# Contaminantes persistentes

en el valle de Yohaltún y el río Champotón, Campeche

J. Rendón von Osten, M. González,  
M. Memije y L. Quetz

EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche

La Comisión de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sustentable menciona que la humanidad enfrenta uno de sus mayores retos ambientales que es la conservación del recurso agua. Sin embargo, la creciente contaminación de los recursos acuáticos provenientes de lagos, cuencas, reservorios, ríos y lagunas, y aguas costeras es una realidad para la gran mayoría de los países en vías de desarrollo, lo que cancela su uso total y aprovechamiento en beneficio de sus pobladores y su economía.

En nuestro país existen datos generales sobre la contaminación de los recursos hídricos, sin embargo, en el estado de Campeche la información es escasa y ninguna difusión. La contaminación ambiental puede ser generada por diferentes fuentes, tanto puntuales como no-puntuales, y después de dispersarse en los diferentes compartimentos ambientales y, dependiendo del tipo de contaminante, puede ocasionar efectos adversos sobre los ecosistemas que generalmente pueden ser irreversibles, además de ocasionar efectos adversos en los seres vivos incluyendo al ser humano.

De los contaminantes prioritarios del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP) se encuentran los compuestos orgánicos persistentes

(COPS), dentro de los que sobresalen por su importancia el plaguicida DDT y los policlorobifenilos (PCBs) (IOMC, 2003). Asimismo, la Agencia para el Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA-US) ha clasificado 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPS) como contaminantes prioritarios por su potencial carcinogénico, entre otras características.

Para conocer de manera integral cuál es el estado de salud de los ecosistemas acuáticos es importante evaluar, los compartimentos ambientales de agua, sedimentos y biota (Chapman, 1992). Es necesario llevar a cabo de manera continua diagnósticos de la calidad ambiental que permitan conocer los niveles o concentraciones de contaminantes prioritarios para la salud, y así tomar las medidas adecuadas para poder prevenir o dar la alerta de cualquier contingencia que pudiera presentarse por la presencia de contaminantes.

El estado de Campeche cuenta con diversos ecosistemas acuáticos de gran importancia debido a su productividad y biodiversidad, dentro de éstos, destacan el área natural protegida de la Laguna de Terminos y el río Champotón.

## Río Champotón

El río Champotón, ubicado en la región hidrológica No. 31 (19°22'LN y 90°43'LN), tiene aproximadamente 48 kilómetros, con origen cerca del poblado de San Juan Carpizo y su desembocadura llega al Golfo de México (figura 1). En su recorrido se encuentran las localidades Canasayab, Pabox y Champotón; su trayectoria general es de este-oeste y es alimentado en forma subterránea por los ríos Desempeño y las Pozas, los cuales nacen también en la misma región hidrológica (31 Yucatán oeste). El río Champotón tiene un área de cuenca cercana a 650 km<sup>2</sup>, el río presenta en promedio alrededor de 483.93 millones de m<sup>3</sup> al año los cuales son aforados en la estación Canasayab. Su descarga media se ha estimado en 0.2 x 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>/año (Secretaría de Recursos Hidráulicos) y la amplitud de la desembocadura es de ± 85 m con una profundidad media que varía de 2.5 a 4.5 m dependiendo de las mareas. El sedimento de la boca es arena calcárea y arcillas, y hojas de manglar en descomposición predominan hacia el interior del río.

El clima predominante es cálido subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura promedio anual es entre 26 y 28 C°, con una precipitación total anual 1100-1500 mm. Los tipos de suelos predominantes son principalmente los de tipo vertisol, gleysol y litosol.

La comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO) tiene identificados varios tipos de vegetación, tales como selva alta subperennifolia, selva mediana subcaducifolia, selva baja inundable, palmar inundable, matorral espinoso, sabana y pastizal cultivado.

Con relación a la fauna del río Champotón un estudio reciente indica que la variabilidad espacial y temporal de las 53 taxas de peces en el río está relacionada

con las características físicas del habitat, tales como salinidad, distancia de la boca del río y tipo de sustrato, lo cual diferencia una región estuarina (con 26 taxas) y una de agua dulce (con 27 taxas) (López *et al.*, 2008).

El río Champotón y su zona costera es uno de los ecosistemas acuáticos con menor registro de información sobre su estado de contaminación actual. Champotón tiene 80,000 habitantes aproximadamente, y sus desechos generados, tanto por fuentes de contaminación puntuales o no puntuales, son depositados y/o vertidos en sitios no adecuados ya que no se cuenta con un sistema de tratamiento de desecho, ocasionando la contaminación de suelos, agua y sedimentos.

Dentro de las principales actividades antropogénicas que se desarrollan en la cuenca del río Champotón se encuentran las prácticas agrícolas y, en menor medida, la ganadera y la acuicultura de tilapia. En el valle de Yohaltún se tiene principalmente el cultivo de arroz, y en las zonas de Moquel y Sihochac, entre otras, a la caña de azúcar. El uso de agroquímicos en los cultivos mencionados puede ocasionar que residuos de plaguicidas entren al sistema del río Champotón y, por otra parte, la preparación de la tierra a través de las quemadas puede generar brumas que contengan hidrocarburos aromáticos de origen pirolítico (Gutiérrez, 2003).

La caña de azúcar producida es procesada por el ingenio Azucarero "La Joya S.A de C.V." ubicado en la exhacienda Haltunchen, y durante el periodo de producción hay un gran volumen de aguas negras generadas que se vierten sin tratamiento a los campos agrícolas, que posteriormente son arrastrados por las escorrentías en las temporadas de lluvias.

Un estudio indica que la dureza y los sulfatos del agua del pozo de riego del Ingenio La Joya, rebasan los valores permitidos para estas variables, así como

la conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos (STD).

Otra actividad en el municipio es la de la industria pesquera, con congeladoras y empacadoras de pescados y mariscos. Las principales pesquerías son de lisa, sierra y robalo (*Centropomus undecimalis*). No se tienen datos de los desechos que se vierten al mar sin tratamiento previo, pero en el 2005 se detectó en la costa Villamar un florecimiento algal nocivo de las especies *Pyrodinium bahamense* var. *Bahamense* (PSP) con una concentración de 30,000 cel/l, (siendo el límite máximo

permissible de 5,000 cel/l.) Asimismo en el 2006 se detectó en las costas de Champotón *Gambierdiscus toxicus* (COPRISCAM, 2007). Es importante mencionar que cuando se presenta “marea roja” o florecimiento algal nocivo, las autoridades emiten un comunicado de riesgo sanitario a pescadores y, dependiendo de la temporada, si esta fuera de pulpo, los afloramientos algales podrían ocasionar pérdidas para unos cuatro mil pescadores de Campeche, Champotón, Seybaplaya y Sabancuy, que se dedican a la captura del molusco.

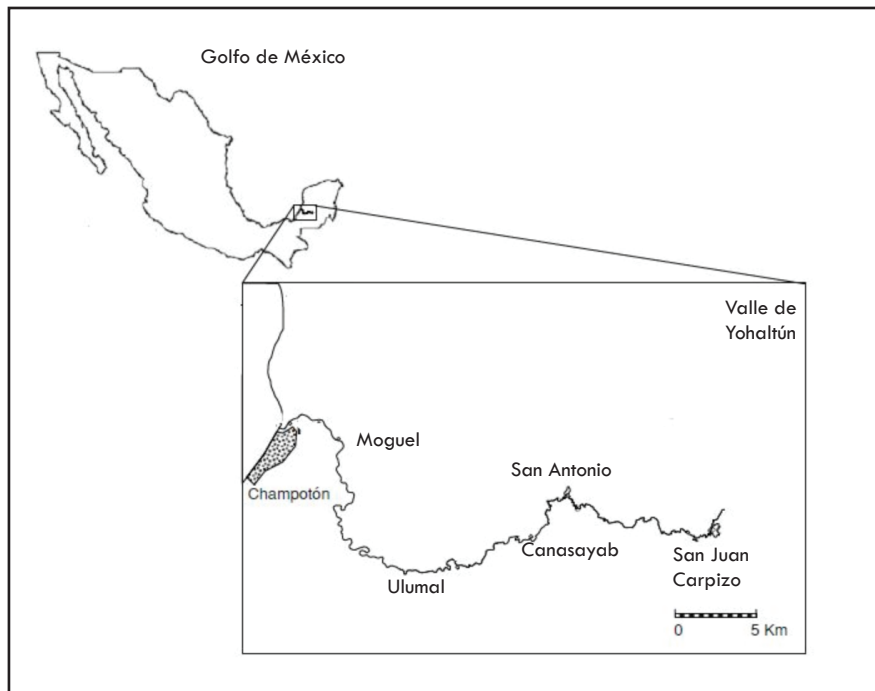


Figura 1. Río Champotón y localidades aledañas.

## Residuos de COPS en el Valle de Yohaltún

En el valle de Yohaltún se han aplicado una gran cantidad de plaguicidas principalmente en el cultivo de arroz. En suelos de este valle se han encontrado residuos de plaguicidas persistentes tales como el DDT, principalmente a 20 cm de profundidad. Los residuos de DDT se encontraron en mayor concentración (0.2 pg/g) en los sitios más cercanos al inicio del río Champotón. Lo anterior indica que los residuos de DDT son transportados por las escorrentías superficiales (figura 2) (Rendón *et al.*, 2004). Probablemente el DDT no se haya aplicado recientemente, sin embargo, sus residuos aun persisten.

Asimismo, en el mismo estudio se determinó la presencia de clorpirifos, un insecticida agrícola organofosforados empleado muy extensamente en México. En el caso del clorpirifos, las mayores concentraciones se presentaron a los 40 cm de profundidad (0.02 pg/g) y en menor proporción a los 20 cm (0.01) (figura 2), lo cual indica que este compuesto puede infiltrarse más que el DDT. Al igual que el DDT, las concentraciones de clorpirifos indican que son llevados por las escorrentías.

Los suelos mencionados fueron sometidos a una prueba de toxicidad, ya que el clorpirifos es un orga-

nofosforado de mediana persistencia, pero altamente tóxico debido a su capacidad para inhibir la actividad de la acetilcolinesterasa (AChE). La prueba de toxicidad consistió en exponer a peces mosquito (*Gambusia yucatanana*) a los suelos de Yohaltún durante 96 horas y evaluar la respuesta de biomarcadores de contaminación como la AChE y la glutatión S-transferasa (GST) (Rendón *et al.*, 2004).

Los suelos agrícolas presentan un riesgo debido a que la actividad enzimática de la AChE de los peces expuestos a estos suelos se inhibió en más del 50% con respecto al grupo control de peces expuestos a suelos no contaminado. Asimismo, la GST, cuya actividad se incrementa en presencia de contaminantes, se observa que esta se activa en más de un 200% en los suelos cercanos al río Champotón (M4). Lo anterior esta en relación a las concentraciones mas altas que se encontraron en los suelos mencionados (M4).

Los resultados antes mencionados evidencian la presencia de sustancias toxicas en los suelos agrícolas del Valle de Yohaltún. Además, es necesario indicar que tal vez se encuentren más productos en estos suelos, ya que las principales limitaciones para las determinaciones de otros compuestos son la degradación ambiental y las restricciones analíticas.

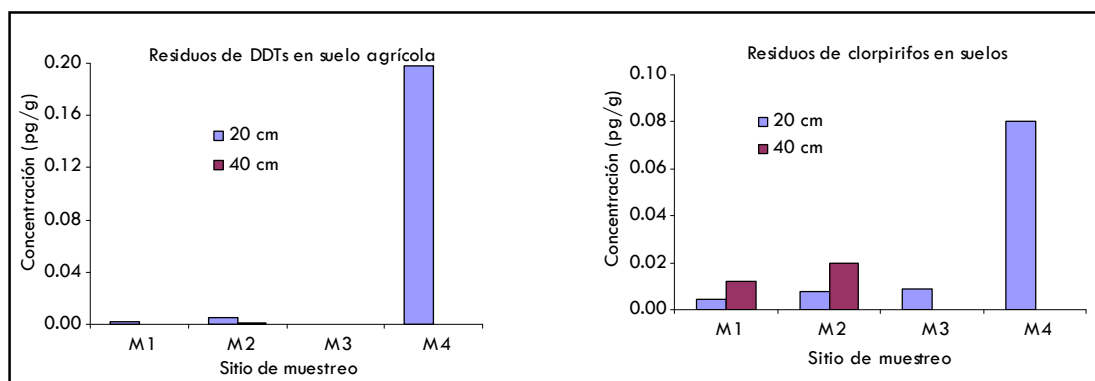


Figura 2. Residuos de DDT y clorpirifos en suelos provenientes del Ejido de Bonfil, Campeche.

### Residuos de COPS en el río Champotón

En un estudio en el que se analizaron COPS en cinco sitios del río Champotón durante las temporadas de secas y lluvias, se identificaron residuos de PCBs en todas las muestras (5/5), HCHs en cuatro (4/5) en lluvias y dos (2/5) en secas, endosulfanes en dos (2/5) en lluvias y en ninguna en secas (0/5), drines una en lluvias y dos en secas (2/5), los heptacloros solo fueron detectados en una muestra durante la época de secas en una muestra (1/5) y por último los DDTs en una (1/5) tanto en lluvias como en secas. El rango de concentraciones se presenta en el cuadro 1 (González *et al.*, 2008).

De los compuestos determinados hay que resaltar que los policlorobifenilos (PCBs) se encontraron en todas las muestras determinadas, tanto en secas como en lluvias. Aunque las concentraciones determinadas durante octubre (lluvias) fueron mayores que las de abril (secas), el comportamiento ambiental de los PCBs fue similar en ambas temporadas, ya que las menores concentraciones se encontraron en Canasayab y en la desembocadura del río, y las mayores se determinaron en el sitio 4, a 4 kilómetros antes de la desembocadura (figura 3).

De acuerdo a la figura 3 se observa que, aunque los PCBs incrementan un poco su concentración en la temporada de lluvias, los residuos no tienen salida hacia la desembocadura, ya que posiblemente precipitan junto

con la materia particulada suspendida por la intrusión salina. Asimismo, este comportamiento, de presentarse concentraciones bajas en la desembocadura y altas río arriba, se ha observado también con hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (González *et al.*, 2008).

En los estudios de contaminación es importante evaluar el posible efecto que pudieran tener los compuestos sobre los organismos y, es por ello, que en ocasiones se determinan biomarcadores, los cuales indican que los organismos estuvieron expuestos y/o que ya tiene efectos adversos sobre ellos.

En un estudio realizado en varios sitios de la costa del Golfo de México se evaluaron en bagre (*Ariopsis felis*) la respuesta de varios biomarcadores, y los resultados indicaron que existe un gradiente de contaminación en las zonas evaluadas (Zapata, 2006). En el estudio mencionado se empleó la inducción de las actividades de la etoxiresorufin-O-dietilasa (EROD), glutatión S-transferasa (GST) y catalasa (CAT) como biomarcadores de la presencia, entre otros, de contaminantes orgánicos persistentes en el medio. La actividad promedio de la EROD, GST y CAT en bagres procedentes de Champotón fueron de 0.025, 24 y 35 nmol/mg de proteína, indicando que solamente la EROD estuvo por arriba de sitios como Celestún y Lerma, pero en general, la costa de Champotón se encuentra menos contaminada que la de Coatzacoalcos, Mecoacan y Frontera.

Cuadro 1. Sumatorias de las concentraciones (mg/g de peso seco) de los COPS detectados en sedimentos del río Champotón, Campeche.

	∑HCHs	∑Heptacloros	∑Drines	∑endosulfanes	∑DDTs	∑PCBs
Octubre 05	ND - 70.1	ND	ND - 0.14	ND - 2.14	ND - 0.13	0.03 - 7.72
Abril 06	ND - 0.57	ND - 0.51	ND - 5.91	ND	ND - 2.03	0.05 - 0.69

(ND = No detectado)



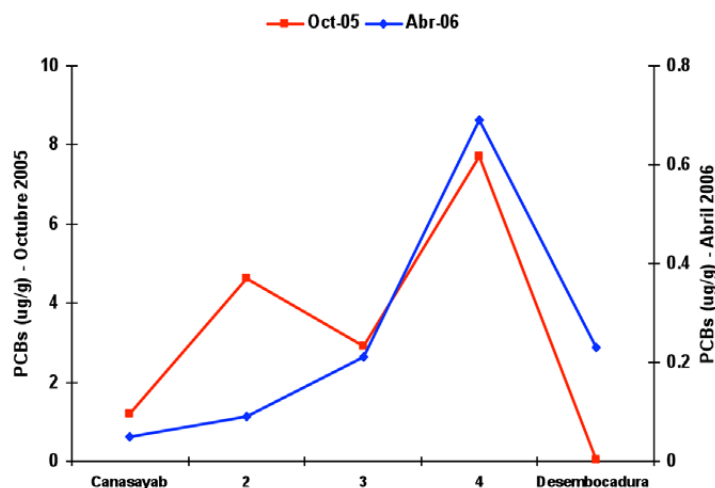


Figura 3. Concentraciones de  $\Sigma$ PCBs en sedimentos del río Champotón durante las temporadas de secas y lluvias.

**Conclusiones**

De acuerdo a los resultados de los estudios que se han llevado a cabo en la cuenca y río Champotón se puede inferir que los productos empleados en el valle de Yohaltún, pueden llegar al río Champotón y afectar a los organismos.

En los sedimentos del río Champotón hay residuos de compuestos orgánicos persistentes (COPs), pero los PCBs se encuentran ampliamente distribuidos, los cuales no son exportados hacia la zona costera. Debido a lo anterior,

quizás los biomarcadores analizados en los bagres de la zona costera no presentaron alteraciones graves como en los otros sitios evaluados.

Es importante resaltar que es necesaria una evaluación integral del ecosistema del río Champotón, considerando los compartimentos ambientales de agua, sedimentos y organismos de importancia ecológica y económica. Además, esta evaluación deberá ser continua, para establecer estados y tendencias de la calidad ambiental del ecosistema del río Champotón.

## Literatura Citada

Chapman D. 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. UNEC/WHO/UNEP. Second Edition.

CONABIO. Cabecera del río Champotón. Disponible en línea en [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp\\_097.html](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_097.html).

COPRISCAM, 2007. Marea Roja. Comisión para la Protección contra Riesgos Sanitarios. Secretaría de Salud. Gobierno del Estado de Campeche.

D.O.F., 20 de enero de 2006. Acuerdo por el que se dan a conocer las denominaciones y la ubicación geográfica de las dos cuencas hidrológicas localizadas en el área geográfica denominada río champotón, así como la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas que comprende dicha área geográfica.

Dirección Ejecutiva de Comercialización de Cartera y Empresas. Enajenación onerosa de los bienes que conforman las Unidades industriales denominadas Ingenios Azucareros La Joya, Santa Rosalía y San Pedro. Disponible en línea en [http://www.sae.gob.mx/sae/SAEComercial/Empresas\\_Ventas.htm](http://www.sae.gob.mx/sae/SAEComercial/Empresas_Ventas.htm).

González-Jáuregui, M., M. Memije-Canepa, J. Rendon-von Osten. 2008. Contaminantes orgánicos persistentes en sedimentos del río Champotón, Campeche. III Congreso de Ecotoxicología y Química Ambiental, AMEQA/ SETAC- México.

Gutiérrez JL. 2003. Campeche, presencia de la bruma y efectos en la salud 1997-1998. Dirección de Regulación Fomento Sanitario del Estado de Campeche.

Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Campeche, 2005. Enciclopedia de los Municipios de México, Campeche, CHAMPOTÓN. Disponible en línea <http://www.elocal.gob.mx/work/templates/enciclo/campeche/Mpios/04004a.htm>.

López-López E, J.E. Sedeño-Díaz, F. López-Romero, P. Trujillo-Jiménez 2008. Spatial and seasonal distribution patterns of fish assemblages in the Champotón river, southeastern Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. DOI 10.1007/s11160-008-9093-y

Rendón-von Osten J., M. Memije-Canepa, A. Ortíz-Arana y F. González. 2004. Residuos de plaguicidas en suelos de la zona agrícola de Chiná y evaluación de su toxicidad mediante biomarcadores. 1er Congreso Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental AC.

Zapata O. 2006. Evaluación ecotoxicológica en peces de diferentes ecosistemas costeros del sur del golfo de México. 2º Foro de COPs 2006.

IOMC 2003. Proceeding of UNEP Workshop to Develop a Global POPs Monitoring Programme to Support the Effectiveness Evaluation of the Stockholm Convention. Inter-Organization Programme For The Sound Management Of Chemicals. Geneva, Switzerland 24-27 March 2003.

# Evaluación del camarón siete barbas

Utilizando métodos de producción excedente y variables ambientales

J. Ramos Miranda, M. España Pech, D. Flores Hernández,  
F. Gómez Criollo y A. Sosa López  
EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche

## Introducción

En el litoral del Golfo de México, el camarón es uno de los recursos de mayor importancia en cuanto a volumen de captura (SEMARNAP, 2000), según los registros del anuario estadístico del 2003, este recurso se encuentra ubicado en el segundo lugar con 26,798 toneladas de peso vivo después del ostión (SAGARPA, 2003).

Tanto el valor económico de la producción, así como la infraestructura usada en su explotación y procesamiento hacen de esta pesquería la más importante de esta región (SEMARNAP, 2000).

La captura de camarón en la sonda de Campeche, está compuesta por una variedad de especies con valor comercial, las tres más importantes por su talla y volumen son el camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum*), el camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*), el camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*).

La evolución actual de la captura de camarón, muestra una tendencia decreciente, situación que ha permitido la búsqueda y el crecimiento de otros recursos costeros. Esta disminución en las capturas obedece a un

proceso multifactorial. Tales factores pueden ser causas antropogénicas (pesca, actividades urbanas en la zona costera, agricultura y extracción de petróleo), así como causas naturales (cambio climático global, variación ambiental), que pueden originar un cambio negativo en la producción pesquera.

En Campeche - Tabasco, la pesca ribereña del camarón siete barbas (*X. kroyeri*), es una actividad importante, sobre todo en la zona de la Isla del Carmen y Atasta (figura 1), en donde este recurso abundancia (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2000 y 2006). A partir de su legalización, se ha convertido en una especie objetivo, por lo que el recurso es muy importante a nivel social y comercial. La pesca de siete barbas, esta actualmente regulada por la limitación del número de embarcaciones y por una veda temporal y la prohibición de pesca en la laguna de Términos.

El seguimiento de las poblaciones sujetas a explotación, posee una gran importancia debido a que si se evalúan continuamente, se puede obtener un seguimiento de las condiciones en las que se encuentran y el impacto que probablemente causa la actividad pesquera.

Las evaluaciones de la actividad pesquera se pueden realizar desde varios puntos de vista, bien sea por la actividad de la pesca *per se* o incluyendo la variabilidad ambiental a las que está sujeto el recurso ya que la abundancia de las poblaciones dependen de las condiciones ambientales del ecosistema. Una evaluación adecuada permitirá aportar conocimientos para prever y en su caso evitar problemas de sobreexplotación, lo cual contribuiría a la permanencia y conservación del recurso.

Una evaluación de la pesquería en el período de 1994 a 2004, indicó que los niveles de captura y esfuerzo de pesca en los últimos años fueron elevados, se concluyó que la población de camarón siete barbas se encuentra explotada a su máxima capacidad y se recomendó reducir los niveles de captura y de esfuerzo actuales para evitar la sobrepesca y recuperar los niveles de biomasa en la población de camarón (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2005b). Wakida-Kusunoki y Núñez (2003) señalaron a partir de un análisis espacial y temporal del período 1994-2001 tendencias crecientes en la captura y en el esfuerzo pesquero mensuales, pero también decrementos en los rendimientos de pesca que posteriormente se estabilizaron. Estas tendencias se atribuyeron al exceso de esfuerzo pesquero y a una ampliación del área de pesca. Para los años 2000 a 2003 se observó un exceso de 16% sobre el promedio en el número de viajes de pesca (INP, 2004).

Dado que la captura es el producto de la mortalidad por pesca y la abundancia; las tendencias de la captura en el tiempo reflejan cambios en la mortalidad por pesca, cambios en la abundancia o ambos. Por lo tanto el analizar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) refleja los cambios en la abundancia. El esfuerzo de pesca puede ser medido por el número de lanchas, número

de pescadores, número de anzuelos u otras variables cuantificables (Gulland, 1983; Ricker, 1975).

A pesar de las evaluaciones realizadas en torno al camarón siete barbas, ningún estudio hasta el momento ha realizado la determinación del rendimiento máximo sostenible (RMS) utilizando modelos globales o de producción excedente incorporando las variables ambientales que influyen en los niveles de abundancia de las poblaciones; por ejemplo para el caso específico del camarón, Evans *et al.* (1997) estimaron el rendimiento máximo sostenible utilizando como variable ambiental la precipitación en el Golfo de Papua para el camarón *Penaeus marginatus*. Aunque han sido muy utilizados en poblaciones pelágicas (Fréon *et al.*, 2005 y Fréon y Yañez, 1995).

Los modelos globales más utilizados son los de Schaefer (1954) y Fox (1970). A partir del modelo de Schaefer se han desarrollado otros dos modelos globales que han sido ampliamente utilizados; el modelo exponencial (Garrod, 1969; Fox, 1970) y el modelo generalizado de producción (Pella y Tomlinson, 1969). Este tipo de modelos fueron adaptados para mejorar el ajuste de los datos observados suponiendo condiciones de no equilibrio de la pesquería (Schaefer, 1957; Gulland, 1969; Fox, 1975; Walter, 1973, 1975, 1986; Schnute, 1977; Fletcher, 1978; Rivard y Bledsoe 1978; Uhler, 1980).

Las relaciones entre las variaciones ambientales y la abundancia de los *stocks* han sido desarrolladas desde 1980 (Saville, 1980; Le Guen y Chevallier, 1983; Sharp y Csirke, 1983; Csirke y Sharp, 1983) y su aplicación a los modelos de producción excedente fueron desarrollados por Fréon, (1983 y 1984). Este autor definió *V* como una variable ambiental que representa cualquier factor probable de modificar las capturas de las pesque-

rías; los ejemplos más comunes son: temperatura, salinidad, velocidad del viento, turbidez, magnitud y dirección de las corrientes y flujo de los ríos. Freón y Yáñez (1995), señalan que se han identificado cuatro períodos o estadios críticos que influyen en la abundancia de los recursos: 1) Antes del desove, influenciando la fecundidad del *stock* parental y/o el proceso de fecundación. 2) Durante los primeros estadios de vida, influenciando la mortalidad natural de huevos y larvas (hambruna, comportamiento del depredador o abundancia). 3) Durante el período de alta tasa de crecimiento (correspondiendo por lo general al estadio de pre-reclutamiento) cuando el ambiente influencia el crecimiento individual y/o la mortalidad natural (especialmente depredación). 4) Durante el post-reclutamiento, donde la mortalidad

natural y/o el factor de condición (y secundariamente la tasa de crecimiento) son de interés en este estadio. Los cuatro casos no son mutuamente excluyentes y en algunos casos es difícil identificar en qué estadio la influencia ambiental es mayor. Sin embargo los autores indican que en los estadios 1 a 3 (especialmente el estadio 2) se reconocen como los más importantes en términos de la variabilidad de la abundancia natural; mientras que el estadio 4 se refiere, generalmente, a la variabilidad de la mortalidad por pesca en relación con los cambios ambientales. Con este marco de referencia el presente estudio pretende evaluar la pesquería del siete barbas a través del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) incluyendo la variabilidad ambiental utilizando modelos de producción excedente.

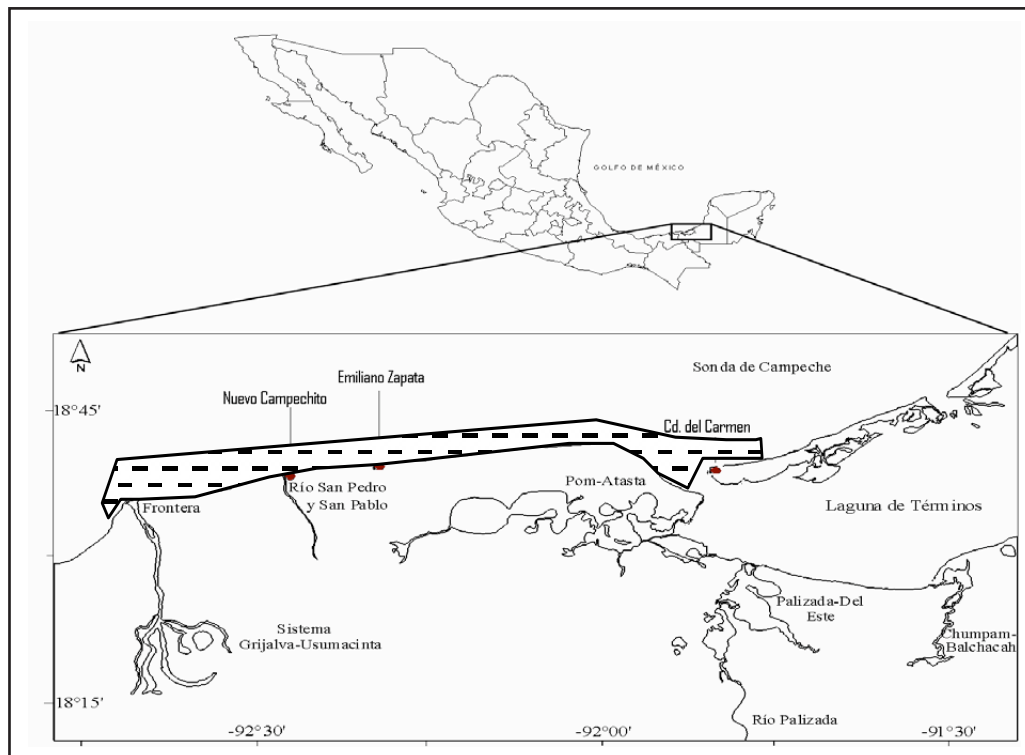


Figura 1. Zona de pesca costera del camarón siete barbas.

## Métodos

La información utilizada en este estudio, se basó en los datos de captura y el esfuerzo de pesca para el camarón siete barbas registrados por la SAGARPA durante doce años (1995-2006). El esfuerzo de pesca utilizado fue el número de días de pesca al año por lancha. Posteriormente se calculó la tendencia de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), utilizando el Software CLIMPROD (Freón *et al.*, 1993), expresada por la siguiente ecuación:

$$CPUE = \frac{Y(i)}{f(i)}$$

Donde  $Y(i)$  es la captura del año  $i$  y  $f(i)$  es el esfuerzo aplicado a la captura del año.

La introducción de una variable ambiental al modelo de producción excedente inicialmente presentada por Freón (1988), es presentada en forma lineal. Expresando la tasa absoluta de incremento del *stock* explotado como una función de la capacidad ambiental y la tasa de mortalidad por pesca como  $qf$  (capturabilidad y esfuerzo de pesca). Sobre el razonamiento de considerar que las variaciones de la biomasa explotada resultan del conjunto de variaciones naturales y de la captura ligada a la pesca ( $q/B$ ), obteniéndose la ecuación basada en el modelo de Schaefer (Freón *et al.*, 1993):

$$\frac{dB}{dt} = kB - hB^2 - qfB = hB(B_{\infty} - B) - qfB$$

Donde:  $B$  es la biomasa instantánea del *stock*,  $t$  es el tiempo en años,  $k$ , es la constante de la tasa de incremento de la población (  $r$  de los modelos ecológicos terrestres),  $h$  es la pendiente de la tasa relativa del incremento de la población y está dado por  $\frac{k}{B_{\infty}}$  (constante  $k$  del modelo de Schaefer),  $q$  es el coeficiente de capturabilidad,  $f$  es el esfuerzo de pesca anual y  $B_{\infty}$  es la biomasa máxima que puede soportar el ambiente (capacidad de carga,  $k$  de los modelos ecológicos terrestres).

El modelo de Schaefer, asume que bajo condiciones de equilibrio, la tasa de incremento de la población es cero, y puede ser obtenida por la expresión:

$$B_c = B_{\infty} - q \frac{f}{h} = g(V) - y(V) \frac{f}{h}$$

de donde se obtiene:

$$u_c = q B_c = q B_{\infty} - q^2 \frac{f}{h} = y(V)g(V) - y^2(V) \frac{f}{h}$$

$$Y_c = f U_c = q B_{\infty} f - q^2 \frac{f^2}{h} = y(V)g(V)f - y^2(V) \frac{f^2}{h}$$

Donde  $g(V)$  es la función que representa las fluctuaciones de  $B_x$ , debido a un factor ambiental. La variable  $V$ , representa un factor ambiental y  $V'$ , las fluctuaciones de  $q$  asociadas con otra variable ambiental.  $U_e$  representa la CPUE en equilibrio y  $Y_e$  el rendimiento al equilibrio.

En este trabajo, los cálculos se realizaron a través del Software CLIMPROD (Freón *et al.*, 1993). Se ha reconocido que ciertos “stocks” son difíciles de evaluar debido a que las variaciones del esfuerzo de pesca explican de manera pobre, parte de la variabilidad total de las capturas anuales, esto supone que existen otros factores que influyen en la abundancia, por ejemplo algún fenómeno climático. Se ha reportado que la temperatura de las aguas superficiales del hemisferio norte se incrementaron en promedio 0.4°C debido al cambio climático global (Mann *et al.*, 1999), esto probablemente tenga una influencia en la zona de estudio, manifestándose como incrementos en la temperatura y volúmenes de precipitación pluvial; finalmente, influyendo en la dinámica de poblaciones de las especies. La temperatura y precipitación pueden influir modificando la abundancia de los recursos, reflejándose en las capturas observadas. En este sentido dos análisis fueron realizados. El primero con el fin de modelizar la CPUE en función de la temperatura ambiente y el segundo en función de la precipitación.

## Resultados

### Modelización de la CPUE en función de la temperatura

La temperatura como variable ambiental y la CPUE, no presentaron relación entre sí, esto es observado por bajo el valor de  $r^2=0.13$  obtenido; de esta forma, solo los modelos lineal o exponencial serían más adecuados. Esto implica que en este caso la influencia del esfuerzo de pesca tiene un efecto significativo sobre la abundancia y por lo tanto en la CPUE. En estas condiciones se aplicó un modelo lineal de Schaefer y un modelo exponencial de Fox para explicar el comportamiento de la CPUE de 1995 a 2006; ambos modelizan de manera similar la CPUE.

Siguiendo el modelo lineal de Schaefer ( $CPUE = a + b * f$ , en donde  $a$  y  $b$  son constantes y  $f$  el esfuerzo), la figura 2 muestra la CPUE calculada y la observada, así como los residuales que corresponden a la diferencia entre el valor observado y el ajustado, se observa una disminución de la CPUE 1995 a 1999 y un posterior incremento hasta el 2006. La figura 3, muestra el modelo de Schaefer, se observa la relación  $Y - f$ , así como la de  $CPUE - f$ . El RMS es de 1,896,473 kg (1,896.47 t) el cual es alcanzado con un esfuerzo óptimo de 2,954 días de pesca/año y  $r^2=0.43$  (tabla 1). Durante los años 1997, 1998, 2000 y 2001 el rendimiento fue más alto que el RMS, mientras que el resto de los años fue menor, excepto 1995. Además se observa una relación negativa entre el CPUE y  $f$  ya que al incrementarse  $f$  la CPUE disminuye considerablemente. También es pertinente señalar que de 2003 a 2006, el esfuerzo de pesca es inferior al esfuerzo óptimo, así mismo la captura en ese periodo es inferior al RMS. Paralelamente a la reducción del esfuerzo, se observa un incremento en la CPUE para el periodo antes señalado.

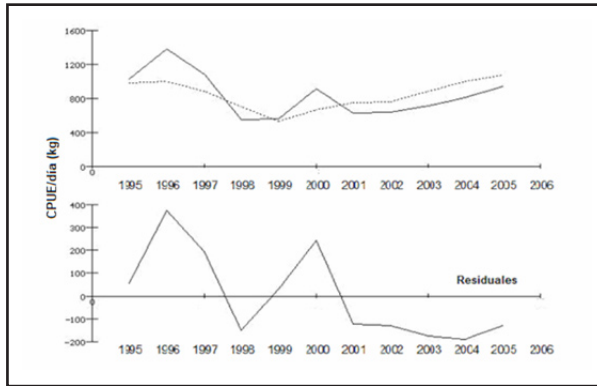


Figura 2. CPUE observada (línea sólida) y ajustada (1995 – 2006) por el modelo lineal de Schaefer (línea punteada), así como sus residuales.

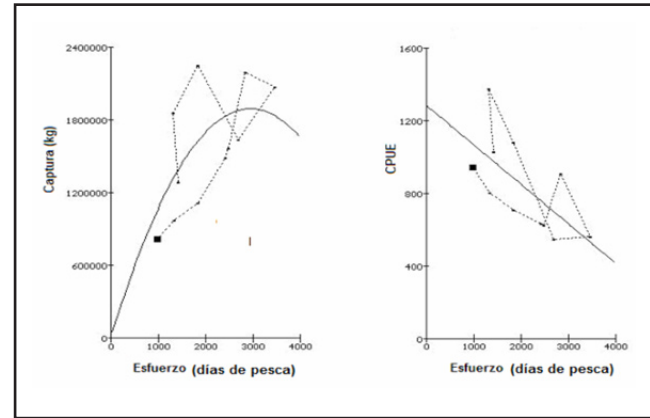


Figura 3. Modelo de producción de Schaefer. Captura - esfuerzo y CPUE - esfuerzo. La línea continua indica los valores teóricos y la línea punteada los valores observados de captura anual.

Schaefer	
Modelo	$CPUE = a + b \cdot f$
Max_f	3706
Min_f	868
Var_residuals	34880.31
Varianza	60882.59
a	1283.91
b	-0.22
r <sup>2</sup>	0.43
RMS	$(-0.25 \cdot a^2 / b)$ 1896473.25
EM	$(-0.5 \cdot a / b)$ 2954.20

Tabla 1. Resultado del ajuste del modelo lineal.

Por otra parte para el modelo exponencial de Fox,  $CPUE = a \cdot \exp(b \cdot f)$  (donde  $a$  y  $b$  son las constantes del modelo y  $f$  es el esfuerzo), la figura 4 muestra la CPUE calculada y la observada, así como los residuales, se observa poca diferencia en relación al ajuste por el modelo lineal de Schaefer. El ajuste al modelo exponencial muestra un rendimiento máximo sostenible en 1,954,347 kg (1,954.34 t) y un esfuerzo óptimo de 3,725 días de pesca al año ( $r^2 = 0.43$ ), así mismo, se muestran las relaciones  $Y-f$ , y  $CPUE - f$  (tabla 2). Al igual que en el modelo de Schaefer, los años 1997, 1998, 2000 y 2001 presentaron un rendimiento por encima del RMS, mientras que el resto de los años se observaron por debajo de él, excepto 1995; además se muestra una relación negativa de manera que al incrementarse el esfuerzo la CPUE disminuye considerablemente (figura 5). Cabe mencionar que de acuerdo a los resultados de este modelo, el esfuerzo desarrollado en este periodo es siempre inferior al esfuerzo óptimo calculado por el modelo; el año 2000 muestra el valor más cercano al esfuerzo óptimo.



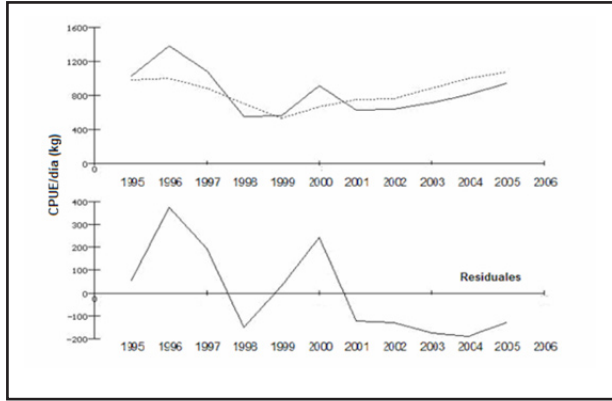


Figura 4. CPUE observada (línea sólida) y ajustada por el modelo exponencial de Fox (línea punteada) y sus residuales (1995 – 2006).

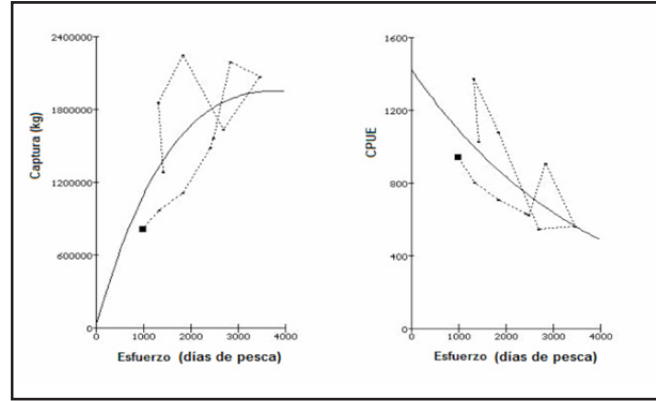


Figura 5. Modelo exponencial de Fox.  $Y = f$  y  $CPUE = f$ . La línea continua indica los valores teóricos y la línea punteada los valores observados.

Fox	
Modelo	$CPUE = a * \exp(b * f)$
Max_f	3706
Min_f	868
Var_residuals	34737.29
Varianza	60882.59
a	1426.14
b	-0.00026
r <sup>2</sup>	0.43
RMS	$(-1/b) * \exp(a-1)$ 1954347.27
EM	$(-1/d)$ 3725.06

Tabla 2. Resultado del ajuste del modelo exponencial.

### Modelización de la CPUE en función de la precipitación

El análisis realizado, supone que la precipitación influye en la abundancia del siete barbas además del esfuerzo de la pesca, estas relaciones se explican por medio de la fórmula lineal–cuadrática–exponencial  $CPUE = aV^{(1+b)} + cV^{(2+b)} + dV^{(2b)}f$  ( $r^2=0.53$ ). Los resultados se observan en la tabla 3. En este modelo V corresponde a la precipitación, f al esfuerzo y a, b, c y d son constantes. La figura 6 (izquierda) muestra la función de la captura (Y) en relación a la precipitación (V) y el esfuerzo (f). Se aprecian tres curvas que corresponden al valor más bajo de precipitación observada (100 mm), otra al valor más alto (171 mm) y una tercera cuando la precipitación es intermedia (136 mm). Esto de acuerdo a Freón *et al.* (1993) sucede cuando la función no es monótonica, es decir que sigue una misma tendencia, lo cual se observa en la figura 7 ya que la CPUE presenta una disminución de 1997 a 2000 y posteriormente un incremento de 2000 a 2006, mostrando una tendencia negativa y posteriormente positiva.

También se observa que las mayores capturas de los años 1997, 1998, 2000 y 2001, están asociadas a la precipitación más alta (171 mm). Es importante señalar que la tendencia explicada por el modelo cuando la precipitación es alta

(171 mm) no alcanzó su máximo, lo cual sugiere que en este punto sería adecuado esperar una serie mas larga de datos anuales para analizar la CPUE máxima en función de la precipitación máxima. Sin embargo las capturas de los años 1999, 2002 y 2003 se ven relacionadas a una precipitación intermedia (136 mm) y las capturas de los años 2004 a 2006 a precipitaciones bajas. En la misma figura del lado derecho muestra una relación negativa de manera que al incrementarse el esfuerzo la CPUE disminuye considerablemente. A partir de 1997, el esfuerzo tuvo un aumento pero la CPUE disminuyó. El año que mostró un mayor esfuerzo fue 2000, a partir de ese año el esfuerzo disminuyó y la CPUE se incrementó ligeramente a partir de 2002. De acuerdo al modelo el RMS es de 1,950,000 kg con una precipitación máxima de 136mm.

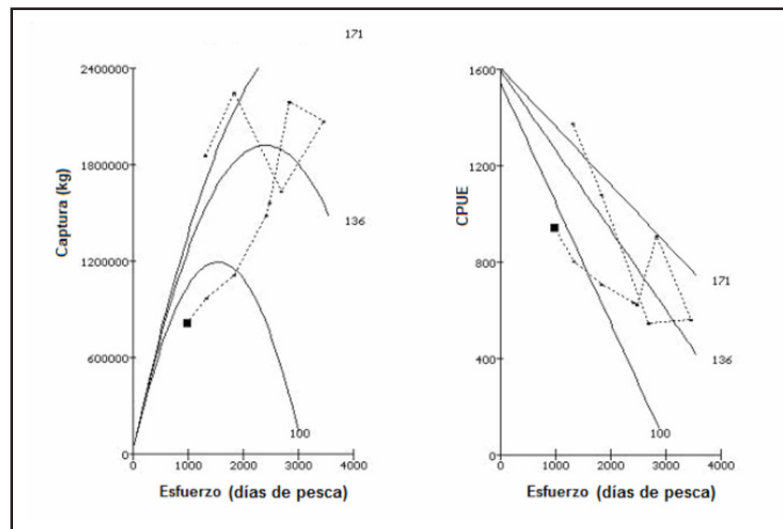


Figura 6. Función entre la Y – precipitación/esfuerzo y CPUE – precipitación/esfuerzo. La línea continua indica los valores teóricos y la línea punteada los valores observados.

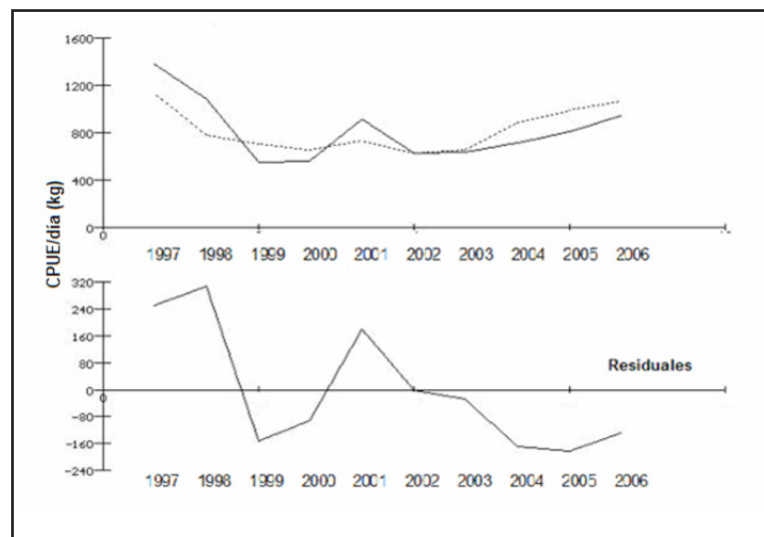


Figura 7. CPUE observada (línea sólida) y ajustada por el método lineal-cuadrático-exponencial (línea punteada), así como sus residuales (1995-2006).

Tabla 3. Resultado del ajuste del modelo lineal – cuadrático - exponencial

Modelo	CPUE= $aV^{(1+b)}+cV^{(2+b)}+dV^{(2b)}E$
Max_E	3706
Min_E	868
Var_residuals	29728.57
Varianza	62880.36
a	413.88
b	-0.67
c	-0.62
d	-258.38
r <sup>2</sup>	0.53
RMS (kg)	1950000.00

## Discusión

La CPUE observada en los tres modelos, muestra la misma tendencia, observándose una pendiente negativa a partir de 1999 y hasta el 2000. La CPUE en 1997 fue la más elevada con 1,374.62 kg por día de pesca y la menor se observó en 1999 con 543.94 kg por día de pesca. A partir del 2001 se aprecia un ligero incremento en la CPUE hasta alcanzar los 938.96 kg en el 2006.

Wakida-Kusunoki y Núñez (2003) mencionan que en el periodo 1994 a 2001 se observaron tendencias de decremento en los rendimientos de pesca que posteriormente se estabilizaron. (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2006) mencionan también que a partir de 1998, los rendimientos estaban en 50 kg de camarón por viaje, aunque para el 2002 las capturas y esfuerzos excesivos provocaron una tendencia a la baja de los rendimientos (Wakida-Kusunoki *et al.* 2002) llegando a una reducción del 17%, a partir de la legalización de la pesquería en 1997 (Wakida-Kusunoki y Núñez. 2003; Wakida-Kusunoki *et al.* 2003). Para el 2001 estos rendimientos descendieron cerca de 11% (Wakida-Kusunoki *et al.* 2002), tendencia que se observó durante 2000 a 2003 (INP, 2004). En el 2003 los rendimientos de pesca pro-

medio anuales disminuyeron de 56 a 46 kg por viaje. Para el 2006, los rendimientos presentaron el promedio histórico más bajo de 42 a 44 kg por viaje, es decir, por debajo de los observados entre 1994 y 1997. Cabe mencionar que para el caso del 2005, al disminuir el esfuerzo de pesca en tres temporadas anteriores, se notó una CPUE mejorada para ese año (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2006). De acuerdo a Pérez Sánchez (2007) esta disminución se debe a una transferencia del esfuerzo de pesca hacia el camarón blanco, así como un incremento de días con “nortes” intensos lo cual hizo que las operaciones de pesca se hicieran más azarosas, así como la CPUE.

Aunque en el presente trabajo, la CPUE fue evaluada como captura anual por días de pesca, comparando con lo descrito por Wakida-Kusunoki *et al.* (2007) en donde se utiliza kg por viaje, el comportamiento de los rendimientos es similar durante la temporada 1995 a 2006 mostrando una tendencia decreciente y aumentando ligeramente en los últimos años. El esfuerzo de pesca no incrementa sustancialmente debido a los días con “nortes”. Durante 2003 y 2004 se observaron en promedio 34 días de cierre de puerto a la pesca en cada año, por lo que la captura obtenida pudiera estar

sesgada por este aspecto, enmascarando el crecimiento optimista de la CPUE (figuras. 3, 5 y 8). Al respecto Wakida-Kusunoki *et al.* (2003) señalan que en 2002 las malas condiciones climáticas de noviembre y diciembre hicieron disminuir las capturas en 42% respecto al año anterior, lo que corrobora la influencia del ambiente sobre el esfuerzo y la captura.

La evaluación realizada incluyendo como variable ambiental a la temperatura, permitió definir que esta variable, no influyó sustancialmente en la abundancia, de tal manera que la evaluación realizada permitió obtener el RMS a través de un modelo lineal (Schaefer) y otro exponencial (Fox). Los resultados obtenidos indican que el RMS se ubica en 1,896.5 toneladas y 1,954.3 toneladas respectivamente, esto es una diferencia de 57.8 toneladas que representa solo el 3%. Asimismo estos resultados son comparados con lo obtenido por Wakida-Kusunoki (2005b) y Pérez-Sánchez (2007) quienes utilizando dos métodos diferentes, el modelo dinámico de biomasa y de acuerdo a la expresión propuesta por García *et al.* (1989) basada en el modelo de producción excedente de Schaefer (1954), Gulland (1971), señalaron un RMS de 1,700.00 t (entre 1994 y 2004) y 2,528.00 toneladas, respectivamente.

Ambos modelos también explican que de 2003 a 2006, el esfuerzo de pesca es inferior al esfuerzo óptimo, así mismo la captura en ese periodo es inferior al RMS. Paralelamente a la reducción del esfuerzo, se observa un incremento en la CPUE para el periodo antes señalado. Lo que pudo deberse a un cambio de especie objetivo, dando como resultado un menor esfuerzo sobre el camarón siete barbas, provocando el incremento de la CPUE (Pérez-Sánchez, 2007). Sin embargo, Wakida-Kusunoki *et al.*, (2007) y Ramos Miranda *et al.*, (2005a) indican que actualmente el recurso se encuentra explotado a su máxima capacidad.

En relación al esfuerzo máximo obtenido, este no es comparable en cuanto al tipo de esfuerzo utilizado por el análisis reportado por Wakida-Kusunoki *et al.*, (2002 y 2005a) quienes señalaron que el número de viajes máximos para un rendimiento óptimo son 31,000 viajes. Asimismo una evaluación realizada entre 1994 y 2004 por Wakida-Kusunoki *et al.* (2005b), indicó que el esfuerzo de pesca se encuentra en su máxima capacidad, recomendando una reducción. En 2003 el esfuerzo pesquero se incrementó en 25% del óptimo estimado y en el 2004 en 16% (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2002, 2005 y 2007; INP, 2004).

En este estudio, el esfuerzo de pesca máximo al RMS fue de 2,954 y 3,725 días de pesca al año, obtenidos por los modelos de Schaefer y Fox. El esfuerzo máximo observado fue de 3,706 días, lo que indica que actualmente se ejerce casi el esfuerzo máximo sobre el recurso. Esto concuerda por lo reportado por los autores antes señalados.

Por otra parte, la modelización realizada permitió determinar la influencia de las lluvias sobre la CPUE, dando como resultado un modelo lineal-cuadrático-exponencial ( $r^2=0.53$ ). De acuerdo a Freón y Yáñez (1995), esto corresponde un modelo en donde la influencia climática afecta la abundancia (CPUE) y la capturabilidad. En este caso, la variación en la precipitación, no solo asegura una mejor abundancia (sobre todo densidad de repartición del *stock*) si no que también aumenta la capturabilidad. El RMS obtenido fue de 1,950.00 toneladas con un esfuerzo de pesca mayor a los 3000 días de pesca al año.

La capturabilidad es la probabilidad de un stock o fracción de éste de ser capturado por una unidad de esfuerzo y ésta depende de la disponibilidad (conjunto de factores ligados a la biología y a la ecología del stock que son susceptibles de modificar la probabilidad

de que un stock sea capturado) que depende a su vez de la accesibilidad (presencia de los organismos en la zona de pesca) y de la vulnerabilidad (interacción entre el arte de pesca y los organismos “comportamiento”) (Laurec y Le Guen, 1981; Brethes y O’Boyle, 1990). En este sentido se ha señalado que la pesca de camarón siete barbas esta asociada al comportamiento de la especie y a la temporada de “nortes”, que es donde se observan las mayores capturas (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2007), por lo que la precipitación es un elemento importante que influye en la captura de la especie.

Esto puede deberse a que la distribución de los organismos así como su densidad pueden estar influenciados por los cambios de salinidad en el área de pesca. Es decir que los organismos se mueven de acuerdo a la época y a la etapa de desarrollo en que se encuentren, pues la reproducción ocurre en mar abierto, pero su crecimiento hasta juveniles o preadultos se lleva a cabo en aguas litorales de hasta 12 m de profundidad y en Campeche entra en la laguna de Términos cuando los vientos del norte cambian las corrientes costeras y la laguna se inunda con agua de salinidad mayor a 20 ‰ (Smith, 1984 y 1988). Por lo que los cambios de salinidad por la influencia pluvial puede influenciar el movimiento de los organismos. Mex Gasca (2002) en un estudio realizado en la laguna de Términos reporta la distribución de la especie indicando que la abundancia fue mayor en la zona con mayor influencia fluvial (zonas sur y suroeste de la laguna de Términos). Otra explicación de la relación entre la variable ambiental y el esfuerzo, puede deberse a la influencia que tienen las condiciones climáticas sobre el esfuerzo de pesca. En este caso particular, la precipitación y sobretodo los fuertes vientos pueden limitar las salidas de pesca, las horas de pesca o los días de pesca. Por otra parte, es

probable que este fenómeno influya también sobre el aporte de nutrientes que de manera indirecta influye positivamente sobre la abundancia.

Evans *et al.*, (1997), en un estudio sobre el camarón banana (*Penaeus merguensis*) en el Golfo de Papua, observaron que la precipitación tiene influencia en la CPUE dado que interviene en la supervivencia de las postlarvas la cual se reduce con niveles altos de precipitación e influencia de agua dulce por los ríos; también el reclutamiento es menor y más tardado por la reducción de las precipitaciones y por la descarga menor en los ríos y además la condición elevada de salinidad provocan un hábitat no apto para la maduración, el crecimiento y la supervivencia.

En este estudio se puede percibir que el efecto de la precipitación disminuye la probabilidad de que el camarón se acerque a la costa donde el medio más salino le es favorable, afectando probablemente la permanencia de larvas para su desarrollo, afectando así mismo el reclutamiento.

Será adecuado, observar el comportamiento de la abundancia, incorporando al esfuerzo de pesca los días con nortes y la salinidad, que pudieran explicar de mejor manera el comportamiento de la abundancia. En todo caso esta claro que el camarón siete barbas actualmente se encuentra al límite de su máxima explotación, por lo que se considera que el recurso debe seguir bajo medidas de regulación del esfuerzo de pesca para preservarlo y mantener la explotación para uso de la población de pescadores.

## Literatura citada

- Brethes, J. C. y R. N. O'Boyle. (Eds.), 1990. Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques, Univ. Québec á Rimouski, 1(2): 931 p.
- Csirke, J. y G.D. Sharp., 1983. Reports of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. *FAO Fish. Report*, 291 (1): 102 p.
- Evans, C. R., L.J. Opanai y D. Kare., 1997. Fishery and oceanography of the prawn *Penaeus merguensis* (de Man) in the Gulf of Papua: estimation of maximum sustainable yield and modeling of yield, effort and rainfall. *Marine and Freshwater Research*, 48(3): 219-228.
- Fletcher, R.I. 1978., On the restructuring of the Pella Tomlinson system. *Fish. Bull.*, 76 (3): 515- 521.
- Fox, W.W. 1970., An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 99 (1): 80-88.
- Fox, W.W., 1975. Fitting the generalized stok production model by least squares and equilibrium approximation. *Fish. Bull. (U.S.)*, 73 (1): 23-36.
- Fréon, P., 1983. Production models as applied to substocks depending on upwelling fluctuations. *FAO Fish. Report*, 291(3): 1047-1064
- Fréon, P., 1984. Des modèles de production appliques à des fractions de stocks dépendantes des vents d'upwelling (pêche sardinière au Sénégal). *Océanogr. Trop.*, 19(1): 67-94.
- Fréon P. y R. E. Yañez., 1995. Influencia del medio ambiente en la evaluación del stock: una aproximación con modelos globales de producción. *Invest. Mar. Valparaíso*, 23: 25-47
- Fréon P., P. Cury., L. Shannon y C. Roy., 2005. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bulletin of Marine Science*. 76 (2): 385-462
- Fréon, P., C. Mullon y G. Pichon., 1993. CLIMPROD: Experimental Interactive Software for Choosing and Fitting Surplus Production Models Including Environmental variables. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, N°5, Rome, 76 p.
- García, S., P. Sparre y J. Gsirke., 1989. Estimating surplus production and maximum sustainable yield from biomass data when catch and effort time series are not available. *Fish. Res*, 8: 13-23.
- Garrod, D.J., 1969. Empirical assessments of catch effort relationship in the North Atlantic cod stocks. *Res. Bull. ICNAF*, 6: 26-34.
- Gulland, J.A., 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1: Fish population analysis. *FAO Man. Fish. Sci.*, 4:154.
- Gulland, J.A. (compilador), 1971. The fish resources of the ocean. West Bytleet, Surrey, Fishing News (Books). Ltd. for FAO, 255pp. Edición revisada de FAO Fish. Tech. Pop; (97): 425.
- Gulland, J. A., 1983. Fish stock assessment: manual of basic methods. Chichester, UK., Wiley interscience, *FAO/Wiley series on food and agriculture*, vol. 1: 223 p.
- INP, 2004. Fundamento Técnico para el Establecimiento de Vedas en el Golfo de México en 2004. Informe Técnico. Instituto Nacional de la Pesca (inédito). 8-10 <http://inp.semarnat.gob.mx/dictámenes>
- Laurec, A. y J. C. Le Guen., 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome I. Concepts et modèles. *Rapp. Scient. Tech.*, 45, CNEXO/COB, 117 p.
- Le Guen, J.C. y R. Chevalier., 1983. Etude des pêcheries: réflexions sur l' environnement et la gestion multispécifique. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 46 (1): 9-70.
- Mann, M., et al., 1999. Northern hemisphere temperatures during the past millennium: inferences, uncertainties and limitations. *Geophysical Research letters*. 26 (6), p 759.
- Mex Gasca, G., 2002. Ecología y dinámica poblacional del camarón siete barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) de la laguna de Términos, sur del Golfo de México. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Campeche. Facultad de Ciencias Químico Biológicas. 49 p.

- Pella, J.J. y P.K. Tomlinson., 1969. A generalized stock production model. *IATTC Bull.* 13 (3): 419-496.
- Pérez-Sánchez, M.I., 2007. Dinámica poblacional del camarón siete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) en la zona costera Campeche-Tabasco. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Campeche. Facultad de Ciencias Químico Biológicas. 57 p
- Quinn II, T. J. y R. B. Deriso., 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. USA. 542 p
- Ramos Miranda, J., D. Flores Hernández y F. Gómez Criollo, 2005. Análisis de la captura de camarón siete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) del sur del Golfo de México. VI Foro Regional de Camarón del Golfo de México y Mar Caribe. Ciudad del Carmen, Camp
- Ricker, W. E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191
- Rivard, D. y L.J. Bledsoe., 1978. Parameter estimation for the Pella-Tomlinson stock production model under non equilibrium conditions. *Fish. Bull. U.S.*, 76 (3): 523-534.
- SAGARPA, 2003. Anuario Estadístico y Acuicultura y Pesca 2003.
- Saville, A., 1980. The assessment and management of pelagic fish stocks. *Rapp. P-V Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 517.
- Schaefer, M., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. I-ATTC/Bol. CIAT*, 1(2): 27-56
- Schaefer, M.B., 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific ocean. *Bull. IATTC*, 1 (2): 245- 285.
- Schnute, J., 1977. Improved estimates from Schaefer production model: theoretical considerations. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 583-603.
- SEMARNAP., 2000. Sustentabilidad y Pesca responsable en México, Evaluación y Manejo 1999-2000. INP- SEMARNAP .357-419
- Sharp, G.D. y J. Csirke., 1983. Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neretic fish resources. *FAO Fish. Rep.* 291 (2) and (3): 1-553 and 557-1224.
- Smith, M.K., 1984. Some ecological determinants of the growth and survival of juvenile penaeid shrimp, *Penaeus setiferus* (Linnaeus), in Terminos Lagoon, Campeche Mexico, with special attention to the role of population density. Ph.D. Thesis. Dept. Zool. University of California. Berkeley.
- Smith, M. K., 1988. Grado de conocimiento del recurso camarón del Golfo de México. p. 399-419. En: Los Recursos Pesqueros del País. SEPESCAINP, México. 661 p.
- Sparre, P. y S. C. Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales Parte 1: Manual. *FAO Documento Técnico de Pesca*. N° 306. 1, Rev. 2 Roma. 420 p.
- Uhler, R.S. 1980. Least squares regression estimates of the Schaefer production model: some Monte Carlo simulation results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1284-1292.
- Wakida Kusunoki A. T., G. Núñez Márquez, J. M. Martín Jiménez V. Guzmán Hernández y I. Zamudio Vidal, 2000. La veda del camarón en la sonda de Campeche. *Rev. El Timón. Secretaría de Pesca del gobierno del Estado*; 16-17
- Wakida Kusunoki, A. y G. Núñez Márquez., 2002. Análisis de la pesquería del camarón siete barbas *Xiphopenaeus kroyeri* en Campeche, México. En: Memorias del III Foro de Camarón del Golfo de México y el Mar Caribe, 2002.
- Wakida Kusunoki, A., A. González Cruz, M. Medellín, L. Schultz Ruíz, J. Uribe Martínez, G. Núñez Marquez, M. Sandovaln Quintero, V. Sosa Mendicuti, R. Urbina Pastor y F. A. Aguilar Salazar, 2002. Fundamento técnico para el establecimiento de vedas a la pesca de camarón en el golfo de México y Mar Caribe (Dictamen Técnico). SAGARPA-INP. 34 p.
- Wakida Kusunoki, A., J. Uribe Martínez, R. Castro Meléndez, A. González Cruz, M. Medellín, I. Hernández Tabares, A. Pech Pat, G. Núñez Márquez y M. Sandoval, 2003. Fundamento técnico para el establecimiento de vedas a la pesca de camarón en el golfo de México y Mar Caribe (Dictamen Técnico).SAGARPA-INP. 31 p.

Wakida Kusunoki, A.T. y G. Núñez Márquez, 2003. Análisis de la pesquería del camarón siete barbas *Xiphopenaeus kroyeri* en Campeche, México. p. 31-33. En: Wakida-Kusunoki, A.T., R. Solana Sansores y J.A. Uribe-Martínez (Eds.). Mens. del III Foro Regional de Camarón del Golfo de México y Mar Caribe. INP-SAGARPA. Campeche, Camp., 27 de Febrero al 1 Marzo de 2002. 92 p. Wakida Kusunoki, A., A. González Cruz, R. Castro Meléndez, M. Medellín, I. Hernández Tabares, A. Pech Pat, J. Uribe Martínez, G. Núñez Márquez y M. Sandoval, 2005. Fundamento técnico para el establecimiento de vedas a la pesca de camarón en el Golfo de México y Mar Caribe (Dictamen Técnico). SAGARPA-INP. 34 p.

Wakida Kusunoki, A.T., G. Núñez Márquez y R. Solana Sansores, 2005. Modelo de biomasa dinámica aplicado al camarón siete barbas en Campeche, México. VI Foro Regional de Camarón del Golfo de México y Mar Caribe. Ciudad del Carmen, Camp.

Wakida Kusunoki, A., A. González Cruz, M. Medellín, I. Hernández Tabares, A. Pech Pat, G. Núñez Márquez, J. Uribe Martínez y M. Sandoval, 2006(a). Fundamento técnico para el establecimiento de vedas a la pesca de camarón en el Golfo de México y Mar Caribe (Dictamen Técnico). SAGARPA-INP. 35 p.

Wakida-Kusunoki, A. T., R. Solana Sansores, M. E. Sandoval Quintero, G. Núñez Márquez, J. Uribe Martínez, A. González Cruz y M. Medellín Ávila, 2006(b). Camarón del Golfo de México y Mar Caribe. En: Sustentabilidad y Pesca Responsable en México – Evaluación y Manejo 2001-2005. INP – SAGARPA. 425-476

Wakida Kusunoki, A., A. González Cruz, M. Medellín, A. Pech Pat, I. Rojas González, G. Núñez Márquez y E. Ruiz, 2007. Fundamento técnico para el establecimiento de vedas a la pesca de camarón en el golfo de México y Mar Caribe (Dictamen Técnico). SAGARPA-INP. 43 p.

Walter, G.G., 1973. Delay differential equation models for fisheries. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 939-945.

Walter, G.G., 1975. Nonequilibrium regulation of fisheries. ICNAF Res. Doc. 75/IX/131.

Walter, G.G., 1986. A robust approach to equilibrium yield curves. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1232- 1239.



# Contaminantes ambientales,

monitoreo y biomarcadores en organismos acuáticos

L. Alpuche Gual  
EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche

## Introducción

El creciente problema de la contaminación ambiental ha impactado desde hace varios años a los sistemas acuáticos a través del vertimiento directo de desecho, el transporte de contaminantes por la vía atmosférica o de escurrimientos superficiales y subterráneos y por que aún se conserva la idea peligrosamente errónea que el mar es capaz de “absorber” esos desechos los cuales están conformados por una gran cantidad de sustancias químicas, algunas de ellas considerablemente dañinas a los ecosistemas.

A través de una gran cantidad de trabajos de investigación, se ha demostrado no tan sólo la presencia de concentraciones de sustancias químicas en todos los compartimentos acuáticos: agua, sedimentos y biota, sino sus efectos tóxicos y por consiguiente la amenaza que representan para la vida acuática.

Dentro de estas investigaciones, los peces se han empleado exitosamente como especie bioindicadora y cada vez desempeñan un papel más importante en la evaluación de la contaminación del agua porque responden con gran sensibilidad a los cambios en el ambiente acuático. Los eventos de muerte repentina de peces es un claro indicador de una alta contaminación; pero los efectos de la exposición a niveles subletales de

agentes contaminantes es importante medirlos en los términos de respuestas a nivel molecular, bioquímico, fisiológico o en respuestas histológicas en estos organismos, ya que son una alarma temprana, que permite tomar las medidas necesarias para revertir la contaminación y este es precisamente el rol más importante de los biomarcadores.

La información que generan los biomarcadores es particularmente útil para los programas de manejo, protección y conservación de los ecosistemas; sin embargo, hay que conocer las ventajas y desventajas de tales herramientas sobre todo en países como México, donde los recursos económicos para estos estudios son limitados.

En este trabajo se hace una revisión de los principales grupos de contaminantes químicos, de la utilidad y limitaciones de los programas de monitoreo y biomonitoreo y los prometedores beneficios de la incorporación sistemática y sustentada de los biomarcadores en tales programas.

## Tipos de contaminantes químicos en ambientes acuáticos

La contaminación ambiental se define como una entrada indeseable de materia o energía en un sistema y que

le causa un efecto nocivo en alguna de sus características. Desde ese punto de vista tenemos una variedad de contaminantes de tipo físico, químico y biológico (Albert *et al.*, 1985). Para fines de este trabajo se tomarán en cuenta algunos grupos de contaminantes químicos de acuerdo a los criterios de riesgos del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) es decir aquellos contaminantes químicos que presentan alguno o varios de los siguientes criterios (UNEP, 1984):

1. Persistencia en el ambiente del producto original o sus productos de transformación.
2. Amplia producción y/o distribución y/o liberación en el ambiente.
3. Alta toxicidad aguda y/o crónica para el ser humano.
4. Elevada población potencialmente expuesta.
5. Impactos negativos en el ambiente.
6. Se bioacumulan y biomagnifican.
7. Efectos en el ambiente físico y químico.

### **Hidrocarburos aromáticos policíclicos.**

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos mejor conocidos por sus siglas en inglés como PAHs son compuestos

generados por transformaciones microbianas o químicas en los sedimentos (diagénéticas), aunque también se encuentran formando parte de la mezcla compleja del petróleo. De igual manera, estos compuestos se originan por combustiones incompletas de la materia orgánica, de motores automotrices y de procesos industriales, los cuales llegan a alcanzar los sistemas costeros y marinos por medio de las descargas urbanas, la contaminación atmosférica, los accidentes de las actividades petroleras, entre otros. (Ponce y Botello, 2005).

Estos contaminantes están ampliamente distribuidos en el ambiente marino, tal y como se observa en la tabla 1 se presenta el número de PAHs encontrados en sedimentos y las concentraciones determinadas. Se calcula que cada año se agregan al mar alrededor de 230,000 toneladas de estos compuestos. Desde el punto de vista toxicológico estas sustancias son importantes por su probada capacidad carcinogénica y mutagénica, un ejemplo conocido es el benzo[a]pireno. Además, dentro de este grupo hay varios compuestos con elevadas toxicidades agudas. Por otro lado, se ha comprobado a través de varios estudios la capacidad de bioacumulación y biomagnificación de estos hidrocarburos (Baumard, *et al.*, 1998; Gold, *et al.*, 1995 y 1997; Wade *et al.*, 1988).

Tabla 1. Concentraciones de PAHs en sedimentos de diversas partes del mundo ( $\mu\text{g/g}$ ).

Área	Año	Concentración (Min Máx)	Número de PAHs	Referencia
Plataforma continental de Tabasco, México	1989	0.45-3.12	15	Botello <i>et al.</i> , 1993
Río Rhone, Mar Mediterráneo	1985-1986	1.07-6.33	15	Bouloubassi y Saliot, 1993
Bahía San Quintín, México	1992	nd < 0.005	44	Gutierrez <i>et al.</i> , 1996
Mar Mediterráneo (España)	1996	0.001-8.4	18	Baumard <i>et al.</i> , 1998
Mar Mediterráneo (Francia)	1996	0.036-6.90	18	Baumard <i>et al.</i> , 1998
Odessa, Ucrania, Mar Negro	1995	0.067-0.63	17	Readman <i>et al.</i> , 2002
Golfo de México, parte sur	2002	0d-6.2	17	Alpuche, L., 2004

nd = No detectado

## Metales pesados

De acuerdo con Paez (2005) este grupo de contaminantes se encuentra entre los más estudiados en el ambiente costero, debido a la gran cantidad y variedad de metales que llegan a estos sistemas a través de las aguas de escurrimiento (lo que incluye a los ríos) y también por los efectos tóxicos que ocasionan a la biota. Dentro de los metales tóxicos hay una variedad de elementos distribuidos en la tabla periódica tales como los metales de transición (Cb, Cu, Mn y Zn), los cuales en bajas concentraciones son esenciales para el metabolismo, pero son tóxicos en concentraciones elevadas; las otras familias son los metales y metaloides tales como Pb, Cd, Hg, As, Se y Sn cuya toxicidad se observa aún en bajas concentraciones.

El efecto tóxico de los metales depende del elemento en sí de que se trate, de la dosis del tóxico; además de los factores fisicoquímicos presentes en el sistema como salinidad, pH, dureza; así como de las características intrínsecas del organismo expuesto (especie, etapa de desarrollo, hábitos alimenticios, etc.)

En la tabla 2 se presentan algunos efectos tóxicos observados en varios organismos acuáticos expuestos a diversos metales. De manera general, los metales afectan los organismos en sus sistemas enzimáticos en los compartimentos intracelulares. Respecto a los efectos tóxicos en peces, señala Paez (2005) que éstos varían ampliamente en su respuesta hacia los metales y la única generalización es que los salmónidos son más sensibles que los ciprinidos.

Tabla 2. Efectos tóxicos de varios metales sobre organismos acuáticos.

Metal	Organismo	Efecto tóxico
Cadmio	Varios	Acumulación en riñón e hígado; daños en mecanismos de regulación de iones
	Crustáceos	Inhibición de la tasa de respiración; inhibición de la acetilcolinesterasa
Cobre, Mercurio y Zinc	Crustáceos	Efecto inhibitorio del metabolismo respiratorio
	Bivalvos	Efectos subletales: disminución del ritmo cardíaco, deformaciones en la concha, disminución de los gametos
Estaño en forma de Tributyl	Bivalvos	Deformidades en el crecimiento, muerte de huevecillos, reducción de procesos de desove y en el crecimiento
Mercurio	Varios	Bioacumulación
	Algas	Reducción de biomasa y de la diversidad
	Peces	Elevada toxicidad aguda, deformación de la columna, retardos en el crecimiento
	Crustáceos	Inhibición de las tasas de respiración
Plomo	Peces	Daño histopatológico, deformidades, neurotoxicidad, anemia

## Plaguicidas

Los plaguicidas son compuestos químicos que por definición fueron diseñados para matar lo que el ser humano considera una plaga (maleza, insectos, hongos, ratas, etc.), por afectar sus bienes económicos, alimentos o poner en riesgo su salud; dentro de este contexto surge la necesidad de emplear métodos para controlar tales amenazas y los plaguicidas químicos sintéticos cumplen ese cometido; sin embargo, la mayor parte de los plaguicidas son inespecíficos es decir, ejercen su efecto biocida sobre cualquier organismo, esto ha ocasionado una gran variedad de

problemas ambientales al afectar organismos no-blanco causándoles la muerte o efectos subletales como alteraciones en su reproducción, fisiología, comportamiento, por mencionar algunos. (Alpuche y Albert, 1990).

De acuerdo a su estructura química hay varios grupos de plaguicidas: organoclorados, organofosforados, piretroides, etc. Evidentemente los mecanismos de acción tóxicos también varían, así como su toxicidad aguda, subletal y crónica. En la tabla 3 se presentan algunos ejemplos de plaguicidas químico, su CL50, para ilustrar su toxicidad aguda y algunos otros efectos tóxicos importantes para los organismos acuáticos.

Tabla 3. Ejemplos de plaguicidas químicos, características y toxicidad.

Plaguicida/Grupo	CL50 (mg/l)	Vida media en agua (semanas)	Otros efectos
<b>Organoclorados<sup>1</sup></b>			
DDT	0.004*	489	Se bioacumula y biomagnifica; alteraciones en conducta de peces; disruptor endócrino
Lindano	0.86*	84	
<b>Organofosforados<sup>2</sup></b>			
Paratión	1.35*	12	Altamente tóxico para peces; inhiben acetilcolinesterasa
Clorpirifos	0.05*	1	Toxicidad aguda variable dependiente de la especie
<b>Carbámicos<sup>2</sup></b>			
Carbofuran	0.38*		Extremadamente tóxico para camarones, cangrejos y peces
<b>Piretroides<sup>3</sup></b>			
Permetrina	0.005*	4	Se bioconcentra, toxicidad elevada para peces, además necrosis de las agallas, hiperplasia de células de las mucosas; afecta el SNC de peces
<b>Fungicidas Ftalimídicos<sup>4</sup></b>			
Captafol	0.084** 0.049*	1	Se bioacumula en peces
<b>Herbicidas triazínicos<sup>3</sup></b>			
Atrazina	144,4*	4	Persistencia moderada; causa mutaciones en embriones; reducción en la supervivencia en peces juveniles; sospechoso de ser disruptor endócrino

\*En *Oncorhynchus mykiss* \*\* En *Anguilla japonica*

Fuentes: <sup>1</sup>Alpuche (1991); <sup>2</sup>Alpuche (1990); <sup>3</sup>Rand, et al. (1995); <sup>4</sup>Yokoyama, et al. (1988).

## Monitoreo ambiental

Se calcula que dos terceras partes de la población mundial habitan en la zona costera, lo que conlleva un elevado impacto ambiental hacia esas zonas, ya que además de emplear sus recursos de manera intensiva, sirve como reservorio de desechos que a su vez son transportados al mar. Ante esta situación en varios países se han implementado programas de monitoreo, los cuales permiten conocer la calidad ambiental. Un monitoreo consiste en mediciones sistemáticas de variables y procesos en un cierto período relacionado con un problema ambiental específico. Incluye observaciones y mediciones de parámetros biológicos, químicos y físicos de acuerdo con protocolos validados y metodologías comparables; el objetivo principal de un programa de monitoreo es obtener la mayor cantidad de datos para estimar la calidad ambiental (Kramer, 1994).

Tradicionalmente, el monitoreo ambiental consiste en la medición de parámetros físicos (temperatura, corrientes, mareas, etc.) y químicos (salinidad, nutrientes, etc.), ante los crecientes problemas de contaminación se incorporaron a estos programas la detección de niveles de contaminantes en compartimentos de interés como agua, sedimentos y biota. Posteriormente, se incluyó de manera sistemática en varios programas de monitoreo la detección de residuos de contaminantes en tejidos de organismos; por lo general se encuentra mayores concentraciones de contaminantes en los organismos evaluados que en el medio; la concentración del contaminante dentro del organismo es una indicación de sus efectos indeseables, debido a la capacidad de bioacumularse en las redes tróficas; este cambio medible en su composición química o en su función biológica, definió a los bioindicadores u “organismos centinelas”.

Los programas de monitoreo que incluyen organismos se les llamó biomonitoreo, el cual consiste en el uso sistemático de organismos vivos para evaluar cambios ambientales o en la calidad del agua.

Un bioindicador puede dar evidencia del estado de salud ambiental de todo el ecosistema a través del estudio de la estructura comunitaria o por la presencia/ausencia de especies; así como por la evaluación de los atributos ecológicos tradicionales de la comunidad tales como abundancia y diversidad. Algunos de estos programas incluyen monitoreo de individuos, poblaciones y comunidades para entender los cambios por exposición química en un período corto o largo (Fausch *et al.* 1990). En este trabajo no se discutirá este tipo de biomonitoreo.

De igual manera se utilizan organismos con técnicas ecotoxicológicas estandarizadas. O bien a través del monitoreo con organismos que ya existen en el medio y se les miden las concentraciones de tóxicos presentes o en otros casos se detectan los efectos; o bien se emplean de modo estandarizado organismos introducidos y se miden los cambios que le causan los tóxicos presentes, en términos de bioconcentración o de efectos tóxicos. El biomonitoreo, aunado al monitoreo químico permite determinar qué organismos están expuestos y en qué concentraciones. Otras ventajas son:

- 1) Permiten identificar la presencia de dos o más contaminantes, y observar los efectos combinados de las sustancias tóxicas.
- 2) Se pueden determinar respuestas biológicas (efectos) a concentraciones menores que los límites de detección de muchas técnicas analíticas ambientales o bien, después que la exposición química ha cesado.

3) Los bioindicadores acumulan contaminantes en sus tejidos en mayores concentraciones que el ambiente circundante, es decir reflejan las concentraciones ambientales presentes sobre un periodo de tiempo.

4) Reflejan la biodisponibilidad del contaminante a otros niveles de las redes tróficas.

5) Permiten, hasta cierto punto, estimar los niveles actuales de contaminación en agua y sedimento de las concentraciones en los tejidos en la biota, a través de datos biológicos, geoquímicos y fisicoquímicos, por ejemplo si está disponible el coeficiente de partición.

A principio de los 80's en los Estados Unidos la NOAA empleó organismos a través de un Programa de Monitoreo Internacional llamado "Mussel Watch Project" el nombre de este programa derivó del uso del mejillón, aunque también incluyó ostiones como bioindicadores; en 1990 se tenían 234 sitios de muestreo dentro de este programa; éste es un buen ejemplo de la utilidad del uso de organismos para monitorear contaminantes. Recientemente, surgió un programa de monitoreo de contaminantes persistentes que emplea mejillones en agua del Pacífico asiático (Monirith *et al.*, 2003).

Los ejemplos de uso de organismos como bioindicadores se han multiplicado en varios programas nacionales e internacionales en los últimos años, el más reciente es el Programa de Monitoreo Sinóptico del Sistema Arrecifal Mesoamericano en el cual participan cuatro países (Honduras, Guatemala, Belice y México) y un buen número de instituciones de cada país, en este programa la sección de contaminación emplea peces en el monitoreo (Alnada *et al.* 2003).

Aunque el uso de bioindicadores para evaluar la conta-

minación tiene varias ventajas, también tiene limitaciones intrínsecas (Forbes, *et al.*, 2006):

En primer lugar, están las fluctuaciones naturales estacionales de contaminantes en las muestras biológicas lo cual puede complicar la interpretación de los resultados analíticos. Además es necesario tomar en consideración otros factores como edad, género y el estado de salud de los organismos los cuales pueden dar diferencias perceptibles en y entre muestras.

En segundo lugar, las muestras colectadas de diversas áreas, aún cuando sean de la misma especie, pueden diferir en sus respuestas biológicas a los agentes contaminantes, y esto puede causar problemas en las comparaciones entre organismos de la misma especie.

En tercer lugar, los protocolos para el uso y el análisis de la fauna viva para los propósitos biomonitoreo son complicados comparando por ejemplo con el muestreo de sedimentos.

En cuarto lugar, es necesario tener en cuenta que los organismos, particularmente los vertebrados, pueden metabolizar los contaminantes, lo cual implica que no reflejan los niveles ambientales reales de la contaminación (Walker, 1998a).

Finalmente, a veces es necesario emplear más de una especie cuando los estudios cubren una amplia extensión geográfica lo que a su vez causa mayores problemas para la comparación entre especies debido a las diferencias biogeográficas, a las variadas tasas de ingesta y de acumulación de los contaminantes; por todo ello es necesario tomar en cuenta las diferencias interespecíficas e intraespecíficas, si están presentes, de tal modo que no afecten perceptiblemente la interpretación de los datos (Fausch *et al.*, 1990).

Dentro del biomonitoreo se miden los cambios en las características celulares, bioquímicas, fisiológicas o

morfológicas de los organismos, de ahí surgió el término biomarcador, el cual recientemente ha ganado renombre en los estudios ambientales, tanto a nivel experimental como en sus aplicaciones en estimaciones de riesgo ambiental o en programas de monitoreo.

### **Biomarcadores**

La National Academy of Sciences, USA (1987) definió un biomarcador como una variación inducida por un xenobiótico en componentes celulares o bioquímicos o en la estructura, procesos, funciones o comportamientos que sean medibles en un sistema biológico o en muestras del mismo.

McCarthy y Shugart (1990), acotaron el concepto a “medidas en los niveles molecular, bioquímico o celular, tanto en poblaciones naturales provenientes de hábitats contaminados, como en organismos expuestos experimentalmente a contaminantes, y que indican que el organismo ha estado expuesto a sustancias tóxicas y es posible medir la magnitud de la respuesta del organismo al contaminante”. Es decir, sólo se considera como biomarcador a las medidas realizadas en los niveles molecular y celular de organización biológica, ya que es en estos niveles donde ocurre la interacción inicial de los contaminantes con los organismos. Huggett *et al.* (2002) incluyeron los estudios histológicos como biomarcadores.

Los biomarcadores pueden ser medidos en las células, fluidos del cuerpo, tejidos o en órganos de un organismo y son indicativos de exposición y/o efecto. Una de las grandes ventajas del uso de los biomarcadores, es que permite ser un indicador temprano de riesgo de efecto biológico (Walker *et al.*, 2001).

En la figura 1 y en la tabla 4 se ejemplifican varios biomarcadores a distintos niveles de organización bio-

lógica. Los cambios a nivel de población, comunidad y ecosistema no están incluidos en esta definición de biomarcador, aún y cuando éstos son la principal preocupación de los estudios ambientales, se consideran dentro del concepto de bioindicador u organismo centinela (Walker, 1998a).

De esta manera, los objetivos del desarrollo de los biomarcadores es indicar qué organismos han sido o están siendo expuestos a ciertos químicos o que están sufriendo o podrían sufrir futuros daños los cuales a mayores niveles de organización biológica presenta elevada relevancia ecológica (figura 2).

La diferencia entre las respuestas del biomarcador (es decir cambios moleculares, bioquímicos y fisiológicos) y los “bioindicadores” es que este último suelen ocurrir en niveles de individuo, población o comunidad, en ocasiones se emplea el término “especie bioindicadora” o “centinela”.

En los 80´s hubo un desarrollo en el uso de un amplio rango de biomarcadores para incluirlos en programas de monitoreo, el problema fue establecer las técnicas más adecuadas, para ello se realizó en Oslo (Noruega) un taller donde se probaron varias técnicas y se analizaron sus resultados a través de estudios estadísticos. Se encontraron técnicas altamente variables y otras bastante confiables. Posteriormente se llevaron a cabo otros talleres para probar otras técnicas de análisis de biomarcadores ya estandarizadas para aplicarlas en programas de monitoreo (WHO, 1993). La conclusión más importante fue que el desarrollo de un biomarcador debe basarse en el conocimiento del mecanismo de respuesta del mismo (Stebbing y Dethlefsen, 1992).

Otras características que los biomarcadores deben poseer son la reproducibilidad, sensibilidad, especificidad, reversibilidad, aplicabilidad en diversos taxones, facilidad de uso y relación costo/efectividad adecuado.

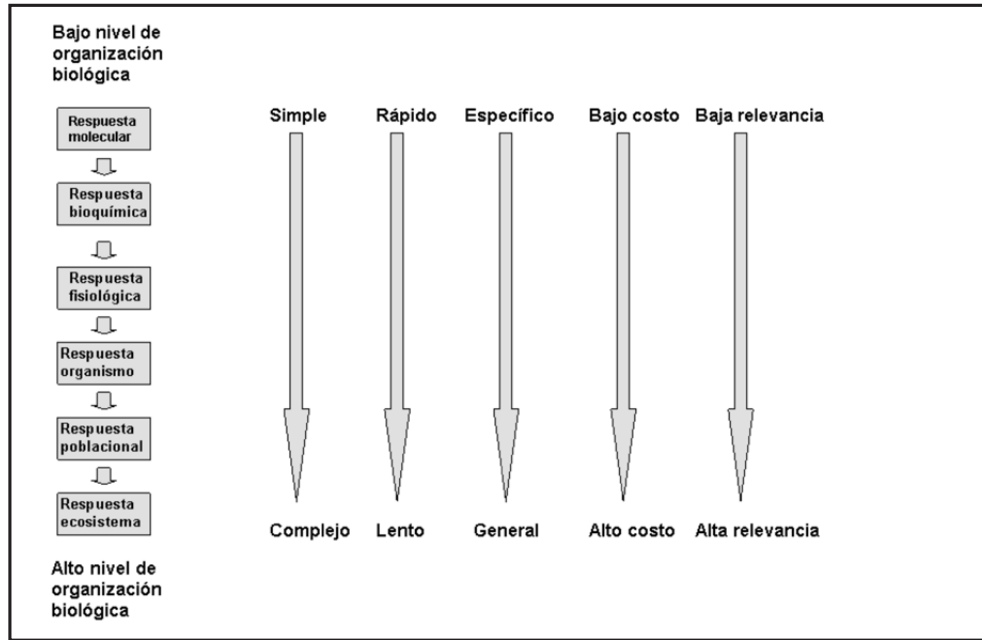


Figura 1. Biomarcadores y bioindicadores a varios niveles de organización biológica. (Fuente: Carballeira, 2003).

Nivel de organización	Ejemplo	Tipo de indicador
Unión con un receptor	Dioxinas (TCDD) unidas a receptores AH	Biomarcador
	Nonifenoles unidos a receptores estrogénicos	Biomarcador
Respuesta bioquímica	Inducción de monooxigenasas	Biomarcador
	Formación de vitelogenina	Biomarcador
Alteraciones fisiológicas	Disminución del cascarón de huevo en aves	Biomarcador
	Feminización de embriones	Biomarcador
Efecto sobre el individuo	Cambios en el comportamiento	Bioindicador
	Alteraciones en el crecimiento	Bioindicador

Tabla 4. Ejemplo de biomarcadores en varios niveles de organización.

Además, es fundamental que el tiempo de respuesta del biomarcador sea corto (horas, días), de forma que éste pueda ser utilizado como “sistema de alarma temprana” y puedan tomarse medidas de mitigación antes de que el ecosistema se vea afectado. Si además, el biomarcador muestra valor diagnóstico, éste podrá ser entonces utili-

zado de forma predictiva (Cajaraville *et al.*, 2000).

Se han propuesto varias clasificaciones de los biomarcadores, una de las más comúnmente empleada es la propuesta por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1993) que clasifica a los biomarcadores en tres tipos:



**De exposición.** Consiste en la medición de la interacción entre sustancias exógenas o sus metabolitos y una molécula o célula blanco que es medida dentro de un organismo; se determina la cantidad absorbida o dosis interna. Estos biomarcadores pueden usarse para confirmar y estimar la exposición de un individuo a una sustancia en particular, estableciendo una relación entre la exposición externa y la dosis interna.

**De efecto.** Es una medición bioquímica o fisiológica u otra alteración dentro de un organismo que, dependiendo de la magnitud, puede ser reconocida como asociada con un daño establecido o posible a la salud de un organismo.

**De susceptibilidad.** Es un indicador inherente o habilidad adquirida de un organismo para responder

frente a una exposición a un xenobiótico específico. Estos biomarcadores ayudan a esclarecer el grado de respuesta a una exposición individual.

Esta subdivisión de los biomarcadores a veces es imprecisa y es aún una discusión abierta entre los ecotoxicólogos, sobre todo en el caso de los biomarcadores de exposición y de efecto que son distinguidos por la forma en que son empleados, pero no por una división inherente (Suter, 1993). Es decir, las respuestas de los biomarcadores pueden ser determinadas a nivel biológico o bioquímico después de una cierta exposición, lo cual teóricamente los convierte en indicadores de ambos, de exposición y de efecto. En la tabla 5 se observan varios biomarcadores.

Tabla 5. Grupo de biomarcadores y ejemplos de acuerdo al efecto que causan (van der Oost *et al.*, 2003).

Biomarcadores	Ejemplo
Enzimas de biotransformación (Fase I y II)	CYP450 GSH GST
Parámetros de estrés oxidativo	LPO Catalasa SOD
Productos de biotransformación	Metabolitos de PAHs
Proteínas de estrés	Metalotioneínas
Parámetros hematológicos	Transaminasas Hematocrito Hemoglobina
Parámetros reproductivos y endócrinos	Vitelogenina
Parámetros genotóxicos	Aductos del DNA Modificación secundaria de DNA
Parámetros neuromusculares	AChE
Parámetros fisiológicos, histológicos y morfológicos	Neoplasmas FC LSI GSI

## Grupos de biomarcadores

A continuación, se presenta una breve revisión de algunos biomarcadores que se basan en el modo de acción molecular, bioquímico (enzimáticos), de efectos neurotóxicos (inhibición de esterasas), histológicos y fisiológicos con ciertos tipos de agentes contaminantes.

### Moleculares

Este grupo se refiere principalmente a las respuestas medidas en los ácidos nucleicos. Incluyen mediciones de alteraciones en el DNA o el RNA. Los efectos pueden manifestarse como daños al genoma o un cierto cambio adaptativo en la expresión del gen.

**Expresión génica.** Se han desarrollado una variedad de técnicas para conocer las alteraciones en la expresión del gen como resultado de la exposición a compuestos químicos o a otros estresores (Higuchi *et al.* 2003; Mong *et al.* 2002; Matsuba *et al.*, 1998). Algunas de estas técnicas analizan la regulación de genes específicos conocidos que responden a ciertos productos químicos en particular, mientras que otros permiten analizar los cambios en los patrones de expresión del genoma entero. Como ejemplo de lo anterior, es el análisis molecular desarrollado para medir la inducción de la expresión del gen en *Cyprinodon variegatus* expuesto *in vivo* a xenoestrógenos (Denslow *et al.*, 2001). Otro ejemplo es la exposición a la tetracloro-dibenzo-p-dioxina (TCDD) la cual parece aumentar la expresión de cierto gen de la proteína que une al calcio en trucha arcoiris y en pez cebra (Cao *et al.*, 2003). Estas técnicas permiten la identificación de formas desconocidas de acción de la expresión del gen para permitir agrupar compuestos químicos con base en su modo de acción. De esta manera, compuestos que estructuralmente no

tienen relación, que sin embargo tienen características toxicológicas y farmacológico similares, pueden ser identificadas (Hamadeh *et al.* 2003).

**Alteración del DNA.** La integridad del DNA puede afectarse grandemente por agentes genotóxicos debido a que el filamento del DNA se rompe, o pueden formarse aductos del DNA (Pisoni *et al.* 2004). La formación de estos aductos entre las especies químicas reactivas y el DNA celular es el evento primario en los procesos de mutagénesis y carcinogénesis (Lutz, 1979; Swenberg *et al.*, 1985).

Los PAHs tal como el Benzo(a)pireno se oxidan a metabolitos más activos y forman aductos estables con el DNA (Walker, 1998b). En un trabajo realizado por Pisoni *et al.* (2004), determinaron los efectos del Benzo(a)pireno (BaP), éste se metaboliza a un compuesto químicamente más reactivo (BaPDE), posteriormente actúa con el DNA para formar aductos; en este trabajo se investigó el impacto de la contaminación ambiental en diversas estaciones a lo largo del línea de costa de Taranto (Mar Jónico, Puglia, Italia) usando varios biomarcadores de exposición y de efecto como los mejillones (*Mytilus galloprovincialis*).

En otro trabajo se evaluaron los daños genotóxicos de un derrame de petróleo: El Prestige en las costas españolas, en este caso se empleó el ensayo cometa ya que es una técnica sencilla, rápida y económica para determinar roturas de las cadenas del DNA en peces y otras especies acuáticas. Los resultados indicaron un aumento significativo en el daño al DNA en los organismos estudiados (Laffon *et al.*, 2006).

### Enzimáticos

En años recientes, ha habido un rápido desarrollo de los biomarcadores enzimáticos. Esto es debido no solamente a los avances en bioquímica, sino también al

mejoramiento en los instrumentos y equipos de análisis. Un ejemplo es el uso de los lectores de microplacas, que permiten tener métodos rápidos, baratos y además es posible analizar un gran número de muestras en poco tiempo. Estos biomarcadores incluyen enzimas de desintoxicación y sistemas antioxidantes (Livingstone *et al.*, 2001). En los peces se mide tanto la inducción como la inhibición de los niveles enzimáticos o de la actividad, como respuesta ante la exposición a un xenobiótico.

**Enzimas de Fase I, Fase II y cofactores.** Las enzimas que participan en los procesos de transformación de xenobióticos son de Fase I (implican reacciones de oxidación, reducción o hidrólisis) y Fase II (involucra la conjugación del xenobiótico original o sus metabolitos con ligandos endógenos, de tal forma que se formen compuestos más polares para facilitar su eliminación).

Dentro de este grupo de enzimas de Fase I la inducción de enzimas de función mixta de oxidación (MFO por sus siglas en inglés) especialmente CYP1A1 y la actividad del etoxiresorufin- O-deetilasa o EROD se han empleado como biomarcadores en una gran cantidad de estudios, se consideran indicadores comunes de exposición de los peces a contaminantes ambientales tales como PAHs y policlorobifenilos (PCBs) (Cajaraville, *et al.*, 2000; Stanic, *et al.*, 2006; Hinck, *et al.*, 2007). La mayoría de las biotransformaciones oxidativas de la fase I en peces son catalizadas por el citocromo P-450 dependiente de las MO. El citocromo P-450 abarca una gran familia que se amplía de las proteínas del heme, son proteínas unidas a la membrana las cuales están de manera predominante en el retículo endoplasmático del hígado (van der Oost, 2003; Snyder, 2000).

Se ha visto la aplicación exitosa de estos biomarcadores en el monitoreo de sistemas acuáticos expuestos a los residuos de las fábricas de papel. El complejo ha-

logenado que se produce de los desechos de estas industrias induce el sistema de enzimas de las monooxigenasas las cuales pueden medirse por varias pruebas, incluyendo la inducción del etoxiresorufin- O-deetilasa o EROD (Gagnon y Holdway, 2002).

A pesar del uso tan extendido del sistema MFO, por si mismo es relativamente no específico, ya que los peces poseen enzimas de destoxificación, las cuales pueden ser inducidas como una respuesta a una amplia variedad de compuestos naturales y xenobióticos. De tal modo que las concentraciones de MFO de peces colectados en campo son con frecuencia difíciles de interpretar, especialmente en localidades donde no hay una fuente puntual de contaminación (Lam y Gray, 2003).

Las enzimas de Fase II desempeñan un papel importante en la homeostasis así como en la desintoxicación y la eliminación de muchos xenobióticos. Comparando los sistemas enzimáticos de la fase I con las respuestas de la inducción de las enzimas de la fase II, éstas últimas son generalmente menos pronunciadas, de modo que pueden ser enmascaradas por factores naturales de la variabilidad, por ejemplo sexo, madurez, nutrición, estación, temperatura, etc. (van der Oost *et al.*, 2003). Sin embargo, ambos grupos de enzimas son responsables del metabolismo de productos químicos lipofílicos tales como PAHs, PCBs, y dioxinas para que sean excretados más fácilmente a través de formas químicas hidrosolubles.

Estas enzimas de Fase II se han aplicado en varios estudios y organismos acuáticos, entre ellos peces de diversas especies como una batería de biomarcadores ante la presencia de mezclas complejas de contaminantes; algunos de estos biomarcadores ampliamente aplicados son la glutatión transferasa (GST), la dismutasa superoxidasa, la catalasa, la peroxidasa del glutatión y la lípidoperoxidación entre otras (Geracitano *et al.*, 2004; Lionetto *et al.*, 2003).

## Efectos fisiológicos

Varias respuestas fisiológicas se han medido y se han utilizado como biomarcadores. Algunas de estos estudios incluyen funciones fisiológicas básicas tales como la respiración, cambios en la tasa de crecimiento, alimentación, excreción, etc. Las respuestas fisiológicas se utilizan para proporcionar mediciones integradas del bienestar de un organismo, basadas en una gama de diversas cualidades funcionales.

Un ejemplo de tal medida es el crecimiento, éste es un componente importante de la aptitud de organismos individuales, y puede tener un impacto total en el éxito de las poblaciones. El crecimiento tiende a integrar y reflejar la mayoría de los efectos subletales, por lo tanto, se ha utilizado extensamente como un indicador del estrés generado por la contaminación en varios organismos acuáticos, entre ellos los peces.

Entre los parámetros morfológicos que se determinan a menudo en la investigación de campo son el índice somático del hígado (LSI), el cual permite identificar posibles alteraciones en el hígado, y el factor de condición (CF), que da una medida general de la condición de los peces.

Aunque estos parámetros no son muy sensibles y pueden ser influidos por factores ajenos al xenobiótico (por ejemplo, cambios estacionales, enfermedad, disponibilidad de alimento, cambios en los ciclos de vida, salinidad, etc.), pueden servir como investigación exploratoria que indique la exposición y efectos o emplearse en conjunto con otros biomarcadores para obtener mayor información sobre el estatus fisiológico del pez evaluado. Cabe señalar que la medición de estos biomarcadores es fácil, rápida y barata. Un trabajo donde se emplearon estos biomarcadores combinados con

otros fue el realizado en Argentina con *Cnesterodon decemmaculatus* que evaluó la respuesta bioquímica y fisiológica del mencionado pez en un río altamente contaminado, comparándolo con otro sitio no impactado, los resultados demostraron que la respuesta de los biomarcadores permitió la diferenciación de los sitios del muestreo según su calidad del agua y confirmados, con lo cual se propuso a este organismo como útil para el biomonitoreo de ambientes de agua dulce. Además, la medida simultánea de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua demostraron una buena correlación entre las respuestas de los biomarcadores y las condiciones de estrés ambiental producido por la contaminación (de la Torre *et al.*, 2005).

## Efectos neurotóxicos

### *Inhibición de colinesterasas*

Dentro de las colinesterasas la enzima acetilcolinesterasa (AChE) tiene un papel principal en el sistema nervioso ya que regulan la transmisión del impulso nervioso por la hidrólisis del neurotransmisor acetilcolina en colina y ácido acético en vertebrados e invertebrados (Thompson y Walker, 1992). Su inhibición se relaciona directamente al mecanismo de acción tóxica de los organofosforados y carbámicos. Esta inhibición causa una acumulación de la acetilcolina dando por resultado un estímulo continuo y excesivo en las terminaciones nerviosas o en los músculos lo que lleva eventualmente a la muerte. El rol fisiológico de otras colinesterasas como la butirilcolinesterasa (BChE) y la propionilcolinesterasa (PrChE) no están bien establecidos. Aunque se ha visto que la BChE es una enzima de apoyo a células u otros elementos no neuronales, se cree que actúa como una enzima de barrido en la desintoxicación de compuestos

naturales, pero el papel de la PrChE es aún menos conocido (Peakall, 1992).

Los programas de monitoreo de productos químicos neurotóxicos se basan principalmente en la medición del grado de inhibición de la actividad de la AChE, ya que es un útil y sensible biomarcador de efecto en organismos acuáticos, a pesar de la gran variación en sus propiedades bioquímicas, en la distribución en los tejidos y en su sensibilidad hacia los agentes anticolinesterásicos (Boquené *et al.*, 1990). Además, varios trabajos dan evidencia de la modulación de las actividades de las colinesterasas por otros compuestos químicos orgánicos y así como por metales (Payne *et al.*, 1996; Guilhermino *et al.*, 1998b; Al-Ghais-Ghais *et al.*, 2000; Jifa *et al.*, 2005).

## Histopatológicos

Las alteraciones histopatológicas se utilizan a menudo para diagnosticar los tipos y el estado de una enfermedad en peces. En el contexto del control del medio ambiente, se ha empleado la histopatología como prueba subletal para evaluar los efectos tóxicos de agentes contaminadores en peces. Los resultados de investigaciones histopatológicas han contribuido al establecimiento de los criterios de la calidad del agua (FAO, 1981). Los biomarcadores histopatológicos se dividen en dos tipos: indicadores (morfológicos) visibles externamente e indicadores (patológicos) internos de la enfermedad.

En peces, los síntomas externamente visibles incluyen típicamente (1) la erosión de aletas; (2) malformación de la columna vertebral; (3) hiperplasias o papiloma epidérmico; y (4) anomalías del opérculo. Estas anomalías externamente visibles, se han utilizado en muchos programas de monitoreo como el indicadores

principales de efectos biológicos adversos por exposición a tóxicos (Un ejemplo es el programa del NOAA, así como varios programas de monitoreo marino en Europa). Se ha visto que los tipos de lesiones son indicativas de exposición a ciertos compuestos tóxicos, e incluso carcinógenos; sin embargo, aún se requiere de más trabajo de validación en campo antes de que este biomarcador se pueda utilizar en el monitoreo rutinario.

Los indicadores internos de alteraciones histopatológicas se realizan en órganos tales como el hígado debido a que es el principal sitio donde se realizan los procesos de desintoxicación de xenobióticos. Las lesiones que se han observado de manera más común en el hígado de peces provenientes de sitios contaminados incluyen:

1. Neoplasias;
2. Lesiones pre-neoplásicas;
3. Lesiones proliferativas no neoplásicas;
4. Lesiones degenerativas o necróticas;
5. Lesiones necróticas no específicas no asociadas con agentes infecciosos visibles;
6. Vacuolación de hepatocitos o células biliares epiteliales.

Los estudios que integran el uso de biomarcadores histopatológicos son escasos, particularmente en agua tropicales, por lo que son aún más valiosos los trabajos realizados en la bahía de Chetumal en México por Noreña *et al.* (2004); Vidal *et al.* (2003) y Zapata *et al.* (2000). En los cuales relacionaron daños histológicos con concentraciones de contaminantes persistentes como plaguicidas organoclorados y PAHS y presencia de parásitos.

## Consideraciones en el empleo de biomarcadores

Varios investigadores que han empleado y realizado investigaciones en torno a los biomarcadores proponen ciertas consideraciones que deben tomarse en cuenta para emplear adecuadamente los biomarcadores (McCarthy y Shugart, 2000; Peakall y Walker 1994; Huggett *et al.*, 2002):

1. Debe indicarse claramente si el biomarcador está pensado para proporcionar una estimación de la exposición o será utilizado como indicador y/o predictor de efectos relevantes. Porque los objetivos de la estimación de riesgo ecológico se enfocan más a menudo a poblaciones, comunidades, y ecosistemas, pero raramente a individuos. Por lo tanto, la respuesta del biomarcador debe estar firmemente y constantemente ligada a las respuestas en estos niveles más altos, particularmente si se van a usar los biomarcadores como indicadores de efectos.

2. La confusión en la influencia no químicas en la respuesta del biomarcador (*e.g.*, temperatura, estado alimenticio, y condición reproductiva) debe ser bien conocidos de modo que la respuesta pueda ser calibrada apropiadamente.

3. Las diferencias en la respuesta del biomarcador entre poblaciones de una especie, como resultado de influencias geográficas, otros parámetros del hábitat, diferencias genéticas, y/ o la historia de la exposición, debe ser entendida y corregida completamente.

## Especificidad de los biomarcadores

Los biomarcadores responden a productos químicos con diferentes grados de especificidad. Algunos de

ellos son altamente específicos, es decir solamente dan respuesta a un producto químico o grupo de productos químicos. Por ejemplo, la enzima deshidratasa del ácido aminolevulínico (ALAD) es inhibida específicamente por el plomo (Walker *et al.*, 2006). Los resultados producidos por tales estudios pueden ser suficientes para sustituir el análisis químico en el ambiente circundante, tal es su sensibilidad. Otros biomarcadores, quizás la mayoría, son menos específicos y responden al estrés ambiental en general. Por ejemplo, la función de oxigenasas mixtas (MFOs), son inducidas por la presencia (entre otras) de varios plaguicidas organoclorados, PCBs y algunos PAHS. Sin embargo, los biomarcadores no específicos proporcionan una indicación generalizada de que el organismo puede tener estrés inducido por la presencia de tóxicos. Los programas de monitoreo basados en biomarcadores deberán utilizar una serie de pruebas para poder determinar el daño potencial de un agente antes de que ocurran alteraciones más severas en los niveles altos de organización biológica.

Peakall, uno de los investigadores que a través de sus trabajos de investigación y libros colaboró ampliamente en la conceptualización y desarrollo de los biomarcadores consideraba la inhibición de la acetilcolinesterasa, la inhibición del ácido aminolevulínico, y el adelgazamiento del cascarón del huevo como biomarcadores que puede ser utilizado para diagnosticar un problema sin la necesidad del análisis químico.

En otra categoría, Peakall incluyó como biomarcadores de usos más amplios, pero que probablemente, necesitarían ser utilizado conjuntamente con análisis químicos. En este grupo incluyó la inducción de oxidasas de funciones mixtas, los aductos del DNA, y las respuestas inmunes. De igual manera definió otra categoría más con aquellos biomarcadores que se han aplicado con éxito, en menor o mayor grado pero re-

quieren mayor investigación (en fecha 1994) antes de ser empleados en estimaciones ambientales. En esta categoría, Peakall incluyó la función de la tiroides, el retinol, las porfirinas y las proteínas del estrés (Peakall, 1994).

### **Interacción de efectos de xenobióticos**

Un problema fundamental para determinar los efectos tóxicos de los contaminantes ambientales es la mezcla de ellos. Por lo general, los organismos están expuestos a una mezcla compleja de xenobióticos tales como policlolorobifenilos (PCBs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), metales, plaguicidas por lo menos en bajas concentraciones, además los peces por ser organismos móviles están expuestos secuencialmente a ambientes con diferentes cargas de contaminantes (Walker, 1998b).

La mayoría de las pruebas de toxicidad se restringen a compuestos individuales, existen relativamente pocos trabajos que evalúen la toxicidad de compuestos químicos combinados. Aunque algunos biomarcadores dan una respuesta clara de los efectos dañinos de mezcla de tóxicos (Walker *et al.* 1993).

Las pruebas de toxicidad de mezclas de tóxicos en organismos individuales, generalmente dan resultados que se aproximan a la suma de toxicidades (efectos aditivos) de los componentes individuales. Sin embargo, la principal preocupación en este contexto es la posibilidad de potenciación de los efectos tóxicos, es decir la toxicidad es substancialmente mayor que la suma de las toxicidades individuales o los efectos sinérgicos, es decir uno de los tóxicos por si sólo no expresa efectos tóxicos excepto cuando está en combinación con otros compuestos.

Algunos biomarcadores pueden dar una medida de la toxicidad que podrían ayudar a conocer donde hay un efecto de potenciación (por ejemplo, si se conoce el mecanismo toxicocinético). Las respuestas de los biomarcadores que no están claramente relacionados con la toxicidad (por ejemplo la inducción de ciertas enzimas de detoxificación) no pueden dar tal información.

### **Conclusiones**

El uso de biomarcadores se ha convertido en una de las herramientas más importantes en la estimación de riesgo ambiental y en algunos programas de monitoreo, ya que pueden ayudar a predecir los efectos de productos químicos particulares. Sin embargo, los biomarcadores todavía no han sido adoptados a gran escala y de manera rutinaria en la mayoría de los programas de monitoreo, a pesar de las ventajas que implica su uso.

Son indiscutibles las dificultades implicadas en relacionar la respuesta de un biomarcador con un efecto biológico significativo. Sin embargo, lo importante aquí es determinar para qué se están utilizando los biomarcadores. Como se mencionó antes, los biomarcadores son útiles como señal de detección temprana de problemas ambiental emergentes, es decir, la investigación ambiental permite identificar el potencial de contaminación en “puntos críticos”. Esto permitiría dar respuestas ante la indicación de un problema e iniciar estudios más detallados para identificar la fuente del contaminante, la dispersión y la posible bioacumulación, de la mano de otros trabajos más extensos para examinar los efectos sobre individuos y poblaciones.

Por todo ello, los análisis ambientales revisados en este trabajo se pueden complementar al combinarlos

para enriquecer y mejorar la información que cada grupo de análisis per se proporciona. Con ello se reduciría el número de muestras que pueden requerir una evaluación más elaborada, más definitiva o específica. En este contexto, las técnicas basadas en los biomarcadores juegan un papel importante en el esfuerzo total del monitoreo y protección ambiental por lo que deben seguir evaluándose a nivel experimental y validándose en campo.

### Literatura citada

- Albert, L., 1985. Curso básico de Toxicología Ambiental. Noriega Ed. México.
- Al-Ghais, S.M., S. Ahmad, B. Ali, 2000. Differential inhibition of xenobiotic-metabolizing carboxylesterases by organotins in marine fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, 258–264.
- Almada-Villela, P., P.F. Sale, G. Gold-Bouchot y B. Kjerfve., 2003. Manual de Métodos para el Monitoreo Sinóptico del SAM. Proyecto para el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Unidad Coordinadora del Proyecto.
- Alpuche, L. y Albert, L., 1990. Riesgos de los Plaguicidas para el Ambiente. In Los Plaguicidas, el Ambiente y la Salud. Lilia Albert (Coord.) Centro de Ecodesarrollo, México, D.F. pp. 55-64.
- Alpuche, L., 1990. Los Insecticidas Organofosforados. In Los Plaguicidas, el Ambiente y la Salud. Lilia Albert (Coord.) Centro de Ecodesarrollo, México, D.F. pp. 121-138.
- Alpuche-Gual, L. 1991. Plaguicidas organoclorados y medio ambiente. *Ciencia y Desarrollo*. 16(96):45-55.
- Alpuche, L. 2004. Tesis de Maestría. Determinación de hidrocarburos totales (Alifáticos, UCM y Aromáticos) en sedimentos y camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum*) de la Sonda de Campeche. CINVESTAV-Mérida.
- Baumard, P., H. Budzinsky, P. Garrigues, J.C. Sorbe, T. Burgeot y J. Bellocq, 1988. Concentrations of PAHs in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12):951-960.
- Boquené, G., F. Galgani, y P. Truquet, 1990. Characterization and assay conditions for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Mar. Environ. Res.* 30, 75-89.
- Botello, V.A., S. Gil-Díaz, S. Villanueva, y S. Salazar., 1993. Presence of PAHs in coastal environments of the southeast Gulf of México. *Polycyclic Aromatic Compounds. Suppl.*, 3:397-404.
- Cajaraville, M.P., M.J. Bebianno, J. Blasco, C. Porte, C. Sarasquete y A. Viarengo, 2000. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. Science of the Total Environment. Special issue on Towards an integrative approach in Environmental Contamination and Toxicology. MP Cajaraville (guest ed.), *Elsevier Science, Oxford*, 247: 295-311.
- Cao, Z., R.L. Tanguay, D. McKenzie, R.E. Peterson, J.M. Aiken, 2003. Identification of a putative calcium-binding protein as a dioxin-responsive gene in zebrafish and rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 63:271-282.
- Carballeira, A. 2003. Consideraciones para el diseño de un programa de monitorización de los efectos biológicos del vertido del Prestige. *Ciencias Marinas*, 29(1):123–139.
- de la Torre, F.R., L. Ferrari y A. Salibián, 2005. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of a peri-urban polluted river of Argentina. *Chemosphere* 59:577-583.



Denslow, N.D., C.J. Bowman, R.J. Ferguson, H. Stephen Lee, M.J. Hemmer y L.C. Folmar, 2001. Induction of gene expression in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) treated with 17-estradiol, diethylstilbestrol, or ethinylestradiol: the use of mRNA fingerprints as an indicator of gene regulation. *General and Comparative Endocrinology* 121: 250-256.

EPA/US and Office of Water, 2000. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories Volume 1: Fish Sampling and Analysis, Third Edition.

FAO, 1981. Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 4: bases para la elección de ensayos biológicos para evaluar la contaminación marina. FAO, Documentos Técnicos de Pesca 164, 1-34.

Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr y P.L. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In Biological Indicator of stress in fish. S. M. Adams (Ed.). *American Fishery Society Symposium* 8:123-144.

Forbes, v. A. Palmqvist y I. Bach. 2006. The use and misuse of biomarcadores in ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1): 272-280

Gagnon, M.M. y D.A. Holdway, 2002. EROD activity, serum SDH and PAH biliary metabolites in sand flathead (*Platycephalus bassensis*) collected in Port Phillip Bay. Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 230-237.

Geracitano, L.A., R. Bocchetti, J.M. Monserrat, F. Regoli y A. Bianchini, 2004. Oxidative stress responses in two populations of *Laeonereis acuta* (*Polychaeta, Nereididae*) after acute and chronic exposure to copper. *Marine Environmental Research* 58:1-17.

Guilhermino, L., P. Barros, M.C. Silva, A.M.V.M. Soares, 1998. Should the use of inhibition of cholinesterase as a specific biomarker for organophosphate and carbamate pesticides be questioned? *Biomarkers*, 3:157-163.

Gold, G., E. Noreña, y O. Zapata, 1995. Hydrocarbon concentrations in the american oyster, *Crassostrea virginica*, in Laguna de Terminos, Campeche, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54:222-227.

Gold, G., M. Zavala, O. Zapata y V. Ceja, 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.

Gutiérrez Galindo, E.A., J.A. Villaescusa Celaya, G. Flores Muñoz y J.L. Sericano, 1996. Organic contaminants in sediments from San Quintín Bay, Baja California, Mexico. *Mar Poll Bull* 32(4):378-381.

Hamadeh, H.K., P.R. Bushel, S. Jayadev, K. Martin, O. DiSorbo, S. Sieber, L. Bennett, R. Tennant, R. Stoll, J.C. Barrett, K. Blanchard, R.S. Paules y C.A. Afshari, 2003. Gene expression analysis reveals chemical-specific profiles. *Toxicol. Sci.* 67: 219-231.

Higuchi, E., N. Oridate, Y. Furuta, S. Suzuki, H. Hatakeyama, H. Sawa, K. Sunayashiki-Kusuzaki, K. Yamazaki, Y. Inuyama y S. Fukuda, 2003. Differentially expressed genes associated with CIS-diamminedichloroplatinum (II) resistance in head and neck cancer using differential display and CDNA microarray. *Head Neck* 25: 187-193.

Hinck, J. E., V. S. Blazer, N. D. Denslow, M. S. Myers, T. S. Gross y D. E. Tillitt. 2007. Biomarkers of contaminant exposure in northern Pike (*Esox lucius*) from the Yukon River Basin, Alaska. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 52, 549-562

Huggett, R.J., R.A. Kimerle, P.M. Mehrle Jr y H.L. Bergman, 2002. Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress. Lewis, Boca Raton, FL, USA.

Jifa, W., Zhiming, Y., Xiuxian, S., You, W., y C. Xihua, 2005. Comparative researches on effects of sodium dodecylbenzene sulfonate and sodium dodecyl sulfate upon *Lateolabrax japonicus* biomarker system. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 20, 465-470.

Kramer, K.J.M. (Ed.), 1994. Biomonitoring of coastal waters and estuaries. CRC Press.

Laffon, B., I. Aldao, B. Pérez-Cadahía, E. Pasaro y J. Méndez. 2006. Primer paso en la evaluación de los efectos del fuel del Prestige sobre el medio ambiente marino: Disponibilidad, bioacumulación y daño en el ADN. *Ciencias Marina* 32(2B):389-399.

Lam, P.K.S. y J.S. Gray, 2003. The use of biomarcadores in environmental monitoring programmes. *Mar. Pollut. Bull.* 46:182-186.

Lionetto, L.G., R. Caricato, M.E. Giordano, M.F. Pascariello, L. Marinosci y T. Schettino, 2003. Integrated use of biomarkers (acetylcholinesterase and antioxidant enzymes activities) in *Mytilus galloprovincialis* and *Mullus barbatus* in an Italian coastal marine area. *Marine Pollution Bulletin* 46:324-330.

- Livingstone, D.R., 2001. Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 656-666.
- Lutz, W.K., 1979. *In vivo* covalent binding of organic chemicals to DNA as a quantitative indicator in the process of chemical carcinogenesis. *Mut. Res.* 65:289-356.
- McCarthy, J.F. y Shugart, L.R. (eds.), 1990. Biomarkers of environmental contamination, Lewis Publisher., Boca Raton
- Matsuba, T., N. Keicho, Y. Higashimoto, S. Granleese, J.C. Hogg, S. Hayashi y G.P. Bondy, , 1998. Identification of glucocorticoid- and adenovirus E1A-regulated genes in lung epithelial cells by differential display, *Am. J. Respir. Cell Mol Biol.* 18:243-254.
- McCarthy, JF y Shugart, LR. (eds.), 1990. Biomarkers of environmental contamination, Lewis Publ., Boca Raton.
- Monirith, I., D. Ueno, S. Takahashi, H. Nakata, A. Sudaryanto, A. Subramanian, S. Karuppiah y J. Zheng, 2003. Asia-Pacific mussel watch: monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asian countries. *Marine Pollution Bulletin*, 46 (3):281-300,
- Mong, J.A., C. Krebs y D.W. Pfaff, 2002. Perspective: microarrays and differential display PCR-tools for studying transcript levels of genes in neuroendocrine systems. *Endocrinology* 143: 2002-2006.
- Noreña, E., R. Siná, G. Gold y O. Zapata, 2004. Persistent organic pollutants and histological lesions in Mayan catfish *Ariopsis assimilis* from the Bay of Chetumal, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 48(3-4):263-269.
- Noreña-Barroso E., G. Gold-Bouchot y V. Ceja-Moreno, 2007. Temporal variation of persistent organic pollutants (POPs) residue concentrations in sediments from the Bay of Chetumal, Mexico. *Bull. of Environm. Contam. and Toxicol.* 79, 141-146.
- Paez, F., 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. *In: A.V. Botello, J. Rendón, G. Gold y C. Agraz (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da. Edición. Univ. Aut. de Campeche, UNAM, Instituto de Ecología.*
- Payne, J.F., A. Mathieu, W. Melvin y L.L. Fancey, , 1996. Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. *Marine Pollution Bulletin* 32, 225-231.
- Peakall, DB., 1992. Animal Biomarkers as Pollution Indicators. London, Chapman and Hall.
- Peakall, D.W., 1994. Biomarkers: the way forward in environmental assessment. *Toxicol. Ecotoxicol. News* 1, 55-60.
- Peakall, D.W., C.H. Walker, 1994. *The role of biomarkers in environmental assessment. Ecotoxicology* 3, 173-179.
- Pisoni M, L. Cogotzi, A. Frigeri, I. Corsi, S. Bonacci, A. Iacocca, L. Lancini, F. Mastrototaro, S. Focardi y M. Svelto, 2004. DNA adducts, benzo(a)pyrene monooxygenase activity, and lysosomal membrane stability in *Mytilus galloprovincialis* from different areas in Taranto coastal waters (Italy). *Environ Res* 96(2):63-175
- Ponce, G. y A. Botello, 2005. Niveles de hidrocarburos en el Golfo de México. p. 269-298. *In: A.V. Botello, J. Rendón, G. Gold y C. Agraz (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da. Edición. Univ. Aut. de Campeche, UNAM, Instituto de Ecología.*
- Rand, G., P.G. Wells y L.S. McCarty, 1995. Introduction to aquatic toxicology. p. 3-67. *In: G. Rand (Ed.) Fundamentals of Aquatic Toxicology. Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. 2da. Edición. Taylor & Francis.*
- Snyder, M.J., 2000. Cytochrome P450 enzymes in aquatic invertebrates: recent advances and future directions. *Aquatic Toxicology* 48: 529-547.
- Stanic, B., N. Andric, S. Zoric, G. Grubor-Lajsic y R. Kovacevic, 2006. Assessing pollution in the Danube river near Novi Sad (Serbia) using several biomarkers in sterlet (*Acipenser ruthenus L.*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 65:395-402.
- Stebbing A.R., V. Dethlefsen, 1992. Introduction to the bremerhaven workshop on the biological effects of contaminants. *Marine Ecology Progress Series* 91, 1-8.
- Suter, G.W., II, 1993. Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, p. 538.

- Swenberg, J.A., F.C. Richardson, J.A. Boucheron y M.C. Dyroff 1985. Relationship between DNA adduct formation and carcinogenesis. *Environ. Health Persp.* 62:177-18.
- van der Oost, R., J. Beyer, y N.P.E. Vermeulen, 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environm. Toxicol. and Pharmacol.* 13, 57-149.
- Vidal, V., M. Aguirre, E. Noreña, G. Gold y P. Caballero, 2003. Potential interactions between metazoan parasites of the Mayan catfish *Ariopsis assimilis* and chemical pollution in Chetumal Bay, Mexico. *Journal of elminthology*, 77 (2), p.173-184,
- Wade, T.L., E.L. Atlas, J.M. Brooks, M.C. Kennicutt, 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.
- Walker, C.H., 1998a. Biomarker Strategies to Evaluate the Environmental Effects of Chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 106 (Suppl 2), p.613-620.
- Walker, CH., 1998b. The use of biomarkers to measure interactive effects of chemicals. *Ecotox Environ Safety* (40):65-70.
- Walke, CH., GO. Johnston y A. Dawson, 1993. Enhancement of toxicity due to the interaction of pollutants at the toxicokinetic level in birds. *Sci Total Environ* 134(S):525-531
- Walker, CH., SP. Hopkin, RM. Sibly, DB. Peakall, (Eds.). 2006. Principles of Ecotoxicology. 3era. Edición. London, Taylor & Francis.
- World Health Organization, 1993. Biomarkers and Risk Assessment: Concepts and Principles. Environmental Health Criteria 155. International Programme in Health Safety. UNEP/WHO.
- Yokoyama, T., H. Saka, S. Fujita y Y. Nishiuchi, 1988. Sensitivity of Japanese Eel, *Anguilla japonica*, to 68 Kinds of Agricultural Chemicals. *Bull.Agric.Chem.Insp.Stn.* 28:26-33.
- Zapata-Perez, O., R. Sima-Alvarez, E. Norena-Barroso, J. Guemes, G. Gold-Bouchot, A. Ortega y A. Albores-Medina, 2000. Toxicity of sediments from Bahía de Chetumal, México, as assessed by hepatic EROD induction and histology in Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Marine Environmental Research*, 50 (1), p.385-391.

# Relaciones sociales y la modificación de la cobertura forestal en la cuenca media del río Candelaria, Campeche

J. Ávila Barrientos  
EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche  
G. Mixcóatl Tinoco  
Facultad de Ciencias Sociales-UAC  
J. A. Benítez Torres  
EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche

## Relaciones sociales vinculadas al ambiente

El uso de los recursos naturales traen implícitas relaciones antropogénicas complejas que se manifiestan a través de redes de apoyo a decisiones, las cuales determinan la sustentabilidad o el agotamiento de los recursos naturales. Las estructuras de estas redes, formales e informales, van desde el nivel local, estatal, regional hasta el nivel federal e incluso internacional.

La deforestación de los bosques y selvas tropicales tiende a ser atribuida a la transformación de las selvas en tierras para agricultura y/o ganadería, entre otras. Esta transformación mal planificada de las actividades productivas ha generado efectos negativos como son la pérdida de la biodiversidad, el aumento del riesgo de erosión del suelo, la disminución de la capacidad de fijación de carbono de las selvas; todas ellas influyen en el cambio climático global (Gibson, *et al.*, 2000). Esta situación es particularmente cierta para el trópico Mexicano, donde en estados como Campeche, Yucatán y Quintana Roo, en 25 años (1960-1985) se desmontaron cerca de 8 millones de hectáreas (Szekely y Restrepo, 1988).

## ¿Qué pasa en Candelaria?

La región de la cuenca de Candelaria ha sufrido una serie de intervenciones por parte de programas de gobierno desde principios de los 60's, con el traslado de familias de otros estados de la república mexicana, para tratar de combatir la pobreza y aprovechar las tierras casi vírgenes de esta región de Campeche. Brown (2005) menciona que el aprovechamiento de la cuenca de Candelaria viene unido a los intereses de las comunidades a desarrollarse en la frontera agrícola, que consideran la preservación del bosque tropical como una limitante a su desarrollo. Esto se ha reflejado en la reducción del 40% del área forestal con un impacto ambiental significativo en el volumen de descarga y la cantidad del agua del río (Benítez, *et al.* 2005).



Nuevas Carreteras en Candelaria

### Identificación de las conexiones entre sociedad y naturaleza

La cuenca de río de Candelaria está comprendida entre las coordenadas 90°57'26.5" y 90°10'21.1" de longitud oeste y 17°38'50.9" y 18°20'28.6" de latitud norte. En la porción media de esta región se ubicaron las localidades de La Misteriosa y Santa Rosa (municipio de Candelaria). (figural).

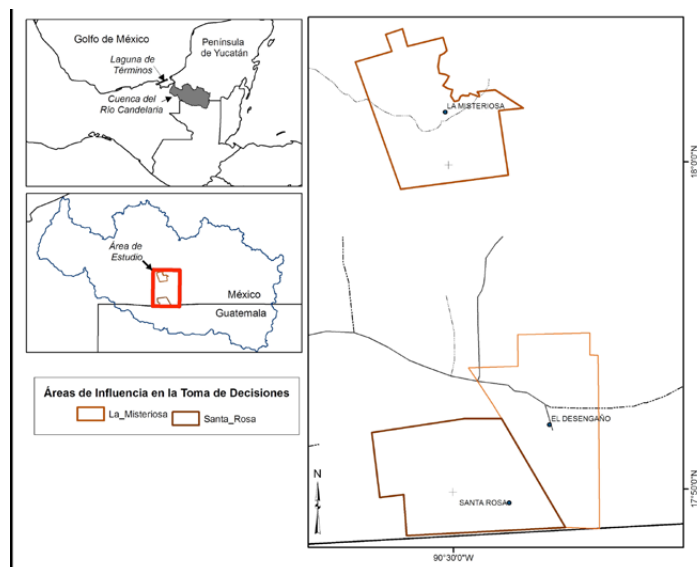


Figura 1. Mapa de Localización de las comunidades de estudio en la Cuenca de Candelaria (SIGCAN- EPOMEX).

Con base en entrevistas, encuestas y métodos de observación directa, así como análisis de documentos, en las dos localidades, se realizó la caracterización del proceso de toma de decisiones.

De esta forma se identificó a todos los actores que deciden el aprovechamiento de la cobertura forestal o la modificación del uso del suelo, así como las estructuras de las redes formales e informales que se construyen durante el proceso de decisión. Con esta información se construyó una ruta de decisión por medio de nodos. Estos nodos de decisión, correspondieron a los intereses y/o perspectivas, individuales o en conjunto, de los diferentes actores que participan (Pressman y Wildavsky, 1998). Son decisiones que pueden estar ayudando o dificultando la entrada de algún apoyo, ya sea para la conservación o para la producción del campo.

Para los dos estudios de casos se identificaron programas, como PROCAMPO y apoyos del municipio, para la agricultura. Además actualmente ha entrado la promoción de la reforestación con el apoyo de CONAFOR, llamado PROARBOL (figura 2).

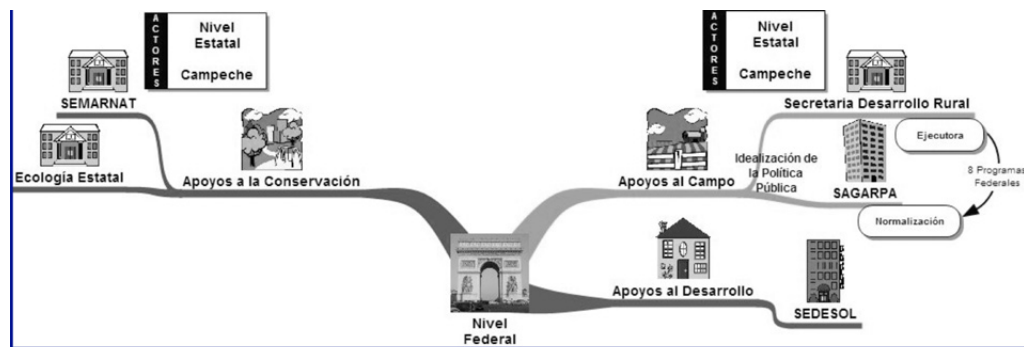


Figura 2. Ruta de decisiones de los Programas de Apoyo hasta el Nivel Estatal

Cada una de las comunidades se organiza de diferente manera para tomar una decisión y generalmente sus relaciones se basan en la confianza. Por tal motivo, en el caso de Santa Rosa eligieron tener líderes diferentes según el grupo y la decisión que se requería tomar. Para el caso de La Misteriosa los pobladores han observado que los apoyos o sus necesidades son contestados con más rapidez, sí cuentan con un representante para toda la comunidad; además que también tiene relación con la Organización de Emiliano Zapata (FRASIER), que se dedica a organizar grupos de campesinos en Campeche.

La información de la toma de decisiones es importante para que las acciones decididas sean más eficientes. Identificando el tipo del proceso de toma de decisiones, es decir si en la comunidad siguen expectativas racionales o eligen acciones colectivas, los programas podrán ser implementados de una manera más adecuada; reduciendo una acción de acuerdo a una escala y/o adaptarse de otro modo para ajustarse a su medio, logrando la sustentabilidad de los recursos naturales y el desarrollo equitativo de la comunidad.

Este conocimiento de la toma de decisiones logrará la eficiencia de las acciones implementadas y el desarrollo sustentable de las poblaciones conservando la cobertura forestal de la cuenca del río Candelaria, manteniendo así

la calidad de los recursos hídricos. La modificación en la cobertura forestal afecta a la cuenca, tanto en la cantidad de agua y por erosión del suelo, ya que los procesos de deforestación aumentan el porcentaje de sedimentos y por ende el asolve de los acuíferos; por lo tanto practicas sustentables en cuanto al uso del suelo en la cuenca beneficiaran a mantener la salud de las pesquerías de la laguna de Términos.



Laguna de La Misteriosa, Campeche

### Literatura Citada

Gibson, C. C; A. M. McKean, y E. Ostrom, 2000. *People and Forest. Communities, Institutions and Governance*. Chapter 1. *Explaining Deforestation: The Role of Local Institutions*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England. 274 págs.

Pressman, L. J. y A. Wildavsky, 1998. *Implementación: Cómo grandes expectativas concebidas en Washington se frustran en Oakland*. Fondo de cultura económica. México, D. F. 411 p.

Szekely, M. y I. Restrepo, 1988. *Frontera Agrícola y Colonización. La colonización en Campeche*. Centro de Ecodesarrollo. México, D. F. págs. 133 – 161.

Benítez-Torres, J., 2005. *Sistema de Información Geográfica de la Cuenca del río Candelaria*. JAINA Boletín Informativo. Volumen especial. Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche. 54 p.

Brown, F. D., 2005. *Transformación del bosque tropical relacionada con la expansión de la frontera agrícola y las fuentes de agua*. pp. 50- 51. *In: Benítez-Torres, J. 2005. Sistema de Información Geográfica de la Cuenca del río Candelaria*. JAINA Boletín Informativo. Volumen especial. Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche. 54 p.

# Fuentes de abastecimiento y cuerpos de agua del estado de Campeche

J. Rendón-von Osten, G. Vargas, J. Benítez, M. Memije y V. Acevedo  
EPOMEX - Universidad Autónoma de Campeche

La urbanización genera un incremento de contaminación atmosférica, desmonte de tierras, erosión del suelo, pavimentación impermeable, fuentes fijas industriales y otros problemas que afectan la calidad ambiental, pero principalmente la del agua, la cual es utilizada para el desarrollo de la vida social de la comunidad. Por lo general y durante mucho tiempo, las aguas residuales y las escorrentías industriales y comerciales son y han sido depositadas en cuerpos de agua que, en muchas ocasiones, fungen como fuentes de abastecimiento para la población, introduciendo en ellos sustancias químicas, compuestos orgánicos e inorgánicos, microorganismos patógenos, metales pesados, disolventes, detergentes, productos farmacéuticos y de cuidado personal (Kolpin *et al.*, 2002), entre otras muchas sustancias que contaminan el agua e intoxican a los organismos que habitan en ellas, llegando a afectar incluso la salud humana. Recientemente, en las aguas de desecho se han determinado residuos de drogas tales como heroína, cocaína, metanfetaminas y marihuana que son consumidas por el ser humano (Zuccato *et al.*, 2008), lo cual nos da una idea de la magnitud del problema de las aguas de desecho.

Las fuentes de abastecimiento son cuerpos de aguas superficiales o subterráneos que tienen la capacidad de transportar agua en cantidades suficientes, tienen la ca-

lidad adecuada para el consumo humano y pueden ser explotados económicamente durante un tiempo considerable.

Existen diferentes fuentes de abastecimiento tales como los pozos poco profundos con una profundidad menor a 30m y los que tienen más de 30m, generalmente son perforados. Los manantiales se presentan cuando agua subterránea alcanza la superficie del terreno debido a la existencia de una capa impermeable en el fondo. Los ríos son una fuente de abastecimiento de agua que requiere mayor tratamiento, sus características y composición puede variar significativamente de un día a otro, lo cual hace que no sea una fuente de agua muy deseable económicamente. Los lagos naturales, pueden proporcionar agua de muy buena calidad que requiere un tratamiento mínimo. Los abastecimientos subterráneos tienden a aportar agua excesivamente dura, debido a que los elementos responsables de la dureza son lavados de los depósitos minerales, sin embargo, esta agua requiere menor tratamiento puesto que algunas de las impurezas se eliminan en forma natural al atravesar las capas del suelo y del subsuelo.

La precipitación pluvial regula la cantidad y calidad de los cuerpos de agua y fuentes de abastecimiento. Por una parte renueva y recarga el agua de estos sistemas, por otra cambia todos los patrones fisicoquímicos de la misma.



Anualmente México recibe 1, 488 miles de millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, el 72.5% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 25.4% escurre por los ríos o arroyos y el 2.1% restante se infiltra al subsuelo y recarga los acuíferos, de tal forma que anualmente el país cuenta con 458 mil millones de m<sup>3</sup> de agua dulce renovable, a lo que se denomina disponibilidad natural media (CNA, 2008).

**Disponibilidad y distribución de agua en México**

La disponibilidad natural de agua en el país sufre una disparidad entre la región norte y sur. En la zona norte, centro y noroeste donde se concentra el 77% de la población y se genera el 87% del Producto Interno Bruto (PIB), únicamente ocurre el 31% del agua renovable; y la zona sur y sureste, donde habita el 23% de la población y se genera el 13% del PIB, se presenta el 69% del agua renovable (figura 1) (CNA, 2008).

El Registro Público de Derechos de Agua (REPD), registra los volúmenes asignado a los usuarios de aguas nacionales. En dicho registro se clasifican los usos del agua en cinco grandes grupos, cuatro que corresponden a usos consuntivos (el agrícola 77%, el abastecimiento público 14%, las termoeléctricas 5% y la industria autoabastecida 4%) y uno para uso no consuntivo

(el hidroeléctrico) (INEGI, 2004). Así, la actividad agrícola es la que consume más agua con relación a las otras actividades.

El porcentaje que representa el agua utilizada para usos consuntivos respecto a la disponibilidad total es un indicador del grado de presión que se ejerce sobre el recurso hídrico en un país, cuenca o región. Se considera que si el porcentaje es mayor al 40%, se ejerce una fuerte presión sobre el recurso.

El país en su conjunto experimenta un grado de presión del 17%, lo cual se considera de nivel moderado; sin embargo, la zona centro, norte y noroeste del país experimenta un grado de presión del 47%, lo cual se considera como presión fuerte sobre el recurso, (CNA, 2008).

**Calidad del agua en México**

México es una de las naciones que registra las tasas de mortalidad más elevada en enfermedades diarreicas especialmente de naturaleza infecciosa, siendo los factores más importantes aquellos de carácter sanitario y socioeconómico (Isaac-Márquez *et al.*, 1994). La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha señalado en múltiples ocasiones la relación entre las grandes epidemias o endemias y la contaminación de los suministros de agua. Cuando se utiliza como medio de eliminación de excretas y otros desechos orgánicos, el agua se convierte en un vehículo de transmisión para numerosas enfermedades, principalmente de origen intestinal.

Por lo tanto es necesario contar con un control y vigilancia de las sustancias que se vierte a los suministros de agua. En este caso, México cuenta con una Red Nacional de Monitoreo (RNM) que evalúa la calidad del agua en las 13 regiones hidrológico-administrativas.

La evaluación de la calidad del agua se lleva a cabo utilizando tres indicadores, la Demanda Bioquímica de

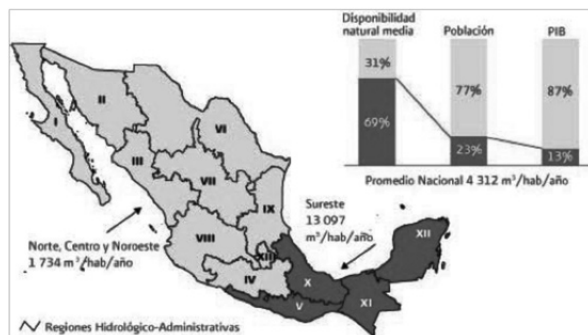


Figura 1. Contraste regional entre el desarrollo (PIB) y la disponibilidad de agua, 2007

Oxígeno a cinco días (DBO5), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST). La DBO5 y la DQO se utilizan para indicar la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua y, por lo tanto, la tendencia a la eutrofización y cambio de las condiciones ecológicas favorables del agua.

El incremento de los niveles de SST hace que un cuerpo de agua pierda la capacidad de soportar la diversidad de la vida acuática debido la presencia de partículas que no permiten el paso de luz solar hacia el ecosistema así como la adherencia de éstas a las branquias de los organismos expuestos.

Estas variables permiten reconocer en el agua gradientes que van desde una condición relativamente natural o con poca influencia de la actividad humana, hasta sitios que muestran aportaciones importantes de descargas de aguas residuales, así como áreas con deforestación severa. Según los valores obtenidos de estas tres variables la calidad del agua puede ser clasificada en excelente, buena calidad, aceptable, contaminada y fuertemente contaminada.

La región norte y centro del país, que contiene la mayor concentración de población, presenta una calidad de agua que va de contaminada a fuertemente contaminada. En tanto que la región sur y sureste tiene una calidad que va de excelente a contaminada, aunque existen zonas donde no se tiene reportada información, como es el caso de la península de Yucatán (CNA, 2008). Lo anterior obedece a que generalmente los análisis de agua se llevan a cabo en aguas superficiales y, en menor medida, en agua subterránea.

### **Calidad del agua de abastecimiento**

Cuando se habla de fuentes de abastecimiento de agua por lo general ésta se enfoca para el uso y consumo humano, debido a lo anterior es necesario que el agua cumplan con los criterios de calidad que están establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-SSA1-250-2007, la cual establece los límites máximo permisibles para el control y vigilancia. Esta norma establece que deberán ser determinados los límites máximos permisibles de las variables físicas, organolépticas y de compuestos inorgánicos, así como de microorganismos, de metales y metaloides, de fitotoxinas y radioactividad del agua. Asimismo, en la esta NOM se estipula determinar los residuos de la desinfección y subproductos de la desinfección del agua, también se incluye carbono orgánico total y purgable, compuestos orgánicos sintéticos, no halogenados, halogenados adsorbibles fijos y purgables.

Realizar la determinación analítica de todas las variables antes mencionadas requiere de una fuerte inversión económica a nivel nacional. Este hecho origina que la evaluación de la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento para comunidades rurales lejanas o con escasa población, se realice de manera esporádica, no se determinen todas las variables o, en el peor de los casos, no se determine (Amaral *et al.*, 2003). Por lo tanto sería recomendable que el análisis de la calidad del agua se realice desde dos perspectivas:

**1.- Determinación temporal.-** Algunos compuestos se concentran según la temporada o condiciones climatológicas (cambios de temperatura) o la presencia o ausencia de precipitación pluvial.

## 2.- Determinación por área geográfica.-

Según la actividad económica y uso del suelo que se tenga en cada región, tales como minera, agrícola, acuacultura, ganadera, industrial, asentamientos humanos, entre las más importantes.

### Situación en Campeche

El estado de Campeche se encuentra sobre una planicie de baja altitud constituida principalmente de carbonato de calcio, con formaciones cavernosas y suelo escaso. La zona sureste del Estado está dividida por una cadena de pequeñas elevaciones que recibe el nombre de meseta baja de Zoh-Laguna que puede alcanzar hasta 390 msnm (Sousa, 2000).

La región se caracteriza por su abundante precipitación pluvial y riqueza en agua. Según las estadísticas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Campeche recibe 1,336.8 mm de precipitación normal anual desde 1971.

La hidrografía del Estado se caracteriza por tres regiones, la costera, la norte y la sur. La región norte está constituida por una plataforma sin elevaciones y con formaciones cavernosas que restringe la formación de ríos y escurrimientos superficiales perennes y favorece la absorción rápida del agua hacia el manto acuífero. La región sur cuenta con uno de los sistemas lagunares más importante del litoral del Golfo de México, constituido por la laguna de Términos y otras que la circundan como son: Pom-Atasta, Puerto Rico, Del Corte, El Vapor, San Francisco, Del Este, Balchacah y Panlao. Todas estas lagunas reciben agua dulce de los principales ríos de Campeche, se comunican con la Laguna de Términos y ésta a su vez lo hace con el mar y con el estero de Sabancuy.

Los ríos que alimentan este sistema lagunar son: el San Pedro y San Pablo que en parte sirven como límite con el estado de Tabasco, el Palizada que se desplaza más hacia el este y es un effluente del río Usumacinta, el Chumpán, el Candelaria que procede de la República de Guatemala y el Mamantel. El volumen medio anual que en conjunto tributan estos ríos a la laguna de Términos es aproximadamente 10,212 millones de m<sup>3</sup>/año (CNA, 2002) y se extraen 61 millones m<sup>3</sup>/año de agua, para distribuirla en los diferentes usos consuntivos (CNA, 2008).

Otro río particular interés es el Champotón, ubicado en la Región hidrológica No. 31 (19°22'LN y 90°43'LN), tiene aproximadamente 48 kilómetros de longitud, con origen cerca del poblado de San Juan Carpizo y desemboca en el Golfo de México. El río presenta en promedio alrededor de 483.93 millones de m<sup>3</sup> al año y su descarga media se ha estimado en 0.2 x 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>/año.

El acuífero es la principal fuente de abastecimiento, ya que su alta permeabilidad y material kárstico crean las condiciones favorables para la recarga y almacenamiento de importantes volúmenes procedentes de la lluvia. Es un acuífero de tipo libre para toda la Península por lo tanto la recarga se produce de manera uniforme, siguiendo el patrón de distribución de la precipitación (Villasuso *et al.*, 2000). De este sistema se extraen 558 millones m<sup>3</sup>/año, lo que representa el 90.2% del total de agua utilizada (CNA, 2008).

En todo el Estado se encuentran distribuidos alrededor de 30 pozos que abastecen principalmente a las zonas más urbanizadas, las cuales reciben el 90% de la cobertura de agua potable, mientras que la parte rural alcanza el 81.1%.

El agua se distribuye para usos consuntivos en 77% al sector agrícola, que obtiene la mayor cantidad con 477 millones m<sup>3</sup>/año, el 20.3% al abastecimiento público y el 2.7% para la industria autoabastecida (INEGI, 2004).

La abundancia de agua que caracteriza a la península de Yucatán puede ser afectada por problemas de calidad. En nuestra entidad existen regiones rurales y alejadas de las zonas urbanas que no cuentan con agua, por lo que a veces es necesario caminar largas extensiones para obtener este recurso.

El desabasto de agua potable en zonas rurales o no urbanizadas puede ser promovido en parte por la intrusión salina que enfrenta la mayor parte de la entidad, principalmente los municipios costeros como Campeche, Champotón y Carmen. O como Hopelchen y Calakmul que no cuentan con agua superficial, ya que el acuífero está a más de 30m de la superficie, además de que el subsuelo tiene anhídridas y yesos que se disuelven y contaminan el agua del acuífero (Villasuso *et al.*, 1996).

Potabilizar el agua puede ser un gran reto, ya que de manera oficial, el gobierno estatal solo cuenta con dos plantas potabilizadoras municipales en operación, las que crean únicamente un caudal potabilizador de 0.026 m<sup>3</sup>/s (CNA, 2008).

El verdadero problema de contaminación de agua lo crea el crecimiento poblacional no planeado. Según reportes del Instituto Nacional de Estadística y Geografía Informática (INEGI, 2006) el Estado cuenta con 782 130 habitantes. Como se observa en la figura 2, a partir de los años 60's se registró la tasa de crecimiento anual más elevada con 4.26% y en el que se registró el movimiento colonizador más grande.

El gobierno, con la ayuda de la Ley Federal de Colonización y el Código Agrario, reformado en 1942 distribuyó las tierras deshabitadas del sur a 657 familias de la Comarca Lagunera, Zacatecas, Tabasco y Veracruz,

permitiendo la formación de nuevas ciudades como Candelaria, Escárcega, parte de Ciudad del Carme y Calakmul. El objetivo de ese gobierno era habitar toda la zona sur del Estado y crear nuevas oportunidades de trabajo al apoyar el desarrollo de la ganadería, agricultura y otras actividades que permitieran el desarrollo económico.

Sin embargo nunca se tomó en cuenta las modificaciones ambientales que traería consigo la construcción de núcleos poblacionales en esta región, como el desmonte de tierras, cableado de luz, entubado de agua y construcción de carreteras. También se destinaron grandes extensiones de tierra para la ganadería y agricultura actividades que por su propia práctica traen problemas como la erosión del suelo, introducción de sustancias químicas como nutrientes y plaguicidas, entre otros. Asimismo, el fecalismo al aire libre, imperante en las zonas rurales, incrementa el riesgo de contaminación del agua subterránea por agentes patógenos. Finalmente las características del suelo y los procesos hidrológicos de la península propician la infiltración de todas estas sustancias contaminantes al acuífero, lo cual representa un grave problema.

Los estudios realizados en esta materia son contados. La información más valiosa se mantiene en la base de datos de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), la cual debe difundirse y aplicarse para que cause un

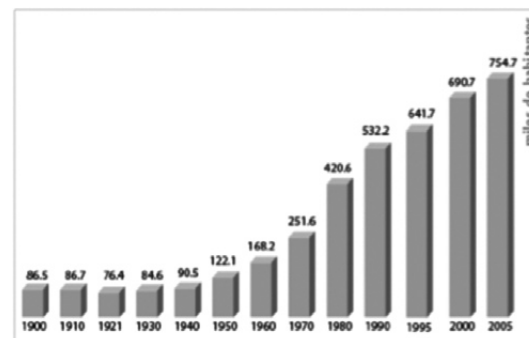


Figura 2. Población total del estado de Campeche (1900-2005)

impacto notable en la gestión y manejo del agua en nuestro Estado.

Existen datos publicados por la Universidad Autónoma de Campeche y por la Secretaría de Salud, en donde se reconoce la contaminación del agua de las fuentes de abastecimiento por microorganismos patógenos (Isaac-Márquez *et al.*, 1994), especialmente porque repercuten en la salud humana de manera inmediata y porque esto genera un cuantioso gasto para el gobierno estatal y federal. Sin embargo existen otras sustancias que deben evaluarse y que muy probablemente estén en los cuerpos abastecedores de agua y que, general-

mente, repercuten en la salud humana a largo plazo.

Por otra parte la CONAGUA ha reconocido que en las 13 regiones hidrológicas administrativas del país la disponibilidad del agua es baja y que el agua subterránea en México se está agotando a un ritmo de ocho km<sup>3</sup>/año. Esta situación debe hacernos reflexionar en la importancia de realizar más diagnósticos, estudios, evaluaciones y análisis para determinar la cantidad y calidad de las fuentes públicas actuales de abastecimiento de agua así como de los cuerpos de agua que en un futuro puedan servir como abastecimiento.

#### Literatura citada

- Amaral, L.A., A.N. Filho, O.D. Rossi Junior, F.L.A. Ferreira, y L.S.S. Barros, 2003. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. *Rev. Saúde Pública* 37:510-514.
- CNA, 2008. Estadísticas del Agua en México. Comisión Nacional del Agua. 233 p.
- CNA, 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Xpujil, Estado de Campeche. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General Técnica. 21 p.
- CNA, 2000. Programa Nacional Hidráulico. Comisión Nacional del Agua. 1995-2000.
- CONAGUA, 2008 Cubos portátiles de información 2008. Población, Vivienda y Agua, Usos del Agua e Hiper cubo.
- CONAPO, 2007. Proyecciones de la Población de México 2005-2050, México.
- Diagnóstico de la Región XII, Península de Yucatán; CNA Gerencia Regional de la Península de Yucatán, 1997.
- INEGI, 2004. II Censo de Captación, Tratamiento y Suministro de Agua. México.
- INEGI, 2006. II Conteo de Población y Vivienda 2005, México.
- Isaac-Márquez A.P., C.M. Lezama-Dávila, P.P. Ku-Pech y P. Tamay-Segovia, 1994. Calidad sanitaria de los suministros de agua para consumo humano en Campeche. *Salud Pública de México*, 36(6):655-661.
- Kolpin D.W., E.T. Furlong, M.T. Meyer, E.M. Thurman, S.T. Zaugg, L.B. Barber y H.T. Buxton, 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. Streams, 1999-2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology* 36(6):1202-1211.
- Ley de Aguas Nacionales. CNA.
- Sousa Sánchez, M. 2000. Colecta botánica: área maya región de la Reserva Calakmul, Campeche. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. M004. México D. F.
- Villasuso M., R. Méndez. 2000. "A conceptual model of the aquifer of the Yucatan Peninsula". In: Lutz, W., L. Prieto, W. Sanderson, (Eds). Population, Development, and Environment on the Yucatan Peninsula. Austria. p 120-139.
- Villasuso, M., R. Méndez Ramos, 1996. Modelo conceptual del acuífero de la Península de Yucatán.
- Zuccato, E., C. Chiabrando, S. Castiglioni, R. Bagnati y R. Fanelli, 2008. Estimating community drug abuse by wastewater analysis. *Environmental Health Perspectives* 116(8):1027-1032

# Macroalgas del sistema de raíz de mangle

E. González Durán, R. Tzel Padilla, y G. Oyosa Ortega,  
Facultad de Ciencias Químico Biológicas-UAC

## Macroalgas en raíces de mangle

La producción de macroalgas puede llegar a ser similar e incluso superar el aporte de hojarasca de las diversas especies de mangle (Rodríguez y Stoner, 1990). Durante un ciclo anual, las macroalgas presentes en las raíces y pneumatóforos de los mangles pueden presentar entre 4-5 incrementos importantes de biomasa (Feller y Sitnik, 1996). Estos florecimientos están asociados con modificaciones temporales del patrón de inundación, con la presencia de consumidores y con los ciclos reproductivos de las especies de macroalgas.

La composición específica de macroalgas adheridas a las raíces de mangle ha sido reportada en diversos estudios (Collado-Vides *et al.*, 1995, Collado-Vides y West 1996). A través de un análisis de componentes principales de distribución realizado en la laguna Nichupte y Bojorquez en el estado de Quintana Roo, Collado-Vides *et al.*, (1995) determinaron los ambientes en los que se desarrollan las especies de macroalgas. En este estudio se encontraron 77 especies de macroalgas, 35 de las cuales ocurrieron en bajos de canales y manglares, y 17 fueron exclusivas de manglares. Del total de especies de macroalgas encontradas en las raíces de *Rhizophora mangle*, 10 casos fueron claros con respecto al sistema lagunar en que fueron colectados (tabla 1). En este estudio no se presentó el tipo de macroalga generalmente asociado con raíces de mangle, *Bostrychium* (compuesto por algas de los géneros *Bostrychia*,

*Caloglossa* y *Catenella*). De acuerdo con Collado-Vides *et al.*, (1995), existe la posibilidad de que la transparencia de las aguas del caribe puedan ejercer un efecto significativo a favor del incremento de la diversidad de macroalgas asociadas al sistema de raíces del mangle.

## Ecología de las raíces de mangle

Feller y Sitnik (1996) encontraron que en algunas secciones de los bosques de manglar, las comunidades de algas pueden estar dominadas por cianofíceas, las cuales poseen la habilidad de fijar el nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) y formar amonio ( $NH_4$ ). Otras áreas pueden estar dominadas por *Acanthophora spicifera* (Vahl) Borgesen, la cual constituye el alimento de una gran variedad de invertebrados, mismos que soportan importantes poblaciones de cangrejos. Durante la marea baja, la permanencia de camas de *Caulerpa spp* pueden mantener en óptimas condiciones de humedad a numerosas comunidades de invertebrados marinos, entre los que se incluyen esponjas, estrellas quebradizas, tunicados, bivalvos, caracoles, canarones, cangrejos, holoturidos, poliquetos y sipunculidos (figura 1).

El tamaño pequeño de las macroalgas que se adhieren a las raíces del manglar, constituyen la principal fuente de alimento de una gran variedad de peces, invertebrados y cangrejos. Dahdouh-Geubas *et al.*, (1999) encontraron que *Bostrychia tenella* (J.V. Lamouroux), constituyó el 40 % del alimento total inge-

rido en 3 de las 11 especies de cangrejos en manglares de Kenya, *Metopograpsus oceanicus*, *M. thukuhar* y *Selatium longatum* dependen de la disponibilidad de macroalgas, específicamente de las que crecen en el sistema de raíces de *Rhizophora mucronata* (Poir) y en los pneumatóforos de *Sonneratia alba* (J. Smith); es posible que ante una escasez de la principal fuente de alimento y/o una mayor competencia por la conservación de zona de alimentación, se observen modificaciones en los hábitos alimenticios de las especies de cangrejos, incrementado con ello las presiones de alimentación a partir de macroalgas.



Figura 1. Esquema de una raíz de mangle. Tomado de Feller y Sitnik (1996).

### Patrones hidrológicos

La alta heterogeneidad en la distribución del patrón hidrológico de los bosques de manglar determina la distribución y zonación de las diferentes especies de mangle, así como la ocurrencia de macroalgas asociadas a los sistemas de raíces. Estas especies deben estar adaptadas para soportar condiciones específicas de inundación, exposición al aire, altas temperaturas, cambios drásticos de la salinidad, redox y pH (Agraz-Hernández *et al.*, 2006). Algunos trabajos han estudiado la distribución vertical de macroalgas en el sistema de raíces de mangle han sido analizados (Almodóvar y Pagan 1971 y Barrios *et al.*, 2004). En manglares de Venezuela, Barrios *et al.* (2004) encontraron densas comunidades de invertebrados (esponjas, ascidios, briozoarios y moluscos) en las porciones superiores de las raíces de mangle, en tanto que las macroalgas ocurrieron únicamente en las porciones distales. Es posible que la competencia por el espacio entre la fauna y las macroalgas constituya un factor limitante para la permanencia y establecimiento de estas comunidades. De acuerdo con Rivadeneira (1989) la ocurrencia de fauna epibionte puede ocasionar un incremento en los niveles de sustancias alelopáticas, las cuales dificultan el establecimiento de otros organismos. Existe la posibilidad de que al estar sometidas a ambientes físicos y químicos adversos, las macroalgas de las regiones distales del sistema de raíz, queden libres del efecto de pastoreo de las comunidades faunísticas localizadas en las porciones superiores.

### Especificidad del sustrato

La presencia de especies de macroalgas en bosques de manglar ha sido correlacionada con la existencia de sustratos de fijación (rocas, raíces, troncos), así como

con la transparencia (iluminación adecuada) y mantenimiento de salinidades estables (periodos de inundación y aportes de ríos) (Cordeiro-Marino *et al.*, 1992). La naturaleza física del sustrato influye en el establecimiento, la distribución y la composición de la flora marina.

En ambientes marinos se pueden presentar seis tipos de sustratos: duros (rocas y guijarros), suaves (arena y limo), manglares y estuarios, pastos marinos, arrecifes de coral y ambientes pelágicos (Sheppard, 1995).

Tabla 1. Especies de macroalgas reportadas para los manglares de la Laguna de Nichupte y Bojorquez, Quintana Roo. Tomado de Collado-Vides *et al.*, (1995).

ESPECIE	LOCALIDAD	MANGLE	REFERENCIA
<b>DIVISIÓN CYANOPHYTA</b>			
<i>Schizothrix mexicana</i> Gomont	Laguna Bojorquez Quintana Roo (LBQ)	<i>R. mangle (Rm)</i>	1
<b>DIVISION CHLOROPHYTA</b>			
<i>Caulerpa verticillata</i> J. Agardh	Laguna Nichupté Quintana Roo (LNQ)	Rm	2
<i>Acetabularia cf. falowi</i> Solms-Laubach	LBQ	Rm	1
<i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen) C. Agardh	LBQ	Rm	1
<b>RHODOPHYTA</b>			
<i>Ceramium brevizonatum</i> H.E. <i>Petersen v. carabicum</i> H.E. Petersen y Boergensen	LNQ	Rm	4
<i>Digenia simplex</i> (Wulfen) C. Agardh	LBQ	Rm	1
<i>Polysiphonia atlantica</i> Kapraun y Norris	LBQ	Rm	1
<i>Polysiphonia exilis</i> Harvey			
<i>Polysiphonia gorgoniae</i> Harvey	LBQ	Rm	1

- (1) Serviere-Zaragoza, 1986; Collado-Vides, 1989; Serviere-Zaragoza *et al.*, 1992.  
 (2) Collado-Vides *et al.*, 1995; Serviere-Zaragoza, 1986; Collado-Vides 1989; Serviere-Zaragoza *et al.*, 1992  
 (3) Collado-Vides y West, 1996.  
 (4) Collado-Vides *et al.*, 1995.



Los estudios realizados por Collado-Vides *et al.*, (1995) indican que el sustrato constituye un factor determinante en el establecimiento de las comunidades de macroalgas. Estos autores encontraron que entre los bajos arenosos y las raíces de mangle existe una zona de transición caracterizada por la presencia de diferentes especies de macroalgas. Por ejemplo, mientras que *Penicillium lamourouxii* Decaisne crece exclusivamente sobre arena, *Caulerpa verticillata* J. Agardh crece sobre raíces de mangle. Existen especies como *Rhizoclonium kernerii* Storckmayer, *Bathophora oerstedii* J. Agardh y *Acanthofora spicifera* (Vahl) Borgesen, cuya presencia no está limitada por el tipo de sustrato, ya que se puede encontrar en bajos arenosos, como epífita de otras algas y sobre el sistema de raíces de manglar.

La característica que presentan las especies de mangle para ser utilizadas como área de fijación de macroalgas, se relaciona al tipo de estructura ej: la presencia de un sistema de raíz adventicio y/o la ocurrencia de pneumatóforos (*R. mangle* L., y *Laguncularia racemosa*, respectivamente) que incrementan la disponibilidad y área de sustrato para el establecimiento de macroalgas.

### Luz y mareas

La heterogeneidad de la distribución de macroalgas en los bosques de manglar puede correlacionarse con ciertas características de los mismos, entre las cuales se encuentra la cobertura de la fronda de los árboles. Debido a que las macroalgas se encuentran en los estratos inferiores de los bosques de manglar, su permanencia y abundancia está determinada por la habilidad desarrollada para utilizar alternadamente bajos y altos niveles de irradiancia y luminosidad. *Bostrychia montagnei* Harvey una macroalga común de bosques de manglar puede permanecer en ambientes poco iluminados,

mientras que *Catenella caespitosa* (Withering) L.Irvine requiere de buenas condiciones de iluminación.

Las variaciones en el régimen de marea y patrón de inundación de los bosques de mangle origina la exposición solar directa de las macroalgas adheridas, ocasionando modificaciones en el material genético, alteraciones en la síntesis de proteínas, modificaciones en los procesos fisiológicos y cambios en las estructuras de las comunidades (Kasrten *et al.*, 2000). Los organismos que habitan estos ambientes deben desarrollar mecanismos de reparación y protección que les permitan sobrevivir y reproducirse.

Peña *et al.*, (1999) al comparar los valores de fotosíntesis de *B. calliptera* (Montagne) adheridas al sistema de raíz de mangle; encontraron diferencias en las tasas de producción, respecto al grado de emersión o inmersión de la especie. Durante las etapas iniciales de emersión *B. calliptera* incrementa su tasa fotosintética, siempre y cuando el contenido de humedad del tallo se mantuvo entre el 10 y 20%. Cualquier incremento en la pérdida del contenido de humedad de los estípites se traduce en un decremento de la tasa fotosintética de la especie. La ocurrencia de una fotoinhibición asociada al contenido de humedad crítica de la especie, determina el punto de humedad máximo que la macroalga debe mantener antes de perder su actividad fotosintética.

Algunas especies de macroalgas asociadas al sistema de raíz de mangle poseen la habilidad para revertir el daño causado por la exposición directa a la radiación solar, mediante la acumulación y activación de antioxidantes y bloqueadores de radiación ultravioleta. Kasrten *et al.*, (2000) lograron correlacionar positivamente la composición y el contenido de estos compuestos con las variaciones en las intensidades de la radiación fotosintéticamente activa (400-700 nm), lo cual sugiere que el

incremento en las concentraciones de estos compuestos, específicamente aminoácidos similares a micosporinas (MAA), constituye una respuesta bioquímica importante en las adaptaciones fisiológicas asociadas con el incremento de la intensidad de la radiación solar indirecta.

### Salinidad

El efecto que ejerce la salinidad en períodos de inundación sobre la composición específica de macroalgas en los bosques de manglar ha sido estudiado por Cunha y Costa (2002); de acuerdo con estos autores, las macroalgas pueden agruparse de acuerdo a su presencia en aguas oligohalinas, mesohalinas y eurihalinas. La habilidad para soportar largos períodos de emersión y condiciones de inmersión en aguas con altas salinidades y temperaturas, constituye la principal limitante para el establecimiento de macroalgas en zonas inundables de los bosques de manglar. Los estudios realizados por Yokoya *et al.*, (1999) relacionan las amplitudes de mareas con la ocurrencia de *B. calliptera*, la especie de macroalga más abundante en los bosques de manglar de Brasil. Estos autores encontraron en bosques de *R. mangle*, *Laguncularia r.* y *Avicennia schaweriana*; incrementos en el número de especies de macroalgas durante un período frío de menor precipitación pluvial, caracterizado por máximas amplitudes de mareas (verano austral). Los resultados podrían indicar que la presencia de macroalgas está correlacionada con los rangos de tolerancia salina. Barrios *et al.* (2004) encontraron que la mayor parte de las macroalgas asociadas a las raíces de manglar correspondieron a tipo eurihalinos, pudiendo tolerar cambios drásticos de la salinidad durante cortos períodos de tiempo. En este sentido se ha reportado que algunas especies de macroalgas (*Caloglossa leprieurii* (Montagne) J. Agardh, *Catenella*

*repens*, *B. tenella*, *M. pericladus*, *Polysiphonia ferulacea*, *Rhizoclonium hookeri* y *Enteromorpha flexuosa* (Wulfen y J. Agardh), pueden tolerar condiciones que van desde 0 hasta 140 UPS en períodos de 24 horas (Almodóvar y Biebl, 1962).

### Biotecnología

De acuerdo con Kathiresan y Bingham (2001) el éxito de las macroalgas asociadas al sistema de raíces de manglar puede atribuirse a la habilidad que estas especies presentan para sintetizar polyoles (alcoholes polihídricos) y floridosoides, los cuales actúan como osmoprotectores durante condiciones adversas de salinidad. A través de la síntesis de estos efectores osmóticos alternativos, se ajusta el balance iónico, se protegen las estructuras subcelulares y se reduce el daño oxidativo causado por el incremento en el número de radicales libres generados durante la exposición a altas concentraciones de salinidad (Seaman, 2007).

La propiedad antiadherente de algunos metabolitos extraídos de las macroalgas ha sido documentada por diversos autores (Steinberg *et al.*, 2002, Fusetani, 2003; Ji-Young *et al.*, 2005). La mayoría de estas sustancias corresponden a compuestos secundarios polares (Steinberg *et al.*; 2002). En macroalgas, los mejores ejemplos conocidos incluyen furonados halogenados de *Delisea pulchra* (de Nys *et al.*, 1995 y Dworjanyn, 2001) y terpenoides de *Dictyota menstrualis* (Schmitt *et al.*, 1995). A pesar de que las funciones asociadas con este tipo de sustancias incluyen la regulación hormonal de crecimiento y efectos adversos en herbivoría; el papel de la mayoría de estos compuestos continúa siendo terreno de especulación (Harborne, 1998).

La presencia de furonados halogenados en macroalgas adheridas a raíces de mangle inhibe la colonización

y metamorfosis de organismos incrustantes (Steinberg 2002, Ji-Yong *et al.*, 2005). Al trabajar con *Ishige okamurae*, una macroalga Pheophyta de los mares japoneses, Ji-Yong (2005) identificó tres sustancias activas antiadherentes asociadas con alcoholes polihídricos.

El uso potencial de estas sustancias para impulsar el desarrollo tecnológico en campos en los que se requiere evitar la adhesión de organismos incrustantes es enorme. Bajo condiciones de laboratorio controladas, los metabolitos de algas adheridas a manglar, han sido utilizados en la eliminación de patógenos de peces (Choudhury *et al.*, 2005). Mientras que a nivel industrial estas sustancias han sido utilizadas en el reemplazo de antiadherentes tóxicos de pinturas vinílicas (Brady 1987).

La posibilidad de que las raíces de ciertas especies de mangle, específicamente *R. mangle* desarrollen algún tipo de interacción ecológica de mutuo beneficio con las macroalgas del grupo *Bostrychietum*, es posible. En caso de presentarse, las macroalgas brindarían una cubierta antiadherente al sistema de raíces y este a cambio proporcionaría el sustrato para el establecimiento de la macroalga. A la fecha y de acuerdo al conocimiento de los autores, en México no existen estudios previos en los que las relaciones simbióticas y ecológicas de macroalgas y manglares hayan sido documentadas.

## Literatura Citada

- Agraz-Hernández, C., R. Noriega Trejo, J. López-Portillo, F. Flores-Verdugo, J. Jiménez-Zacarías, 2006. Guía de campo. Identificación de los manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche 45 pag.
- Almodóvar, L., y R. Biebl, 1962. Osmotic resistance of mangrove algae around la Parguera, Puerto Rico. *Rev. Algal.* 6:203-208.
- Almodóvar, L., y F. Pagan, 1971. Notes of a mangrove lagoon and mangrove channels at la Parguera, Puerto Rico. *Nova Hedwigia* 21:241-253.
- Barrios J., M. Brightdoom y M. Jimenez, 2004. Macroalgas asociadas a *Rhizophora mangle* L. en el Golfo de Santa Fe, Estado Sucre, Venezuela. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Estado Sucre.
- Brady, R.F. Jr., J. R. Griffith, K.S. Love, D.E. Fiield y 1987. Nontoxic alternatives to antifouling paints. *Journal Coatings Technology* 59: (755)113-119.
- Choudhury, S., A. Sree, S. Mukherjee, P. Pattnaik, M. Bapjuji, 2005. *In Vitro* antibacterial activity of extracts of selected marine algae and mangroves against fish pathogens. *Asian Fisheries Science* 18: 285-294
- Collado-Vides, L., 1989. Estudio ecológico de las algas filamentosas como un grupo funcional de la laguna de Bojórquez, Cancún. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 102 pp.
- Collado-Vides, L., J. González-González y E. Ezcurra, 1995. Patrones de distribución ficoflorística en el sistema lagunar de Nichupte, Quintana Roo, México. *Acta Botánica Mexicana*, junio, número 031. Instituto de Ecología A.C. Pátzcuaro, México pp. 19-32.
- Collado-Vides y J. Ly West, 1996. *Bostrychia calliptera* (Montagne) Montagne (Rhodomelaceae, Rhodophyta), registro nuevo para el centro del Golfo de México. *Ciencias Marinas*, 22:(1). Universidad Autónoma de Baja California Ensenada, México pp 47-55.
- Cordeiro-Marino, M., M. Braga, V. Eston, M. Fujii, y Yokoya, 1992. Mangrove macroalgal communities of Latin America: the state of art and perspectives. *In Coastal Plant Communities of Latin America* (U. Seeliger, ed) Academic Press, New York p. 51-64.
- Cunha, S. R. y C.S.B. Costa, 2002. Gradientes de salinidade e frequência de alagamento como determinantes da distribuição e biomassa de macroalgas associadas a troncos de manguezais nabaía de Babitonga, SC. *Notas Téc. Facimar*: 6: 93 -102.
- Dahdouh-Geubas, F., A. Giuggioli, A. Oluoch, M. Vannini y S. Cannicci, 1999. Feeding habits of non ocypodid crabs from two mangrove forests in Kenya. *Bulletin of Marine Science*, 646(2): 291-297
- de Nys R., P. D. Steinberg, P. Willemsen, S. A. Dworjanyn, C. L. Galalish y R. J. Kin, 1995. Broad spectrum effects of secondary metabolites from the red alga *Delisea pulchra* in antifouling assays. *Biofouling* 8:259-271.
- Dworjanyn, S.A., 2001. Chemically mediated antifouling and the cost of producing secondary metabolites in a marine alga. PhD thesis. University of New South Wales, Sydney.
- Feller, I. y M. Sitnik, (eds), 1996. Mangrove ecology workshop manual. Mangrove ecology: a Manual for a field course. A field manual focused on the biocomplexity on mangrove ecosystems. Smithsonian Institution Washington DC. 129 pag.
- Fusetani N., 2003. Biofouling and antifouling. Graduate School Agriculture and Life Sciences, The University of Tokio, Tokyo 113-8657, Japan
- Harborne, J.B., 1998. Phytochemical methods: a guide to modern techniques of plants analysis. 3 th edition. Chapman and Hall U.S. 302 pag.
- Ji-Young, C., C. Jae-Suk, K. Se-Eun, K. Joong-Kyun, S. Hyun-Woung y H. Yong-Ki, 2005. Isolation of antifouling active pyroglutamic acid, triethyl citrate and di-n-octylphthalate from the brown seaweeds *Ishige okumurae*. *Journal of Applied Phycology*, 17: 431-435.
- Kasrten, U., T. Sawall, J. West, C. Wiencke, 2000. Ultraviolet sunscreen compounds in epiphytic read algae from mangroves. *Hydrobiology*, 432: 157-171
- Kathiresan K. y B. Bingham, 2001. Biology of Mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology* 40: 81-251.
- Peña, E.J., R. Zingmark y C. Nietch, 1999. Comparative photosynthesis of two species of intertidal epiphytic macroalgae on mangrove roots during submersion and emersion. *J. Phycol.* 35: 1206-1214

- Rivadeneira, I., 1989. Ecología de la epibiosis en las raíces inmersas de *Rhizophora mangle* en Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, México. *Cien. Mar.* 15(1): 1-20
- Rodríguez, C. y W. Stoner, 1990. The epiphyte community of mangrove roots in a tropical estuary: distribution and biomass. *Aquatic Botany*, 36:177-126.
- Schmitt, T. M., M. E. Hay, N. Lindquist, 1995. Constraints on chemically mediated coevolution: multiple functions for seaweed secondary metabolites. *Ecology*, 76:107-123.
- Seaman, 2007. Mechanism of salt tolerance in halophytes: can crop plants resistance to salinity be improved. APS 402 Dissertation
- Serviere-Zaragoza, E., 1986. Estudio prospectivo de la flora ficológica de la laguna de Bojórquez, Cancún. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 256 p.
- Serviere-Zaragoza, E., L. Collado-Vides y González-González, 1992. Caracterización ficológica de la Laguna de Bojórquez, Quintana Roo, México. *Carib. J. Sci.* 28:(3-4): 126-136
- Sheppard C.R.C, 1995. Biological communities of tropical oceans. En: Nierenberg W.A. Ed. *Encyclopedia of Environmental Biology* Vol. 1, Academic Press, San Diego. pp. 277-289.
- Steinberg P.D, R. de Nys, S. Kjelleberg, 2002. Chemical cues for surface colonization. *Journal of Chemical Ecology*, 28:(10).
- Yokoya, N., E. Plastino, M. Braga, M. Fujii, M. Cordeiro-Marino, V. Eston y J. Harari, 1999. Temporal and spatial variations in the structure of macroalgal communities associated with mangrove trees of Ilha do Cardoso, São Paulo state, Brazil. *Revta Brasil. Bot., São Paulo*, 22:(2)195-204.

# Pautas de manejo para impactos ambientales en pastos marinos

O. Compeán-García<sup>1</sup>, E. Rivera-Arriaga<sup>2</sup>, G.J. Villalobos Zapata<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Químico Biológicas-UAC

<sup>2</sup>Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México-UAC

Es una necesidad imperante reconocer a los pastos marinos como ecosistemas prioritarios para la sustentabilidad de los mares. Esto ha sido reconocido a nivel mundial por instituciones como The Nature Conservancy y el World Resources Institute, además del reporte “*Endangered Ecosystems of the United States: A Preliminary Assessment of Loss and Degradation*” (Noss, LaRoe, y Scott, 2002), que hace una evaluación del estado de los pastos marinos considerando el mantenimiento de su biodiversidad y de las funciones de los ecosistemas en los Estados Unidos. Este reporte señala el siguiente panorama:

- El 90 por ciento de vegetación acuática sumergida (pastos marinos y angiospermas de agua dulce) se ha perdido (de 250,000 a 25,000 ha) en la Bahía de Chesapeake (Stevenson y Confer 1978; Orth *et al.*, 1991).
- Entre el 25-50 por ciento de las comunidades estuarias (marismas, humedales salobres, pastos marinos, vegetación intersticial) se ha perdido en Louisiana; donde al menos el 25 por ciento era vegetación pionera del delta (Smith, 1993).
- Cerca del 50 por ciento ha tenido alteración de la línea costera del Mississippi debido a la construcción de una pared de protección y de un sistema de restauración de playas (Meyer-Arendt, 1991).

- Se ha perdido el 33 por ciento de los pastos marinos que existían en Florida antes de la Segunda Guerra Mundial (Holtz, 1986a).

- Se han perdido el 75 por ciento de los pastos marinos en Tampa Bay, Florida (Lewis, 1985).

- Noventa y tres por ciento de los pastos marinos de Galveston Bay, Texas se han perdido (Lewis, 1985) y entre el 85-98 por ciento se encuentran en peligro.

De acuerdo con el Atlas Mundial de Pastos Marinos (PNUMA-CMCM, 2003) los pastos cubren mundialmente 177 mil kilómetros cuadrados, y calcula que en los últimos 10 años se ha perdido hasta un 15 por ciento de su área. Por esto mismo, el programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) lanzó una alerta internacional sobre el riesgo de extinción de los pastos ya que pone en peligro la estabilidad ecológica de las costas y mares.

Los pastos marinos son sistemas que por su ubicación cerca de las costas, se encuentran expuestos a numerosos impactos que pueden alterar sus procesos ecológicos y evolutivos. Impactos tales como perturbaciones naturales, alteración de regímenes hídricos, ciclo de nutrientes e interacciones abióticas, grado de resiliencia de la comunidad y su capacidad de adaptarse y responder a los cambios ambientales en el largo y corto plazos, de ma-

nera que se pueda mantener el potencial evolutivo y de desarrollo de los seres vivos de este hábitat.

Esos impactos requieren iniciativas que aborden programas de manejo que consideren medidas para su conservación. Sin embargo, a pesar de numerosos trabajos en Europa y Australia, no hay muchas referencias sobre el manejo de pastos marinos para el Golfo de México salvo en casos puntuales en Texas y Florida y éstos totalmente orientados a la replantación. Ante este panorama, es necesario que se desarrollen pautas de manejo que orienten al desarrollo de pautas de manejo para los pastos marinos.

Las pautas de manejo deben considerar siempre estos componentes: **1.** Procesos ecológicos y composición del ecosistema; **2.** Estructura de la comunidad; **3.** Funciones del ecosistema y su relación con actividades productivas; y **4.** Factores económicos y sociales que impacten a la comunidad de pastos marinos.

En la práctica, las pautas para el manejo de ecosistemas costeros y marinos requieren de un enfoque orientador para valorar los procesos ecológicos y registrar cómo éstos son afectados por actividades humanas a través de causa/efecto y todas las posibles interconexiones con los demás ecosistemas.

Una de las metas principales de estas pautas de manejo debe ser proporcionar una guía para determinar las políticas de gestión adecuadas para preservar la integridad ecológica del ecosistema, garantizando que sus funciones ecológicas no disminuyan ni sean alteradas de forma irreversible. Además, las pautas deberán considerar la evaluación de los posibles disturbios que puedan llegar a interferir con dichos procesos ecológicos y que a su vez alteren el equilibrio de los ecosistemas con los que interactúa y proponer acciones preventivas y en su caso, de remediación.

## Pastos marinos como recurso natural y como hábitat

A nivel mundial, las comunidades de pastos marinos se desarrollan en aguas someras costeras de latitudes tropicales y templadas (Phillips, 1960; den Hartog, 1970; Zieman, 1987); aunque la mayor riqueza se encuentra en zonas tropicales. Generalmente se encuentran formando parte importante de ambientes estuarinos y pueden habitar todo tipo de substratos, desde lodo hasta roca, aunque la mayoría de las especies se presentan en substratos blandos. A pesar de que son de amplia distribución, actualmente sigue siendo relativamente poco lo que se conoce acerca de su distribución, biología y ecología en el Golfo de México.

Los pastos marinos son plantas acuáticas angiospermas que tienen hojas y un sistema subterráneo de rizomas que generalmente se encuentran orientados en forma horizontal. Se pueden encontrar en aguas marinas costeras y en aguas estuarinas someras con alta transparencia y sin oleaje fuerte. La mayoría de las especies de pastos marinos se localizan en fondos con sedimentos suaves de arcillas o arenas, y tienden a desarrollarse y conformar extensas praderas submarinas de forma continua o en parches.

Además de la producción de semillas, presentan un crecimiento vegetativo, que tiende a ser semejante al de los pastos terrestres, por medio de sus rizomas que hace parecer al parche o pradera de pastos marinos como una estructura migrante.

La floración y la polinización de los pastos marinos se lleva a cabo generalmente bajo el agua. En el caso de algunos géneros las flores son fertilizadas por polen hidrofóbico en la superficie del agua (*i.e. Enhalus acoroides*).

Las semillas son producidas en grandes cantidades y el crecimiento de las praderas de pastos marinos se lleva a cabo por medio del crecimiento vegetativo que involucra la extensión de rizomas y la germinación y desarrollo de los retoños o propágulos. El éxito en su adaptación comprende cuatro puntos básicos para su desarrollo y óptimo funcionamiento: **1.** Adaptación y tolerancia a la salinidad; **2.** Capacidad de crecimiento cuando está completamente sumergido, **3.** Presenta un sistema de anclaje para contrarrestar las acciones de las olas, las corrientes y mareas; y **4.** Capacidad de polinización hidrófila.

La producción primaria de estos ecosistemas alcanza entre 380-1000g C/m<sup>2</sup> año, en aguas costeras (Day *et al.*, 1982; Moore y Wetzel, 1988; Zieman y Zieman, 1989; entre otros). Por esto, han sido descritas como la versión marina de las selvas tropicales lluviosas debido a su complejidad estructural, biodiversidad y productividad (Simstad, 1994). Para el caso del sureste del Golfo de México, Day *et al.* (1982) y Moore y Wetzel (1988) reportaron una productividad estimada de entre 1.80 a 12.7gps/m<sup>2</sup>/día y 1.85 a 2.09gps/m<sup>2</sup>/día, respectivamente.

De la misma manera, los pastos marinos son importantes fijadores de carbono disuelto en el agua. Sólo el 5 por ciento de la producción de los pastos es consumido por los herbívoros y se estima que el 95 por ciento restante se incorpora a la trama trófica por descomposición en forma de detritos (Zieman *et al.*, 1984). Esto se explica parcialmente al considerar la proporción de sus estructuras, ya que del 75 al 90 por ciento de la biomasa total de los pastos corresponde a los rizomas.

Alrededor del mundo existen cerca de doce géneros con cuarenta y ocho especies de pastos marinos. Se localizan en bahías, estuarios y aguas costeras desde la

mitad de la región intermareal (0.3 m) hasta profundidades de 50 a 60 metros, aunque la mayoría de las especies se encuentran en aguas someras. La lista de especies que conforman a la comunidad de pastos marinos alrededor del mundo es la siguiente (Phillips y Meñez, 1988; y [http://www.botany.hawaii.edu/seagrass/spppages/spp\\_zocu.htm](http://www.botany.hawaii.edu/seagrass/spppages/spp_zocu.htm)), y se señalan los géneros y especies encontrados en México:

<b>Reino:</b>	<b>PLANTAE</b>
División	Anthophyta
Clase	Monocotyledoneae
Orden	Helobiae

### Familia Potamogetonaceae

- *Zostera asiatica* Miki
- *Zostera caespitosa* Miki
- *Zostera caulescens* Miki
- *Zostera marina* Linnaeus (México: Pacífico y Mar de Cortés)
- *Zostera capensis* Setchell
- *Zostera capricorni* Ascherson
- *Zostera japonica* Ascherson y Graebner
- *Zostera mucronata* den Hartog
- *Zostera muelleri* Irmisch ex Ascherson
- *Zostera noltii* Hornemann
- *Phyllospadix iwatensis* Makino
- *Phyllospadix japonicus* Makino
- *Phyllospadix scouleri* Hooker (México: Pacífico)
- *Phyllospadix serrulatus* Ruprecht ex Ascherson
- *Phyllospadix torreyi* S. Watson (México: Pacífico)



- *Heterozostera tasmanica* (Martens ex Ascherson) den Hartog
- *Posidonia angustifolia* Cambridge y Kuo
- *Posidonia australis* Hooker
- *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile
- *Posidonia ostenfeldii* den Hartog
- *Posidonia sinuosa* Cambridge y Kuo
- *Halodule pinifolia* (Miki) den Hartog
- *Halodule uninervis* (Forsskal) Ascherson
- *Halodule wrightii* Ascherson (México: Mar de Cortés, aunque es una especie común en el Pacífico y Golfo de México)
- *Cymodocea angustata* Ostenfeld
- *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson
- *Cymodocea rotundata* Ehrenberg y Heinrich ex Ascherson
- *Cymodocea serrulata* (R. Brown) Ascherson y Magnus
- *Ruppia maritima* (México: en el Mar de Cortes y Pacífico es una especie común)
- *Syringodium filiforme* Kutzing (Golfo de México)
- *Syringodium isoetifolium* (Ascherson) Dandy
- *Thalassodendron ciliatum* (Forsskal) den Hartog

En el caso del sureste del Golfo de México, en específico la comunidad de pastos marinos de la Laguna de Términos, ha sido ampliamente estudiada. De acuerdo con Hornelas (1975), Day *et al.*, 1982, Yáñez-Arancibia y Day (1982, 1988), Kemp *et al.* (1988), Stevenson *et al.*, (1988), Moore y Wetzel (1988), las especies predominantes en esta región son: *Thalassia testudinum* (pasto de tortuga); junto con otras dos especies que

- *Thalassodendron pachyrhizum* den Hartog
- *Amphibolis antarctica* (Labillardiere) Sonder y Ascherson
- *Amphibolis griffithii* (J.M. Black) den Hartog

### Familia Hydrocaritaceae

- *Enhalus acoroides* (Linnaeus f.) Royle
- *Thalassia hemprichii* (Ehrenberg) Ascherson
- *Thalassia testudinum* Banks ex König (Golfo de México)
- *Halophila baillonis* Ascherson
- *Halophila beccarii* Ascherson
- *Halophila decipiens* Ostenfeld (var. pubescens) (Golfo de México)
- *Halophila engelmannii* Ascherson (Golfo de México)
- *Halophila hawaiiiana* Doty y Stone
- *Halophila johnsonii* Eiseman
- *Halophila minor* (Zollinger) den Hartog
- *Halophila ovalis* (R. Brown) Hooker
- *Halophila spinulosa* (R. Brown) Ascherson
- *Halophila stipulacea* (Forsskal) Ascherson
- *Halophila tricostata* Greenway

se presentan de manera ocasional: *Halodule wrightii* (Aschers) (pasto de banco de peces), y *Syringodium filiforme* (Kutz) (pasto de manatí). También se registra *Ruppia maritima*, pero por su mejor desarrollo en aguas salobres y dulces no es considerada como un verdadero pasto marino

A continuación y como un caso de referencia para los gestores costeros, se describen las especies reporta-

das para la Laguna de Términos, sureste del Golfo de México:

*Thalassia testudinum*. Pertenece a la familia Hydrocharitaceae, subfamilia Thalassioideae (den Hartog, 1970; Moore y Wetzel, 1988 y NOAA.csc, 2001) (Figura 1). Es la especie dominante de los pastos marinos en el sur del Golfo de México. Se caracteriza por alcanzar una altura de hasta 50cm ó más y sus hojas pueden tener un ancho de 5 a 12mm. Presenta rizomas gruesos y escamosos. De hojas planas y anchas con extremos redondeados. Su periodo de floración es irregular aunque puede ser abundante y el patrón de temperaturas influye en la periodicidad con la que se puedan reproducir. En el caso del Golfo de México, su mejor desarrollo se registra en temperaturas de 20 a 30°C y salinidades entre 20 y 40 UPS, entre 0.5 y 1.5m de profundidad, en aguas submareales, desde la zona de baja mar hasta los 10 de profundidad, con casos aislados donde se han registrado ejemplares hasta en 30m de profundidad con aguas de alta transparencia y tranquilas (NOAA-CSC, 2001). Se distribuyen mejor en sustratos limosos.

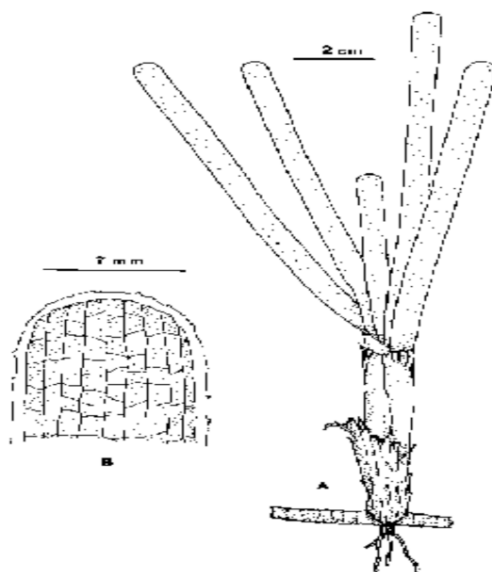


Figura 1. *Thalassia testudinum*. Tomado de: Phillips, R. C. and E. Meñez, 1988. Seagrasses, Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, No. 34.

*Halodule wrightii*. Pertenece a la familia Potamogetonaceae, subfamilia Cymodoceoideae (den Hartog, 1970 (figura 2)). Planta de hojas delgadas con extremo truncado y bidentado. Altura entre 3.5 a 32cm y un ancho de 0.3 a 2.2mm. Se caracteriza por tener rizomas con conjuntos de 2 a 5 raíces y un tallo corto y erecto en cada uno de los nodos. Las hojas se agrupan desde un nodo distinto sobre el rizoma. Con dos a cinco raíces y un y un tallo o vástago frondoso emerge de cada nodo. Las raíces no están bifurcadas. La propagación de esta planta es rápida y por sus características puede colonizar localidades que no sean adecuadas para otras especies. Se le localiza en aguas intermareales y submareales, de 2 a 12m de profundidad, sobre sustratos arenosos y limosos tanto en localidades protegidas como expuestas. También crece sobre arrecifes coralinos y en esteros y ensenadas de pantanos de manglar.

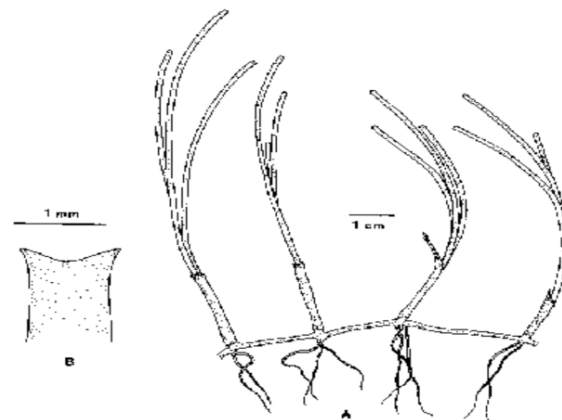


Figura 2. *Halodule wrightii*. Tomado de: Phillips, R. C. and E. Meñez, 1988. Seagrasses, Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, No. 34.

*Siringodium filiforme*. Pertenece a la familia Potamogetonaceae, subfamilia Cymodoceoideae (den Hartog, 1970) (figura 3). Presenta rizomas con 2 a 4 raíces y un tallo corto y recto con 2 ó 3 hojas en cada nodo. Las hojas tienen venas pericentrales. Las hojas presentan una

forma cilíndrica de entre 10 y 30cm. y entre 0.8 a 2mm de ancho. Se le encuentra con frecuencia mezclada con camas de *Thalassia*, aunque se ha reportado creciendo solitaria en profundidades de hasta 18 m (NOAA, CNC, 2001). Su presencia se registra en la zona submareal, tienen mayor representatividad entre los 0.5 y 0.75m de profundidad. Wetzel y Moore (1988), reportan la presencia ocasional de esta especie para la región sureste del Golfo de México.

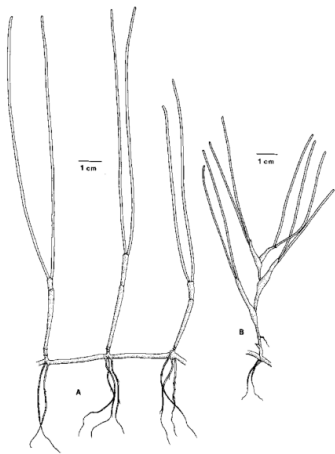


Figura 3. *Siringodium filiforme*. Tomado de : Phillips, R. C. y E. Meñez, 1988. Seagrasses, Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, No. 34.

### Valor de los pastos marinos

Los pastos marinos tienen valor tanto como productor primario que aporta oxígeno y alimento a la trama trófica, como por ser un hábitat para comunidades de algas epífitas y crustáceos, moluscos, peces, reptiles, aves, y mamíferos acuáticos. El valor económico se refleja en las pesquerías costeras, cacería deportiva de aves, además de ser un recurso útil como indicador de la buena calidad del agua.

Virnstein y Morris (1996) calcularon el valor de las funciones ecológicas de los pastos marinos para las pesquerías de la Florida en un billón de dólares anua-

les, esto es, aproximadamente \$30,000.00 dólares por hectárea por año. Esta cifra resalta el valor intrínseco de este ecosistema. Asimismo, los pastos marinos en asociación con las epífitas y procesos naturales de sus sedimentos, reciclan nutrientes cuyo valor económico estimado es de \$19,000.00 USD por hectárea por año (Zieman, 1982; Peterson y Lubchenco, 1997; Constanza, 1997).

Otras funciones que no han tenido estimaciones económicas son: (1) el proporcionar hábitat a algas epífitas que convierten el nitrógeno a formas utilizables para los pastos; (2) ayudar al ciclo de los nutrientes al atrapar, retener y proporcionar el material orgánico a los organismos descomponedores; (3) estabilización de sedimentos en su área de influencia; y (4) amortiguar el oleaje y atenuar la erosión a lo largo de la línea de costa.

### Factores ambientales clave para el manejo de pastos marinos

Las dos principales variables ambientales clave para el desarrollo de los pastos marinos son la salinidad y una transparencia alta. En el puerto de Charlotte, Florida, hubo un fuerte decremento en la cobertura de pastos marinos (30%) entre 1945 y 1982. De acuerdo con Doering y Chamberlain (1998), el decremento en salinidad y penetración de luz fueron los causantes de la disminución en las praderas de pastos en la región. Considerando trabajos anteriores (Phillips, 1960; McMillan y Moseley, 1967; McMillan, 1974; Zimmerman y Livingston, 1976; Zieman, 1982; Zieman y Zieman, 1989; Adair *et al.*, 1994; citados por Doering y Chamberlain, 1998), el rango óptimo de salinidad para el óptimo

desarrollo de los pastos es de entre 20 y 30ppm; el mínimo de tolerancia se reporta como 10ppm, la muerte a las 5ppm y el límite máximo superior en estrés, poco menos de 60ppm.

Asimismo, se ha reportado la presencia de pastos marinos en condiciones adecuadas de transparencia a 30m de profundidad. Sin embargo, las aguas turbias ya sea por afloramiento excesivo de plancton o por exceso de material terrígeno, ocasionan su disminución e incluso la pérdida significativa de pastos.

En ocasiones, la disminución en la abundancia y distribución de las comunidades de pastos marinos están en relación directa con el decremento en la cantidad de luz ocasionada recibida en las hojas por el incremento súbito de fitoplancton, epífitas y macroalgas (Kemp *et al.*, 1988). Dixon (1998) reporta cómo la disminución de luz en la bahía de Tampa en la Florida provocó la pérdida de entre el 46 al 72 por ciento de la cobertura de pastos en un periodo de 50 años (1941 a 1991). Este autor concluye que la abundancia de los pastos marinos declina ante la presencia de un incremento en el nivel de nutrientes en la columna de agua.

De la misma manera Neely (1998) considera que la limitación de luz es crucial en la bahía de Tampa para

la disminución en la abundancia y distribución de *Halodule wrightii*; sin embargo reporta la ausencia de estudios para esta especie con disminuciones de más del 50 por ciento de penetración de luz, ya que generalmente del 10 al 20 por ciento de promedio de penetración de luz es suficiente para que *H. wrightii* mantenga su producción de carbón. Es importante mencionar que esta especie en particular ha demostrado necesitar mayores requerimientos de luz en estudios efectuados en la Laguna Madre y en la Bahía de Florida. De acuerdo con Provancha y Scheidt (1998) entre 1983 y 1996, las especies de pastos marinos presentan una zonación específica asociada con la profundidad (tabla 1):

Aunque existen numerosas evidencias de que la luz es el factor más importante que determina la distribución y la productividad de los pastos marinos (Beal y Schmit, 1998); Dixon (1998), establece que es importante realizar un balance de la producción contra la respiración, el pastoreo/forrajeo y demás estreses o deficiencias de energía. Más aún, para determinar los requerimientos necesarios de luz de los pastos marinos, se debe considerar también la contribución de todos los materiales que reducen la disponibilidad de la planta a la irradiación de luz o PAR (radiación fotosintéticamente activa).

Especie	Profundidad (cm)	Ocurrencia anual (%)
<i>Halodule wrightii</i>	35-65 (más frecuente a 52)	71.9
<i>Rupia maritima</i>	20-70 (más frecuente a 42.7)	23.7
<i>Syringodium filiforme</i>	5-198 (90.3 más frecuente)	9.4
<i>Halophila engelmannii</i>	70-110 (más frecuente a 83)	2.3

Tabla 1. Zonación específica de las especies de pastos marinos para el Golfo de México (Fuente: Provancha y Scheidt, 1998).

Con organismos tan dependientes de la luz como los pastos, es importante considerar los efectos de “sombra” que también impactan a los pastos marinos (Dawes, 1991). Estos efectos son causados principalmente por actividades desarrolladas en las costas (lanchas de buceo, etc.) o bien por infraestructura permanente construida en las costas (muelles, etc.). Beal y Schmit (1998) describen estudios efectuados para determinar el requerimiento mínimo de luz para comunidades de pastos marinos considerando el efecto de sombra de los muelles. Estos autores reportan que en el caso de *H. wrightii* y *S. filiforme*, los requerimientos mínimos de luz es del 15 al 20 por ciento de promedio anual. Considerando que *H. wrightii* es una especie pionera y *S. filiforme* es una especie de clímax, ellas presentan similitudes en el Índice de Saturación de Irradiación. De acuerdo con las conclusiones de Beal y Schmit (1998), las comunidades de pastos tienden a disminuir y hasta a desaparecer cuando están sufriendo el efecto de sombra de estructuras tales como muelles o puentes.

Otro factor clave para el desarrollo de comunidades de pastos es la tolerancia hacia condiciones de competencia por nichos y restricciones nutrientes, pérdida de biomasa, así como los procesos de disturbios y sucesión que se llevan a cabo dentro de estos sistemas (Rose, 1997). Esto debe contemplarse por una parte considerando la productividad primaria que va a variar proporcionalmente con la composición de especies bajo diferentes presiones como bajas cantidades de estos dos factores, la rapidez con la que logran recuperarse y el tipo y características del estrés.

De la misma manera, el factor de la recolonización es factible si las condiciones locales son adecuadas así como la capacidad de dispersión de las especies específicas. Durante este proceso diferentes especies ocupan una

variedad de nichos espacio-temporales representando exclusión competitiva y la promoción de diversas especies; todo como respuesta ante impactos ambientales.

### **Ecosistemas que interactúan con los pastos marinos**

Los ecosistemas de manglar y los arrecifes de coral son dos de los ecosistemas con los cuales están relacionados los pastos marinos. Los manglares crecen en la línea intermareal de las costas tropicales y subtropicales del mundo. Es muy común ver comunidades de manglares y de pastos marinos desarrollándose conjuntamente en las aguas someras cercanas a la costa y contar con la presencia de arrecifes de coral un poco más hacia mar adentro. Estos tres tipos de ecosistemas pueden presentarse de manera aislada, pero numerosos trabajos de investigación han comprobado su íntima interacción cuando coexisten.

Las interacciones entre estos ecosistemas son tanto físicas como biológicas. Los manglares y pastos marinos son importantes para sujetar los sedimentos suaves de los fondos donde crecen, facilitando el desarrollo de arrecifes de coral en áreas donde otrora se tendría un sustrato demasiado lodoso para su crecimiento. Tanto los ecosistemas de manglares como los pastos marinos son considerados como altamente productivos y juegan un papel significativo en el estado de numerosas pesquerías, ya que ambos sistemas sirven de refugio y sitios de crianza para especies comercialmente importantes.

Por otra parte, los corales y manglares cumplen con una función de protección a las comunidades costeras estabilizando los sedimentos y disminuyendo el impacto del oleaje, previniendo la erosión de la línea de costa. Asimismo, los corales tienen una acción de amortiguamiento que le ayuda a minimizar la erosión de los sedimentos

suaves que requieren tanto los manglares como los pastos marinos para desarrollarse.

### **Impactos para los pastos marinos**

La importancia ecológica y económica de las comunidades de pastos marinos es más que evidente cuando se enumeran las diferentes funciones y servicios ecológicos que desempeñan en las aguas costeras. Es por esto que como parte de las pautas de manejo se deben identificar todas aquellas posibles causas que impacten o amenacen a las comunidades de pastos dañando su estructura, alterando su crecimiento, o eliminándolas para siempre.

Los impactos pueden ser a dos niveles: a nivel de las hojas y tallos, con una recuperación viable (de días hasta años), o a nivel de los rizomas, cuyo daño puede hacer inviable la recuperación de los pastos al reducir la capacidad de los pastos para producir nuevas hojas y tallos (Zieman *et al*; 1984).

Las presiones a las comunidades de pastos marinos provienen tanto de eventos naturales (físicos y biológicos) como antropogénicos (químicos y físicos), siendo normalmente estos últimos los más dañinos porque normalmente son crónicos y su cantidad va en aumento, mientras que, los impactos naturales suelen ser eventuales, tales como: **a)** exceso de agua dulce por tormentas y lluvias; **b)** exceso de terrígenos en las masas de agua al aumentar la erosión terrestre; **c)** exceso de nutrientes y consecuente explosión microalgas y fitoplancton; **d)** enfermedades propias de los pastos, **e)** desechos municipales dragado, **f)** canalización, arrastre de artes de pesca, **g)** saturación de la capacidad de carga del ecosistema de pastos; **h)** alteración química del ambiente tales como descarga de aguas industriales sin tratamiento previo, **i)** contaminación por hidrocarburos, pesticidas y fertilizantes,

pinturas anti-incrustantes, entre otros.

El estrés sobre las comunidades de pastos marinos pueda provocar disminución de la luz y la salinidad; lo que a la par resulta en la alteración física o pérdida de los pastos, así como el aumento en la magnitud y dimensión de los efectos de enfermedades oportunistas sobre ellos al existir comunidades debilitadas.

### **Impactos Naturales**

#### ***Factores Físicos (lluvias excesivas, tormentas y huracanes)***

Las épocas de lluvias con exceso de precipitación, fuera del promedio de cada localidad están ligadas a cambios en el microclima o bien procesos globales tales como el fenómeno del Niño y el cambio climático mundial. Esto determina que en zonas costeras someras, el efecto del excedente de agua dulce pueda inducir la disminución de la salinidad en las aguas de pastos marinos, y dependiendo de la permanencia y magnitud del evento, el efecto sobre los pastos sea puntual y de baja magnitud o puntual de alta magnitud. Cuando suceden este tipo de eventos, los pastos llegan a su límite máximo de tolerancia pero se recuperan rápidamente.

En el caso de tormentas y huracanes, al efecto de disminución de la salinidad de sus aguas se agrega el efecto físico de destrucción provocado por el efecto del oleaje de tormenta y la remoción misma de las plantas y los sedimentos, así como enterramiento de los pastos por el paso del huracán; entonces las comunidades se recuperan en el mediano plazo.

#### ***Enfermedades***

Como todo ser viviente, los pastos están expuestos a sufrir enfermedades, cuya magnitud puede ser tolerable para los pastos sanos pero también puede tener efectos de epidemia

si incide en comunidades de pastos marinos estresados o debilitados. La literatura reporta en la década de los treinta la enfermedad conocida como “enfermedad del agotamiento” provocada por un hongo (*Labryrinthula*) sobre *Zostera marina*, que eliminó al 90 por ciento de su población de los litorales de Canadá y Carolina del Norte y posteriormente eliminó a poblaciones de Europa (Rasmussen, 1977).

Los impactos biológicos y económicos fueron de gran importancia, debido a que *Zostera* es el alimento básico de patos y gansos silvestres, alimento y hábitat para peces jóvenes, reflejándose en la industria pesquera del sudeste de Norteamérica, que sufrió pérdidas de más del 50 por ciento y comenzó a recuperarse cinco años después, con el reestablecimiento de este pasto. El debilitamiento de *Zostera* provocado por *Labrynthula* fue aprovechado por otro hongo, un invasor secundario (*Ophiobolus maritimus*), tomando ventaja de las hojas dañadas y favoreciendo la pérdida de este pasto de una manera más rápida. Mientras que Dawes (1991) reporta que el hongo *Lindra thalassia*, causa grandes daños a los pastos de tortuga (*T. testudinum*).

### **Fauna**

Al ser una fuente de alimento y hábitat de crianza y protección, los animales acuáticos que los utilizan también llegan a provocar una alteración física a las praderas pastos marinos. Esta situación puede incrementar la susceptibilidad de los pastos a ser aplastados, rotos y con ello promover una erosión localizada (NOAA-CSC, 2001).

De la misma manera, los herbívoros marinos pueden sobre-pastorear y disminuir considerablemente la cobertura de los pastos marinos. Sin embargo, si por alguna razón el depredador común de ese herbívoro desapareciera o viera disminuida su población, se pondría en peligro su propio equilibrio y supervivencia.

### **Impactos antropogénicos**

Los pastos marinos constituyen un hábitat frágil y muy vulnerable ante cualquier impacto proveniente de las actividades de origen antropogénico, como la contaminación de aguas costeras por fuentes terrestres puntuales y no puntuales tales como los desechos municipales, industriales crónicos y accidentales; escurrimientos y/o filtraciones al acuífero; incremento en el arrastre de sedimentos; residuos de plaguicidas y fertilizantes agrícolas y de acuicultura; derrames accidentales o crónicos en instalaciones portuarias y marinas; desarrollo de asentamientos y vías de comunicación pavimentadas con escurrimientos de hidrocarburos; entre otros.

Las actividades costeras impactan por tres posibles vías: **1.** El aumento de turbidez en la columna de agua; **2.** El efecto directo de los residuos a los pastos marinos; y **3.** La inducción de elementos que generan un exceso de nutrientes y que en casos extremos o crónicos producen eutrofización y la explosión de algas suspendidas y fitoplancton, disminuyendo significativamente la luz y por consiguiente la fotosíntesis en los pastos, con lo que quedan inhabilitados para crecer y sobrevivir. Esto genera una acelerada descomposición vegetal que a su vez agota el oxígeno disuelto en la columna de agua repercutiendo en la fauna dependiente de esa área de pastos marinos.

El dragado es otra actividad que puede afectar las áreas de pastos marinos ya que aumenta la turbidez en la columna de agua y puede provocar el enterramiento de los pastos. De la misma manera, las actividades recreativas como buceo masivo y los recorridos de lanchas en áreas someras, resultan en impactos para los pastos ya que éstos son pisoteados o arrancados por turistas inexpertos. Este impacto afecta de diversas maneras a los pastos donde sean afectadas sólo zonas discontinuas dentro de la misma pradera, hasta la inducción de la fragmenta-

ción de la misma comunidad de pastos marinos afectando inclusive a la fauna asociada. Estas situaciones ponen en riesgo a los pastos marinos con relación a los procesos de erosión (Sargent *et al.*, 1995).

Por otro lado, las modificaciones que el hombre ha efectuado a las descargas de agua dulce en estuarios, ríos y tributarios mediante la canalización, construcción de presas, la desecación o el divertimiento de ramales de ríos, han ocasionado a largo plazo problemas con el aporte de agua dulce a las zonas costeras. Las modificaciones que se hacen a estas descargas de agua dulce ocasionan impactos importantes en ecosistemas salobres y marinos, en específico en los pastos marinos.

La alta sensibilidad de los pastos marinos a los cambios en su medio los han colocado en la categoría de excelentes indicadores del estado de salud de un estuario debido a su alta sensibilidad (Tomasko *et al.*, 1998, citado por Doering y Chamberlain, 1998). Tomasko *et al.* (1998), han revisado otros problemas importantes asociados a la salinidad tales como los desechos de las plantas desalinizadoras en las Bermudas; las descargas de agua dulce subterránea ocasionadas por la erosión de la línea de costa (como en el Caribe mexicano) o por la descarga de aguas dulces provenientes de las termoeléctricas o industrias situadas en las zonas costeras como en el caso del Mar Rojo.

Los pastos marinos han recurrido a diferentes estrategias para adaptarse a cambios drásticos de salinidad. Por ejemplo *T. testudinum* presenta una capa de células especializadas en las hojas que le permiten tolerar el estrés por salinidad. Estudios efectuados en Florida en cuatro especies de pastos marinos demostraron que *T. testudinum*, *H. wrightii* y *Halophila engelmannii* continuaban creciendo con salinidades superiores a las 60 ppm; mientras que *S. filiforme* demostró la menor tolerancia a la

salinidad y detuvo su crecimiento cuando se le expuso a salinidades mayores de 45 ppm (McMillan y Moseley, 1967, citado por Tomasako *et al.*, 1998).

A pesar de la tolerancia de las especies de pastos marinos a los cambios drásticos en la salinidad, el peor escenario que se pudiera presentar es el de las descargas directas de las industrias o de plantas desalinizadoras sin tratamiento previo a las aguas costeras. Lamentablemente este escenario es muy común en las costas de América Latina y el Caribe. Es importante tener el registro de la comunidad de pastos antes del impacto y poder comparar después los efectos que la pluma de descarga haya ocasionado para poder determinar las medidas y acciones que se deberán implementar para la conservación de esta comunidad.

Es innegable que la salud de las comunidades de pastos marinos está íntimamente ligada con la calidad del agua en las costas. Numerosos intentos efectuados para restaurar a las comunidades de pastos dañadas por medio de transplantar, han fracasado. Experiencias adquiridas en Estados Unidos, Australia y Cuba confirman el hecho de que a pesar de contar con las condiciones ambientales adecuadas de sedimentos, salinidad adecuada y suficiente cantidad y calidad de luz, las acciones efectuadas para replantar, restaurar y mitigar los daños ocasionados a las comunidades de pastos marinos no han sido muy exitosas. Virnstein y Morris (1998) consideraron que es vital restaurar primero las condiciones históricas de calidad de agua para que a su vez las comunidades de pastos también recuperen su distribución histórica.

### Pautas de manejo para pastos marinos

El manejo de los pastos marinos debe considerar tres ejes: **1.** Composición del ecosistema; **2.** Estructura de la



comunidad; y **3. Funciones del ecosistema.** El manejo de los pastos marinos deberá enfocarse en México hacia la protección de este hábitat crítico.

La protección a los pastos marinos en América Latina es un reto ya que a los cambios en la estructura y funcionamiento del recurso se deben agregar las externalidades que impactan a su ambiente, y que son difíciles de cuantificar específicamente. Por lo que el manejo de estas comunidades debe considerar cuatro etapas: La primera etapa requiere de la localización y mapeo de las praderas de pastos marinos a través de fotografía aérea, con análisis de imágenes de radar y trabajo de campo. Como segundo paso desarrollar una línea de base de datos de diversidad, estructura, función y de fuentes de impacto de los mismos. En una tercera etapa se debe identificar y diferenciar los diferentes estados de salud o vigor de las praderas de pastos marinos. En una cuarta etapa se deberán monitorear tanto los pastos como las fuentes de impacto y paralelamente promover una normatividad de protección más específica.

Al momento de diseñar un programa de manejo para las comunidades de pastos marinos, siempre es necesario reconocer que los impactos a los pastos se manifiestan a través del cambio, deterioro o pérdida tanto de su estructura, así como a la alteración de los procesos ecológicos de los mismos. Es por esto que se debe atender a la comunidad como un sistema abierto cuando se pretende hacer un manejo adecuado del mismo ya que existen siempre efectos directos e indirectos y éstos usualmente se manifiestan a través de procesos ecológicos.

### **Indicadores ambientales para comunidades de pastos marinos**

Los indicadores para detectar la salud e integridad de las comunidades de pastos así como cambios sociales y eco-

nómicos sufridos por las comunidades humanas aledañas a las praderas de pastos marinos y cuyas actividades afecten de algún modo a estos ecosistemas, pueden ser cuantitativos y cualitativos. Virnstein y Morris (1999) determinan cuatro niveles de indicadores: (1) cuantitativos, (2) cualitativos a través del tiempo; (3) a través de mapeo por SIGs y (4) distribución por batimetría comparada.

Los indicadores cuantitativos a su vez pueden ser:

- **Indicadores de Potencialidad.** Se refieren a la alta o baja posibilidad de que se encuentren pastos marinos dadas las características ambientales de la localidad.
- **Indicadores Históricos.** Describen la localización, distribución y extensión de comunidades de pastos a través del tiempo.
- **Indicadores de Salud.** Determinan el grado de bienestar que tiene el ecosistema de pastos mediante la medición de la densidad, diversidad de las comunidades, la densidad, diversidad y productividad de la fauna asociada.
- **Indicadores Físicos.** Consideran factores como el tipo de sedimento y su estabilidad, dinámica de olas, descarga de aguas dulces, etc.
- **Indicadores Socioeconómicos.** Toman en cuenta las actividades antropogénicas que se presentan en una localidad como dragado, disposición final de desechos, zonas de pesca con redes de arrastre y anclaje, construcción de infraestructuras que den sombra como puentes, muelles, etc.
- **Indicadores cualitativos.** Este tipo de indicadores son los que consideran densidad, diversidad y productividad de la comunidad de pastos, al mismo tiempo que toman en cuenta la densidad y diversidad animal (Virnstein y Morris, 1999). A partir de estos indicadores, se podrán determinar el estado actual de los pastos, su interrelación con otros sistemas, así como las pautas de

manejo para determinar su protección y preservación integral de la biodiversidad aledaña y el estado de sucesión vegetativa en que se encuentre la comunidad, ya que de esto dependerá el tiempo que tarde para recuperarse en el caso de sufrir un impacto fuerte.

El desarrollo de estos indicadores es muy importante para poder establecer los alcances de cualquier actividad o proyecto planeado en área de pastos marinos. De esta manera las acciones de manejo como el otorgar permisos para desarrollar actividades que puedan impactarlos tendrán mayor sustento. Algunas de las actividades a considerar son: pesquerías de arrastre, construcción de muelles, descargas por emisores submarinos, etc. Incluso se sugiere que se desarrollen indicadores económicos basados en sus funciones ecológicas, tales como: control de la erosión; productividad primaria; servicios como sustrato; servicios como hábitat crítico de especies comercialmente importantes, etc.

De acuerdo con Virnstein y Morris (1998), debido a la alta sensibilidad de los pastos marinos a la alteración en la calidad de agua, pueden ser tomados como indicadores de impactos debido a que presentan características de alta sensibilidad a la calidad del agua; pueden integrar las condiciones de calidad de agua en el tiempo (de horas a años); cuentan con gran cantidad de flora y fauna asociadas; se pueden analizar y monitorear segmentos específicos a través de métodos de sensoramiento remoto; y los cambios sufridos a pequeña escala en densidad, composición de especies y máxima profundidad pueden ser fácilmente monitoreados.

Al manejar comunidades de pastos se deben considerar que los impactos sobre el ecosistema varían con el tipo de proyecto o actividad y con la estructura y composición de la comunidad misma. Se considera que los ecosistemas también pueden estar degradados cuando a pesar

del impacto, estos permanecen pero su composición, estructura o funciones se han alterado gravemente. Es por esto que se deberán considerar dos visiones para cotejar ambos tipos de impactos, la del proyecto y su efecto en la comunidad y la de la integridad funcional y estructural de la comunidad misma.

Para evaluar el impacto que pueda ocasionar el proyecto habrá que identificar las actividades antropogénicas responsables de la alteración de los pastos marinos como lo son:

- a)** Pesca con red de arrastre
- b)** Anclaje de embarcaciones
- c)** Efecto de sombra por embarcaciones o por construcción de muelles
- d)** Efecto de la propela de las embarcaciones
- e)** Dragado
- f)** Alteración de la transparencia en la columna de agua por arrastre de sedimentos provenientes de actividades en tierras bajas (minería, tala, agricultura, avicultura, etc.)
- g)** Descarga de aguas residuales
- h)** Actividades turísticas y recreativas

Además, es importante tener en cuenta:

- Verificar la pertinencia del proyecto o actividad a desarrollar de acuerdo con el ordenamiento ecológico y territorial; planes de manejo; regulaciones legales y jurídicas, municipales, estatales y federales
- Establecer indicadores para el otorgamiento de permisos de la actividad a desarrollar en comunidades de pastos marinos
- Desarrollar pautas de manejo específicas para cada actividad en zonas de pastos marinos; tales como producción de energía (termoeléctricas, petróleo y gas natural),

minería (desarrollo, procesamiento, manejo, transporte y uso), pesquerías y turismo

- Efectuar un análisis de costo beneficio sobre la modificación o inclusive la desaparición de la comunidad de pastos marinos
- Desarrollo de políticas de conservación, protección y restauración de los pastos marinos

Para evaluar el estado de la comunidad de pastos marinos se recomienda que se consideren los efectos adversos que pudieran presentarse en los siguientes puntos:

- Hábitats Críticos relacionados con pastos marinos.
- Patrones y Conectividad de los diferentes parches de pastos marinos presentes en la localidad
- Patrones de disturbios naturales para pastos marinos
- Complejidad estructural de la comunidad
- Patrones hidrológicos
- Ciclo de nutrientes
- Funciones ecológicas
- Interacciones bióticas
- Dinámica de poblaciones asociadas a los pastos marinos
- Diversidad genética
- Evaluación de las pérdidas de áreas de pastos marinos

### **Manejo de las comunidades de pastos marinos**

La identificación de los problemas principales y el área de influencia en las comunidades aledañas a los pastos

ayudará a delimitar la zona a manejar y poder identificar las causas y consecuencias de cada problema, así como las oportunidades para implementar las acciones necesarias para solucionarlos y conservar la integridad ecológica de estas comunidades. Asimismo, es necesario determinar las tendencias, procesos y factores –tanto antropogénicos como naturales- que han estado afectando a los pastos marinos en la zona elegida hasta ese día.

El plan de manejo deberá considerar tres componentes principales:

1. Investigación biológica y ecológica; el cual es básico para poder dar respuestas específicas de manejo para las condiciones específicas a las que se enfrenta cada comunidad de pastos. Esta información ayudará a tomar decisiones informadas y georeferenciadas de los parches de pastos marinos, tanto para efectos de monitoreo, como para ser utilizados en un sistema de información geográfica para su ordenamiento. En este componente la creación de un banco de datos es imprescindible para el manejo.
2. El desarrollo e implementación de políticas y un marco regulatorio específico para los pastos marinos incidirán directamente en las actividades y proyectos que se desarrollen y afecten directa o indirectamente a las comunidades de pastos marinos, considerando el diseño de herramientas de comando-control que ayuden a su conservación, mitigación y remediación.
3. La educación ambiental es necesaria para fomentar los sentimientos de apoderamiento ecológico en los usuarios de las áreas donde se encuentran los pastos marinos, aportando información, orientación y de modificaciones de patrones conductuales que contribuyan a cuidar este ecosistema. Parte de este componente podría auxiliar en la vigilancia en el cumplimiento del plan y el monitoreo de la salud de los pastos.

Considerando que las actividades que se desarrollan en la zona costera son de carácter multisectorial, es importante tener la participación coordinada de cada una de las entidades gubernamentales y privadas involucradas en la zona costero-marina y cuyas políticas y acciones tengan algún impacto en los pastos. De esta manera, el plan de manejo deberá contar con un objetivo claro que permita abordar alguno de los siguientes puntos: (a) degradación de los pastos marinos, y/o cambios en la composición de especies; (b) coordinación intersecretarial y entre los tres niveles de gobierno; (c) la insuficiencia de contar únicamente con síntesis de datos y planes de monitoreo para la toma de decisiones de manejo, ya que necesitan estar enfocadas a las necesidades y contexto particular de cada sitio; (d) considerar que el sólo informar al público no es suficiente, es necesario que éste tome conciencia y cambie su percepción y conducta hacia los pastos marinos.

Cada uno de los puntos anteriores deberá centrarse en tres ejes rectores:

**1. Eje Regulatorio.** Para un manejo efectivo de las comunidades de pastos marinos deberán incluir la mantención o mejora de la calidad del agua costera y de la de los aportes fluviales y lagunares; así como la coordinación y el reforzamiento de las directrices y procedimientos de la conservación o mitigación. Asimismo, se deberá promover una política para el establecimiento de las comunidades de pastos marinos como zonas de uso exclusivo de vida marina. De la misma manera, es importante establecer los rangos adecuados de los parámetros físicos y químicos (vistos arriba) para determinar las medidas de protección a tomar para la conservación de los pastos marinos.

**2. Gobernanza/gobernabilidad de la cuenca hidrológica y aportes de escorrentías a la zona costera.**

Se recomienda establecer planes de manejo de las cuencas hidrológicas para mantener la calidad del agua dulce y costero-marina, en los cuales se promuevan medidas dentro de un marco regulatorio para una adecuada gestión. Las medidas buscarán implementar acciones para minimizar los aportes de sedimentos, agroquímicos, hidrocarburos y agentes bacteriológicos que puedan perturbar los organismos de la comunidad de pastos marinos. En este sentido es importante que México también desarrolle regulaciones ambientales específicas a los pastos marinos, así como guías para actividades dentro de áreas de pastos marinos, haciendo énfasis en: (a) prevención de los impactos directos e indirectos, (b) conservación y técnicas exitosas de restauración, mitigación y/o conservación de sitios alternativos, (c) lineamientos para la navegación, el dragado y la construcción de obras e infraestructura costera, (d) investigación, adquisición de datos y monitoreo, y (e) evaluación.

**3. Políticas educativas.** El desarrollo de políticas que perneen en estrategias para cambiar la percepción del público sobre la utilidad de los pastos marinos en la permanencia de las pesquerías locales y la salud de ecosistemas aledaños, deberá resultar en acciones como el diseño e implementación de un plan de educación ambiental que considere la creación de un banco de datos e información para que el público conozca los beneficios que se obtienen a través de comunidades de pastos saludables y también de los problemas que se generan cuando estas comunidades cambian o desaparecen. El objetivo principal será crear una conciencia a partir del cambio de

actitudes y por ende de conductas no adecuadas y que adquieran habilidades y capacidades par conservar y restaurar los pastos marinos.

Para que todas estas acciones tengan éxito, es necesario contar con financiamiento adecuado, además de la participación de todas las direcciones y secretarías estatales y federales, que tengan jurisdicción tanto con respecto a los ecosistemas de pastos marinos y a su manejo, como a la regulación de las actividades que se desarrollen en el ecosistema. Asimismo, es imprescindible que una de ellas se responsabilice de la implementación y monitoreo del plan de manejo que se pretenda desarrollar.

### Conclusiones y Recomendaciones

1. La evidente pérdida de los parches de pastos en el mundo deberá alertar a que se desarrollen programas de manejo tendientes a frenar el deterioro e implementar acciones para su protección
2. Las comunidades de pastos marinos son sensibles a cambios en el patrón de transporte de sedimentos, transparencia y salinidad, por lo que las acciones de manejo coordinadas con los sectores cuyas actividades se realicen en zonas de pastos, deberán desarrollar mecanismos para minimizar o bien evitar daños a estas comunidades.
3. La calidad de las aguas costeras es un factor crítico para la preservación de los parches de pastos marinos y su fauna asociada, por lo que se recomienda diseñar estrategias que sigan los preceptos del Programa de Acción Global de la UNESCO para prevenir y/o minimizar daños
4. La salud e integralidad de los ecosistemas costeros se ve minada con la pérdida de los pastos marinos, por lo

que deben ser consideradas dentro del sistema de áreas naturales protegidas para asegurar su conservación, prevenir su deterioro y promover su restauración según sea el caso.

5. El manejo de pastos debe ser adaptativo, permitiendo la flexibilidad y maximizando el manejo potencial económico de estos sistemas costeros por parte de todos los sectores que obtienen beneficios de ellos.

## Literatura citada

- Adair, S.E., J.L. Moore, y C.P. Onuf, 1994. Distribution and status of submerged vegetation in estuaries of the upper Texas coast. *Wetlands* 14 (2): 110-121.
- Beal, J.L. y B.S. Schmit, 1998. The Effects of Dock Height on Light Irradiance (PAR) and Seagrass (*Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*) Cover. Chapter 4: 49-63. In: S.A. Bortone (ed.) Seagrasses, Monitoring, Ecology, Physiology, and Management, CRC Press, Washington, DC, US, 318 p.
- Constanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Haeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt, 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*. Volume 373: 253-260 pp.
- Day, Jr. J.W. y A. Yáñez-Arancibia, 1982. Coastal lagoons and estuaries ecosystem approach. *Ciencia Interamericana*, OEA, Washington, Vol. Esp. *Ciencias del Mar*, 22 (1-2): 11-26.
- Dawes, C.J. 1991. On the mariculture of Florida seaweed. Florida Sea Grant prog. Rept. 5, University of Florida, Gainesville.
- Dixon, L.K., 1998. Establishing Light Requirements for the Seagrass *Thalassia testudinum*: An example from Tampa Bay, Florida. Chapter 2: 9-31. In: S.A. Bortone (ed.) Seagrasses, Monitoring, Ecology, Physiology, and Management, CRC Press, Washington, DC, US, 318 p.
- Doering, P.H., y R.H. Chamberlain, 1998. Experimental Studies on the Salinity Tolerance of Turtle Grass, *Thalassia testudinum*, Chapter 6: 81-98. In: S.A. Bortone (ed.) Seagrasses, Monitoring, Ecology, Physiology, and Management, CRC Press, Washington, DC, US, 318 p.
- Hartog, C. den, 1970. The sea Grasses of the World. Amsterdam: North Holland Publication Co., 275 pp
- Holtz, S., 1986. Tropical seagrass restoration plans. *Restoration plans and Management Notes*, 4(1): 5-11
- Hornelas, Y., 1975, Comparación de la biomasa, densidad y de algunos aspectos morfométricos de la fanerógama marina *Thalassia testudinum* (Koning, 1805), en tres diferentes áreas geográficas del Golfo de México. Tesis profesional. Fac. de Ciencias, UNAM, México, 80 p
- Kemp, M. 1998. Seagrass Ecology and Management: An Introduction. Chapter 1: 1-6, In: S.A. Bortone (ed.) Seagrasses, Monitoring, Ecology, Physiology, and Management, CRC Press, Washington, DC, US, 318 p.
- Kemp, W.M., W.R. Boyton, L. Murray, C.J. Madden, R.L. Wetzel, y F. Vera-Herrera, 1988. Light relations for the seagrass *Thalassia testudinum*, and its epiphytic algae in a tropical estuarine environment. In: A. Yáñez-Arancibia, and J.W. Day, Jr. (eds.). Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Lewis, R.R., III, M.J. Durako, M.D. Moffler, y R.C. Philips, 1985. Seagrass meadows of Tampa Bay: A review. In: Proceedings, Tampa Bay Area Scientific Information Symposium, May, 1982. S.F. Treat, J.L. Simon, R.R. Lewis, III, y R.L. Whitman, Jr. (eds.). Minneapolis Burgess Publishing Co., Minneapolis, MN, p. 210-246.
- McMillan, C. 1974. Salt tolerance of mangroves and submerged aquatic plants. In: Ecology of Halophytes, R.J. Reimold and W.H. Queen (eds.). Academic Press, New York, pp. 379-399
- McMillan, C. y F.N. Moseley, 1967. Salinity tolerances of five marine spermatophytes of Redfish Bay, Texas. *Ecology* 28: 503-505
- Meyer-Arendt, K.J., 1991. Human impacts on coastal and estuarine environments in Mississippi. GCSSEPM Foundation Twelfth Annual Research Conference: 141-148.
- Moore, K.A., y R.L. Wetzel, 1988. The distribution and productivity of seagrasses in the Terminos Lagoon, Chap. 12: 207-220. In: Yáñez-Arancibia A. and J.W. Day Jr. (Eds.) Ecology of Coastal Ecosystem in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM, Coast Ecol. Inst. LSU. Ed. Universitaria, México, D.F. 510 p
- Neely, M.B., 1998. Somatic, Respiratory, and Photosynthetic Responses of the Seagrass *Halodule wrightii* to Light Reduction in Tampa Bay, Florida Including a Whole Plant Carbon Budget, Chapter 3: 33-48. In: S.A. Bortone (ed.) Seagrasses, Monitoring, Ecology, Physiology, and Management, CRC Press, Washington, DC, US, 318 p.
- Noss, R.F., LaRoe, E.T. III, Scott y J.M., 2002. Endangered Ecosystems of the United States: A preliminary Assessment of Loss and Degradation. Biological Resources, USGS [<http://biology.usgs.gov/pubs/ecosys.html>]
- Orth, R., J.F. Nowack, A., A. Frisch, K. Kiley, y J. Whiting, 1991. Distribution of Submerged Aquatic Vegetation in the Chesapeake Bay and Tributaries and Chincoteague Bay in 1990. U.S. Environmental Protection Agency, Chesapeake Bay Program, Annapolis, Md.

- Peterson, CH y J, Lubchenco, 1997. "Marine Ecosystems Services" In: Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems, ed. by Daily, G.C.. Island Press, Whashington, D.C. Volume 177.
- Phillips, R.C., 1960. Observations on the ecology and distribution of the Florida seagrasses. Professional papers series, No. 2, Contribution No. 44. Florida State Board of Conservation Marine Laboratory, St. Petersburg, FL, 72 p.
- Phillips R.C, y E.G. Meñez, 1988. Seagrasses. Smithsonian Institution Press. Whashington, D.C., 104 p.
- Rasmussen, E., 1977. *The Wasting Disease of Eelgrass (Zostera marina) and its Effects on Environmental Factors and Fauna*. In: ed. by C.P. Mc Roy and C. Helfferich. Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective. Dekker, New York.
- Rose, C.D., 1997. A review of the mechanisms structuring seagrass communities [<http://www.fiu.edu/~crose01/pages/papers/rose97a.html>]
- Sargent, F.J., T.J. Leary, D.W. Crewz, y C.R. Kruer, 1995. Scarring of Florida's Seagrasses: assessment and Management Options. Florida Marine Research Institute Technical report TR-1. St. Petesburg, Florida.
- Simenstad, C.A., 1994. Faunal association and ecological interactions in seagrass communities of the Pacific Northwest coast. Seagrass Science and Policy in the Pacific Northwest: Proceedings of a Seminar Series (SMA 94-1). Wyllie-Echeverría, A.M. Olson, and M.J. Hershman (eds.) EPA 910/-94-004, Seattle, WA, pp. 1-17.
- Smith, L.M., 1993. Estimated presettlement and current acres of natural plant communities in Louisiana currently recognized by the Louisiana Natural Heritage Program, January, 1993. Unpublished table. Louisiana Department of Wildlife and Fisheries, Natural Heritage Program, Baton Rouge.
- Stevenson, J.C., y N.M. Confer, 1978. Summary of available information on Chesapeake Bay submerged vegetation. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, FWS/OBS-78/66.
- Stevenson, J.C., C.J. Madden y C.S. Hopkinson, Jr., 1988. Sources of new nitrogen in a tropical seagrass system, Terminos Lagoon, with special reference to N-fixation, Chap. 8: 159-170. In: Yáñez-Arancibia A. and J.W. Day Jr. (Eds.) Ecology of Coastal Ecosystem in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM, Coast Ecol. Inst. LSU. Ed. Universitaria, México, D.F. 510 p
- Tomasko, D.A., C.J. Dawes, y M.O. Hall, 1996. The effects of anthropogenic enrichment on turtle grass (*Thalassia testudinum*) in Sarasota Bay, Florida. Estuaries.
- U.S. NOAA Coastal Services Center, 2001. Guide to the Seagrasses of the United States of America (Including U.S. Territories in the Seagrasses of the United States of America on U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration. Coastal Services Center. Submerged Aquatic Vegetation: Data Development and Applied Uses. (CD-ROM). (NOAA/CSC/20116-CD). Charleston, SC.2001.
- Virnstein, R.W. y L.J. Morris, 1996. Seagrass preservation and restoration: a diagnostic plan for the Indian River Lagoon. Technical Memorandum No. 14, St. Johns River Water Management District, Palatka, FL. 18 pp. plus appendices.
- Yáñez-Arancibia, A. y J.W. Day Jr., 1988. Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the southern Gulf of Mexico, Chap. 1: 1-26. In: Yáñez-Arancibia A. and J.W. Day Jr. (Eds.) Ecology of Coastal Ecosystem in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM, Coast Ecol. Inst. LSU. Ed. Universitaria, México, D.F. 510 p
- Zieman, J.C., 1982. The Ecology of the Seagrasses of South Florida: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Services, Office of Biological Services, Washington, D.C., FWS, 158 p.
- Zieman, J.C., 1987. A Review of Ecological Aspects of the growth, Distribution, and Decomposition of the Seagrasses of the Southeastern United States. In: M.J. Durako, R.C. Phillips, and R.R. Lewis, eds., Subtropical Seagrasses of the Southeastern United States. St. Petesburg: Florida State Department of Natural Resources.
- Zieman J.C. y R.T. Zieman, 1989. The Ecology of the Seagrasses Meadows of the Coast of Florida: A Community Profile. U.S. Fish and Wildlife Service. Biology Report 85 (7.25).
- Zieman, J.C., R.L. Inverson, y J.C. Ogden, 1984. Herbivory effects on *Thalassia testudinum* leaf growth and nitrogen content. Mar. Ecol. Prog. Ser. 15: 151-158.
- Zimmerman, M.S. y R.J., Livingston, 1976; Seasonality and physio-chemical ranges of benthic macrophytes from a North Florida estuary (Apalachee Bay). Contributions in Marine Science 20:33-45

ISSN 0188 - 4700

Información y correspondencia  
Centro EPOMEX  
Av. Agustín Melgar y Juan de la  
Barrera. Apartado Postal 520,  
C.P. 24030, Campeche,  
Campeche, México.  
Tel: (981) 811-9800 ext. 62300  
Fax:(981) 811-9800 ext. 62399