



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**ANÁLISIS DEL IMPACTO DE LA INDUSTRIA PETROLERA EN EL
ECOSISTEMA Y SU RELACIÓN CON LAS PESQUERÍAS DE LA
SONDA DE CAMPECHE, MÉXICO**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos
Naturales
(Orientación en Ecología)

p r e s e n t a

José Ángel García Cuéllar

La Paz, Baja California Sur, Junio del 2006

Comité Tutorial

Director de Tesis: Dr. Francisco Arreguín Sánchez.

Co-Director: Dr. Sergio Hernández Vázquez

PhD. Robert Ulanowicz

Dr. Gerardo Gold Bouchot

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Comité Revisión de Tesis

Dr. Francisco Arreguín Sánchez.

Dr. Sergio Hernández Vázquez

PhD. Robert Ulanowicz

Dr. Gerardo Gold Bouchot

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Jurado de Exámen de Grado

Dr. Francisco Arreguín Sánchez.

Dr. Sergio Hernández Vázquez

Dr. Gerardo Gold Bouchot

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Dr. Alfredo Ortega Rubio (suplente)

Dr. Salvador E. Lluch Cota (suplente)

RESUMEN

Se construyó un modelo trófico para caracterizar y determinar el flujo de energía en el ecosistema marino de la Sonda de Campeche, México, utilizando el software de Ecolab with Ecosim (EwE, v.5.1). El modelo consistió de 49 grupos funcionales, 2 de productores primarios; 2 de productores secundarios; 2 de detritus; 41 de consumidores con diferentes niveles tróficos intermedios: peces (28), crustáceos (6), moluscos (2), aves marinas (1), tortugas marinas (1), fauna bentónica (3) y, depredadores tope (2), los parámetros de entrada al modelo se tomaron de la literatura. A partir de revisión bibliográfica especializada se definió e identificó los productos, así como los mecanismos de impacto, que derivados de la actividad de la industria petrolera impactan específicamente en el ecosistema marino de la zona de interés. Para estimar la potencial relación entre la industria petrolera y la pesquera y las potenciales consecuencias para esta última y la salud humana, a través del impacto en la cadena trófica y descripción de su trayectoria y procesos de bioacumulación, se utilizó la subrutina de Ecotracer, simulando dos escenarios (natural y derrame del pozo Ixtoc-I). Por último, se realizó ejercicio de aproximación a una valoración de riesgo toxicológico (utilizando factores equivalentes de toxicidad) en sedimento de mezclas de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP).

Los resultados documentados y relativos al impacto de las actividades de la industria petrolera en diversas poblaciones del ecosistema, no se tienen evidencias directas de afectación en la estructura y dinámicas de las mismas. Los resultados del modelo trófico muestran altos valores de eficiencia ecotrófica en peces y bajos en el detritus, los flujos originados desde este último (54%) implican una importante fuente de alimento para la producción secundaria. El nivel trófico fraccionado más alto correspondió al grupo de los tiburones (4.16). El promedio de eficiencia de transferencia es 9.7% y el estado actual del sistema equivale al 48% de su capacidad total de desarrollo. En las pesquerías el nivel trófico de la captura fue de 2.8.

La simulación, Ecotracer/Ecosim, del escenario del Ixtoc-I, mostró en primera instancia que la velocidad de degradación de los hidrocarburos en sedimento fue rápida, ya que su persistencia fue de meses, por otra parte la máxima concentración de este compuesto se presentó en el grupo de peces (intervalo de 15 a 18 meses) en un intervalo de nivel trófico de 2.9 a 3.8. Se delimita al detritus como la vía inicial de flujo de partículas a través de los niveles tróficos intermedios y, de ahí a las concentraciones más altas en los depredadores tope, lo que se referencia respecto a la composición de su dieta y a la cantidad que de esta consumen. Resultados similares surgieron de la simulación del escenario natural. El ejercicio de aproximación a una valoración de riesgo de factores de toxicidad de HAP en sedimento se considera menor a un riesgo moderado y la concentración de B[a]P, el HAP de más alto riesgo carcinogénico, se encuentra así mismo por debajo de los niveles de riesgo.

No fue posible cuantificar y/o cualificar objetivamente la magnitud del efecto de la industria petrolera en el ecosistema de la Sonda de Campeche, lo que conduce a la posibilidad de sobre o subvaluar estas consecuencias. Los posibles efectos de los derrames petroleros en los componentes del ecosistema se consideran puntuales, pero es necesario determinar la magnitud de los efectos a largo plazo. Así mismo, no es posible concluir la existencia de un impacto directo o indirecto hacia las pesquerías, atribuible a la industria petrolera.

Dr. Francisco Arreguín-Sánchez
Director

Dr. Sergio Hernández-Vázquez
Co-Director

Palabras Clave: Sonda de Campeche / flujos tróficos / impacto petrolero

ABSTRACT

A trophic model was constructed to characterize and to determine the energy flow within the marine ecosystem of the Campeche Sound, Mexico, using the software Ecopath with Ecosim (EwE, v.5.1). The model consisted of 49 functional groups, 2 primary producers; 2 secondary producers; 2 from detritus; 41 consumers with different intermediate trophic levels: fishes (28), crustaceans (6), mollusks (2), marine birds (1), marine turtle (1), benthic fauna (3) and, top predators (2). The input parameters were taken from the literature. A specialized bibliography was used to revise, define and identify the impacts and associated mechanisms that derived from the activities of the oil industry, specifically the impacts on the marine ecosystem in the zone of interest. In order to consider the potential relationship between the oil industry and the fishery industry and, the potential consequences of the latter on human health (via impacts on the trophic chain and description of its trajectory and bioaccumulation processes) the Ecotracer subroutine was utilized to simulate two scenarios (natural and an oil spill from the Ixtoc-I well). Finally, an attempt was made to evaluate the toxic risk (using toxicity equivalence factors) in sediment mixtures of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH).

The results concerning the impacts of oil industry activities upon diverse ecosystem populations did not reveal direct evidence of perturbations to their structure and dynamics. The results from the trophic model show high values of ecotrophic efficiency in fishes and low values in detritus, the flows originating from the latter (54%) imply that it is an important source for secondary production. The highest effective trophic level was exhibited by the sharks group (4.16). The average transfer efficiency was 9.7%, and the calculated level of organization was equivalent to 48% of the total development capacity. In the fisheries the effective trophic level of the harvest was 2.8.

The Ecotracer/Ecosim simulation from the Ixtoc-I scenario, showed in first instance that the degradation of sediment hydrocarbons was fast, since its persistence was on the order of months, whereas the maximum concentrations of these compounds appeared in the fish groups (over an interval of 15 to 18 months) at trophic levels ranging from 2.9 to 3.8. The route can be traced from the detritus as particle flow through the intermediate trophic levels and from there to the highest concentrations in the top predators, taking into account their diet compositions and the amounts consumed. Similar effects resulted from the natural simulation scenario. The attempt to evaluate the risk factors from PAH in sediment revealed minor to a moderate risk, and the concentration of B[a]P, the PAH compound of highest carcinogenic risk, was also below the risk levels.

It was not objectively possible to quantify and/or qualify the magnitude of the effect of the oil industry on the Campeche Sound ecosystem, which leads to the possibility that the consequences could be either overestimated or underestimated. The putative possible effects of oil spills on the ecosystem components were considered to be precise, but it remains necessary to determine the magnitudes of the long term effects. Also, was not possible to conclude the existence of any direct or indirect impact upon fisheries that could be attributed to the oil industry.

Keywords: Campeche Sound / trophic flows / oil impact tracer

A.: L.: G.: D.: G.: A.: D.: U.:

DEDICATORIA

A Lourdes y Angel Eduardo, mis dos poderosos pilares que acompañan cotidianamente mis retos y logros, de los tres, por su amor, su tiempo, paciencia y alegrías.

A Tete y Pepe, por el legado inculcado de ser hombre de bien y consecuente con la vida y con los míos, por su amistad de siempre y por su reiterado amor de padres, están en mi corazón.

A Don Manuel (†), in memoriam.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Sergio Hernández Vázquez, por la gran oportunidad profesional e institucional brindada para el desarrollo de este proyecto Doctoral.

Al Dr. Francisco Arreguín Sánchez, por su invaluable tutoría, por sus acertadas observaciones y comentarios, por el tiempo dedicado para lograr la mejor consecución de esta tesis.

A los Doctores Robert Ulanowicz y Gerardo Gold Bouchot, por ser parte de mi comité tutorial y que brindaron valiosas observaciones en el desarrollo del proyecto, por su gentileza gracias.

En particular quisiera agradecer al Dr. Daniel Lluch Cota, por su amistad, por su apoyo académico y por su tozudez en que podía resurgir el biólogo interno.

A los buenos amigos, que tengo la gran suerte y dicha de contar, por su acompañamiento cotidiano en lo personal, familiar y profesional: Margarita y Sergio y Coco y Yoyo.

A Beni por su apoyo

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, por ser mi institución formadora, por sus facilidades en el uso de las instalaciones y a su magnífico personal, por su apoyo.

Al personal de la Dirección de Posgrado del CIBNOR, por todas sus atenciones e invaluable apoyo, gracias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada (Beca No. 137947).

Al Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), por la beca e información proporcionada (Proyecto FIES 01-02-VI).

Al Consejo del Sistema Nacional de Educación Tecnológica (COSNET) y a la Dirección General de Educación Tecnológica Industrial (DGETI) por el invaluable apoyo al otorgarme la Beca Comisión para desarrollar mis estudios doctorales.

CONTENIDO

1.- INTRODUCCIÓN. EL GOLFO DE MÉXICO	1
2. SONDA DE CAMPECHE	3
2.1 Importancia ecológica	4
2.2 Industria Pesquera	4
2.3 Industria Petrolera	6
2.3.1 Infraestructura de Producción	8
2.3.2 Áreas a evitar	10
2.4 Afloramientos Naturales	10
2.5 Sonda de Campeche: petróleo y gas natural	11
3.- EL ENFOQUE DE ECOSISTEMAS	12
4.- PETRÓLEO Y MEDIO AMBIENTE	15
4.1 Aporte de petróleo al mar	16
4.1.1 Los afloramientos naturales	16
4.1.2 Extracción de petróleo	16
4.1.3 Transportación de petróleo	17
4.1.4 Consumo de petróleo	18
4.2 Composición del petróleo	18
4.3 Contaminación por hidrocarburos de petróleo y sus posibles efectos	20
4.3.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)	22
4.3.1.1 Propiedades físicas y químicas	24
4.3.1.2 Procesos degradativos de los HAP	25
5. CUESTIONAMIENTOS DE INVESTIGACIÓN	27
5.1 Objetivo General	28
5.2 Objetivos Particulares	28
6.- METODOLOGÍA	28
6.1 Zona de Estudio	28
6.2 Definición de los mecanismos de impacto, específicos para el ecosistema de la Sonda de Campeche, de las actividades de la industria petrolera	31
6.3 Descripción del modelo tipo Ecopath	32
6.3.1 Construcción del modelo - Definición de grupos funcionales	33
6.3.2 Fuentes de los datos de entrada al modelo	36
6.3.3 Composición de dietas	39
6.3.4 Capturas por unidad de área	39
6.3.5 Balanceo, calibración y validación del modelo	43
6.3.6 Simulaciones temporales (Ecosim)	44
6.3.7 Ecotracer: predicción del movimiento, acumulación de contaminantes y trazado en las redes alimenticias	45
6.3.7.1 Datos de entrada para la subrutina de Ecotracer	48
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	53
7.1 La Industria Petrolera	
7.1.1 Evolución de la Producción de Petróleo y Gas Natural en la Sonda de Campeche	53
7.1.2 Caracterización de crudos producidos en la Sonda de Campeche	53

7.1.3	Relación producción petrolera emisión de contaminantes	_	_	_	_	_	_	55
7.1.4	Caracterización del impacto de la industria petrolera en la Sonda de Campeche	_	_	_	_	_	_	56
7.1.4.1	Relación actividad industrial – fuente de contaminación- contaminante – impacto	_	_	_	_	_	_	56
7.1.5	Impacto del petróleo en grupos biológicos	_	_	_	_	_	_	60
7.1.5.1	Características de los efectos por derrames de petróleo	_	_	_	_	_	_	60
7.1.5.2	Características del impacto en grupos biológicos: causas y efectos	_	_	_	_	_	_	63
7.1.6	Afloramientos naturales de crudo	_	_	_	_	_	_	68
7.2	Modelo sintético de ECOPATH	_	_	_	_	_	_	69
7.2.1	Estructura del ecosistema de la Sonda de Campeche	_	_	_	_	_	_	69
7.2.2	Caracterización trófica del ecosistema	_	_	_	_	_	_	71
7.2.3	Ecotracer/ Ecosim	_	_	_	_	_	_	77
7.2.4	Simulación de la respuesta de grupos biológicos ante el impacto por petróleo	_	_	_	_	_	_	83
7.2.5	Análisis de las principales vías de flujo de partículas en la cadena trófica	_	_	_	_	_	_	85
CONCLUSIONES								96
RECOMENDACIONES								97
REFERENCIAS								99
ANEXO 1 Propiedades del petróleo crudo o productos del petróleo								117
ANEXO 2 Relación de nombres comunes y científicos de las especies de peces que se registran como captura en el Estado de Campeche.								121
ANEXO 3 PRODUCCIÓN								123
Artículo Publicado: “Impacto ecológico de la industria petrolera en la Sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: una revisión”								
Artículo Sometido: “Modelo Ecotrófico del ecosistema de la Sonda de Campeche, México”								

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Producción Pesquera del Estado de Campeche: 1992 – 2001. _	5
Figura 2.	Composición de la captura (%) del Estado de Campeche: 1989 – 2001.	5
Figura 3.	Producción de Camarón, Estado de Campeche: 1989 – 2001- _	6
Figura 4.	Producción Nacional de Petróleo Crudo 1990 –2001. _ _	7
Figura 5.	Diagrama esquemático de las instalaciones costa afuera: complejos de plataformas, oleoductos y monoboyas para la carga de buques tanque.	8
Figura 6.	Localización del Área de Estudio. _ _ _ _	30
Figura 7.	Producción de Petróleo Crudo y Gas: 1979 – 2002. Regiones Marinas._	53
Figura 8.	Relación de la concentración de hidrocarburos totales en sedimentos (valores observados) respecto al tiempo (derrame Ixtoc – I)_ _	77
Figura 9	Valores estimados de la concentración de hidrocarburos totales en sedimento y relación con el tiempo de transcurso del derrame del Ixtoc-I _	78
Figura 10.	Relación de concetración de hidrocarburos totales en sedimento (ppm), respecto a valores observados y estimados_ _	83
Figura 11.	Procesos generales de intemperismo que ocurren posterior a un derrame _ _ _ _ _ _ _ _ _ _	117

LISTA DE TABLAS

Tabla I.	Componentes en el petróleo y características selectas	19
Tabla II	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) considerados de mayor importancia en impacto a la biota marina y de riesgo a la salud humana	23
Tabla III	Factores de equivalencia de toxicidad para HAP carcinógenos	24
Tabla IV.	Grupos funcionales del modelo EwE de la Sonda de Campeche, México.	34
Tabla V.	Fuente de datos de entrada para el modelo EwE de la Sonda de Campeche, México.	37
Tabla VI.	Parámetros iniciales de entrada al modelo, previo a su balance.	38
Tabla VII	Capturas pesqueras por tipo de flota en la Sonda de Campeche, México.	39
Tabla VIII	Matriz de dietas de las especies incluidas en el modelo de la Sonda de Campeche, México.	40
Tabla IX	Especies estudiadas en las investigaciones de Botello y Villanueva (1987)	49
Tabla X	Ecuaciones en la relación de concentraciones de hidrocarburos totales en sedimento y en especies marinas (derrame Ixtoc – I)	49
Tabla XI	Características del impacto de los tipos de petróleo producidos en la Sonda de Campeche, México.	54
Tabla XII	Emisión de contaminantes vertidos en la Sonda de Campeche, México. A partir de los procesos de producción de petróleo: comparativo de los años 2001 y 2002	55
Tabla XIIIa	Impacto de la industria petrolera por actividades de perforación, Sonda de Campeche, México.	57
Tabla XIIIb	Impacto de la industria petrolera por actividades de explotación y producción, Región Marina Noroeste, Sonda de Campeche, México.	57
Tabla XIIIc	Impacto de la industria petrolera por actividades de explotación y producción, Región Marina Suroeste, Sonda de Campeche, México.	58
Tabla XIId	Impacto de la industria petrolera por actividades de transportación, Sonda de Campeche, México.	58
Tabla XIV	Concentraciones de hidrocarburos en sedimentos en el área de la Sonda de Campeche, México (1978 – 1998).	62
Tabla XV	Caracterización del impacto de las emanaciones naturales de crudo (“chapopoterías”) en la Sonda de Campeche, México.	68
Tabla XVI	Parámetros finales de entrada del mejor modelo sintético balanceado	70
Tabla XVII	Flujos relativos por niveles tróficos para la Sonda de Campeche, México	72
Tabla XVIII	Eficiencia de transferencia (%) en el ecosistema de la Sonda de Campeche, México	73
Tabla XIX	Algunas estadísticas biológicas estimadas por el modelo	74
Tabla XX	Principales atributos del ecosistema de la Sonda de Campeche, México	75
Tabla XXI	Resultados en la definición del % de aporte de hidrocarburos al sedimento, en cada escenario, respecto a la condición natural	78
Tabla XXII	Datos de entrada escenarios de impacto a modelar Ecotracer/Ecosim	79
Tabla XXIII	Litros de hidrocarburos en superficie del mar, y su acumulativo respecto al tiempo de duración del derrame del pozo Ixtoc – I	81

Tabla XXIV	Resultados de la simulación Ecotracer / Ecosim del escenario del Ixtoc – I, concentración de hidrocarburos totales (ppm) en sedimento y en especies biológicas	84
Tabla XXV	Resultados de la simulación, Ecotracer / Ecosim, del escenario Ambiente Natural, concentración de hidrocarburos totales (ppm) en sedimento y en especies biológicas	90
Tabla XXVI	Cálculo de factores de toxicidad equivalentes para B[a]P, en sedimentos de la Sonda de Campeche	91
Tabla XXVII	Lineamientos de calidad para la evaluación de concentraciones de químicos en sedimento marino	92
Tabla XXVIII	Procesos que mueven los hidrocarburos del petróleo lejos del punto de origen	120

1.- INTRODUCCIÓN

EL GOLFO DE MÉXICO

El Golfo de México es, con sus 1,623,000 km², el mayor mar costero semicerrado del Atlántico en su parte occidental. Ésta área marina está considerada como un Gran Ecosistema Marino (Large Marine Ecosystem, LME, por sus siglas en inglés) localizado entre latitudes tropicales y subtropicales, y que posee una amplia variedad de hábitats marinos (Pauly *et al.*, 1993).

Los LME's son regiones del espacio oceánico que abarcan áreas costeras desde cuencas de ríos y estuarios hasta los límites de las plataformas continentales y los márgenes externos de los principales sistemas de corrientes. Son regiones relativamente grandes del orden de 200,000 km² o más, caracterizados por su distintiva: (1) batimetría, (2) hidrografía, (3) productividad, y (4) poblaciones dependientes. Se conforman por la integración de una variedad de subsistemas tales como manglar, pastos marinos, arrecifes de coral y áreas oceánicas, cada una con sus características especiales y componentes típicos.

Se han identificado 64 LME's y, sobre una escala global, estos producen el 95% de la biomasa anual capturada por las pesquerías marinas. Dentro de sus aguas ocurren la mayor contaminación oceánica global, sobreexplotación y alteración del hábitat costero (Sherman y Alexander, 1991).

El Golfo de México, como LME, se considera de los más económicamente productivos cuerpos de agua dentro de las aguas territoriales de México y EE.UU, y una de las mayores fuentes de energía y de las regiones biológicamente más productivas y con mayor diversidad biológica del Atlántico tropical (Kumpf *et al.*, 1999). La economía humana de esta región está basada en la extracción, procesamiento y distribución de hidrocarburos; en la actividad de los complejos portuarios industriales y comerciales, las pesquerías y en las actividades agropecuarias y turísticas (Toledo-Ocampo, 1996).

Importantes hipótesis concernientes a la preocupación del crecimiento de los impactos de contaminación, sobreexplotación y cambios ambientales sobre las cosechas sostenibles de biomasa están bajo investigación para este LME: la pesca intensiva se considera como la forzante primaria del LME, en conjunto con el clima como la segunda (Kumpf *et al.*, 1999).

Se han realizado diversas aproximaciones para la construcción de modelos (de balance de masas) de LME's, y la comprensión de la dinámica de los mismos, tales como los trabajos de Pauly y Christensen (1993) en el Mar del Sur de China, Pauly y Christensen (1996) en el Giro de Alaska, Olson y Watters (2003) en el Pacífico Tropical Oriental, Guénette y Christensen (2005) en el Pacífico Oriental, y específicamente para el Golfo de México los de Pauly *et al.* (1993a), Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a), Arreguín-Sánchez *et al.* (1993b), Browder (1993), Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman (1998), Vidal-Hernández (2000), Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez (2001), Arreguín-Sánchez *et al.* (2004b), entre otros.

En el Golfo de México se localizan algunas de las mayores provincias petroleras en producción del hemisferio occidental, considerándose la mayor área de perforaciones petroleras marinas en el mundo; la mitad de los pozos marinos que se han perforado en los mares de la Tierra se localizan en esta zona. Esta actividad, aunque genera impactos económicos y sociales relevantes, así mismo lo es en el aspecto ecológico, ya que en esta zona han ocurrido en los últimos 20 años una serie de accidentes de diversa índole relacionados con la industria petrolera (ya sea de pozos, accidentes de buques, derrame de contenedores, etc.), y que han impactado a la flora y fauna de los ecosistemas costeros y marinos en diferentes grados de magnitud (NOAA, 1992a; NOAA, 1992b).

Con el advenimiento del auge en la explotación de este recurso, la empresa mexicana Petróleos Mexicanos (PEMEX) se convirtió en la primera industria del país, la cual ha generado una importante infraestructura petrolera que incluye gasoductos, oleoductos terrestres y marítimos, flotas petroleras, etc.; incursionando asimismo en todas las fases de la industria petrolera: exploración, explotación, refinería, petroquímica, además de transporte y almacenamiento.

Por otra parte, la región SO del Golfo de México se considera muy importante desde el punto de vista pesquero, ya que sus capturas promedio en el periodo de 1991 a 2001 representaron 358,449 toneladas/año (CONAPESCA, 2002), contribuyendo en el mismo sentido con un promedio del 26.4% del total nacional. De las pesquerías establecidas, las de camarón son sin duda las más valiosas, pero así mismo se tiene las de escama (jurel,

sierra, pargo, sierra, mojarra y guachinango), crustáceos (jaiba y langosta) y moluscos (caracol, pulpo y ostión) (Flores-Hernández *et al.*, 1997).

Así, durante las dos pasadas décadas, en esta región SO del Golfo de México, la expansión humana y de las actividades comerciales (pesca, navegación marina, extracción mineral, producción de petróleo y gas) y recreativas (turismo) se han incrementado en sus costas, lo que la ha expuesto a diversos factores tensionantes como: la explotación de sus recursos naturales renovables y no renovables, modificaciones y daños costeros, pérdida de hábitat, escorrentías y aportes ribereños y sus modificaciones, así como a la descarga de diferentes fuentes y desechos, aportes de gases y la caída y deposición de aerosoles, tanto de fuentes locales como en el ámbito regional. Mientras que varios stocks muestran evidentes síntomas de sobreexplotación (Browder *et al.*, 1991; Arreguín-Sánchez *et al.*, 1994; Solís-Ramírez, 1994; Contreras *et al.*, 1995; Monroy *et al.*, 1996; Flores-Hernández *et al.*, 1997; Monroy, 1998; Gómez, *et al.*, 1999; Hernández-Tabares *et al.*, 1999) y varios subsistemas muestran daños severos, lo cual ha conducido a la implementación de estrategias para su desarrollo sustentable, y siendo considerado como una prioridad por los países que lo comparten, para su estudio y manejo (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1997).

El Global Environment Facility (GEF) apoya un proyecto LME en el Golfo de México dirigido a las amenazas críticas de los ambientes costeros y marinos y, promoviendo un manejo de sus recursos costeros y marinos, basado en el enfoque de ecosistemas (NOAA, 2004). Esta propuesta ha sido desarrollada por expertos de México, Cuba y Estados Unidos, el resultado será un Análisis Diagnóstico Transfronterizo y un Programa de Acción Estratégico, su objetivo es acrecentar los esfuerzos nacionales y regionales para direccionar una alta prioridad a los problemas ambientales y de recursos vivos en el LME.

2. LA SONDA DE CAMPECHE

Ubicada en la parte sur del Golfo de México, la Sonda de Campeche es una de las regiones consideradas de importancia tradicional, debido a la gran variedad de especies biológicas, la diversidad de sus hábitats o subsistemas ecológicos definidos, sus recursos pesqueros, la expansión del desarrollo industrial costero de la región, puertos industriales y pesqueros, petróleo y pesca principalmente (Yáñez-Arancibia, 1986).

2.1 Importancia ecológica

De vital importancia para la Sonda de Campeche, por la influencia que ejerce sobre esta zona marina, se ubica la Laguna de Términos, región que es parte del complejo ecológico de la planicie costera que controla los procesos deltaicos del sistema de ríos Grijalva-Usumacinta, sistema que es el de mayor volumen de descarga de agua dulce y sedimentos terrígenos hacia el mar en todo el país. Sus sistemas pantanosos o humedales, junto con los de Tabasco, forman la unidad ecológica costera más importante de Mesoamérica por su productividad natural y biodiversidad.

Los principales hábitats que se reportan para la Laguna de Términos son: pastos marinos, de suma importancia la existencia de estas praderas y su relación con los manglares en los ecosistemas costeros. Son sitios de alimentación y crianza para una gran variedad de organismos tales como: camarones, langostas, cangrejos, bivalvos, peces, tortugas y aves.

En la región de la Laguna de Términos diversas pesquerías pueden depender directa o indirectamente de estos ecosistemas; manglar, que representa el área de anidación, protección y crianza de diferentes animales tales como la cigüeña Jabirú y el cocodrilo, entre otras especies en peligro de extinción y amenazadas; bocas estuarinas de estas dependen en gran medida al asegurar el funcionamiento hidrológico de las dos bocas estuarinas, ya que los gradientes de salinidad, turbidez y productividad primaria acuática de la cuenca central se desplazan en función de la dinámica de las mismas.

2.2 Industria Pesquera

En la Sonda de Campeche se han reportado más de 300 especies de peces (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988, citado por Flores-Hernández *et al.*, 1997; Yáñez-Arancibia y Rojas Galaviz, 1990), y sobre esta alta diversidad inciden dos grandes tipos de explotación: la flota camaronera de arrastre, que captura además del camarón como especie objetivo, un gran número de especies de peces, siendo 32 de éstas las que tienen una amplia distribución y comprenden el 93% del número total presentes en esta captura (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986), y crustáceos que conforman la fauna de acompañamiento, de la que Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil (1988a) estiman una captura de 336,000 toneladas/año. Por otro lado existe una flota artesanal o ribereña que opera en aguas de baja profundidad sobre la plataforma continental, y cuyas capturas en 2001 alcanzaron cifras cercanas a las

42,000 toneladas, y que comprenden principalmente los siguientes recursos pesqueros: entre los moluscos el pulpo, gasterópodos, ostión y calamar; y entre los peces jurel, sierra, corvinas, tiburón y cazón, mojarra, huachinango, lisa, robalo y mero (Flores-Hernández *et al.*, 1997; CONAPESCA, 2002).

En la Fig.1, se muestra la producción pesquera del Estado de Campeche durante el periodo de 1989 a 2001 y, en la Fig. 2 la composición general de esta captura para el mismo periodo (CONAPESCA, 2002).

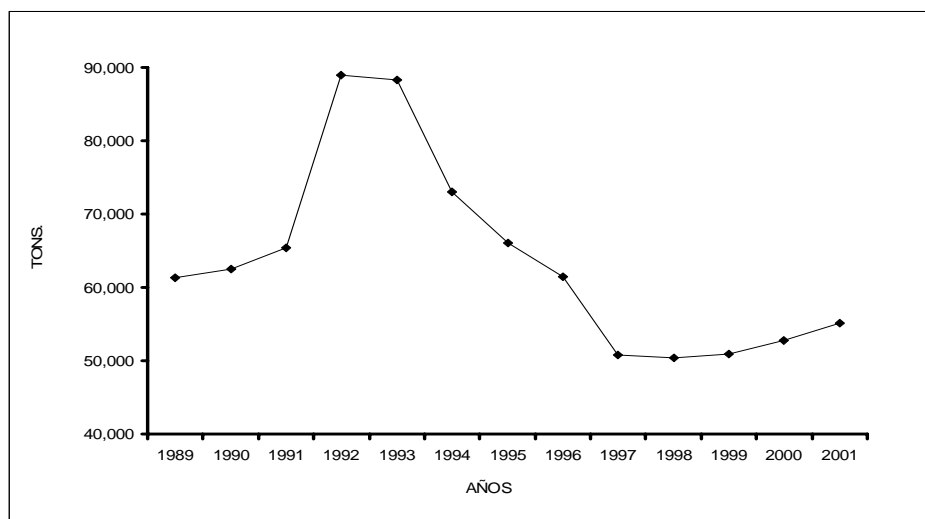


Figura 1. Producción Pesquera del Estado de Campeche: 1992 – 2001.

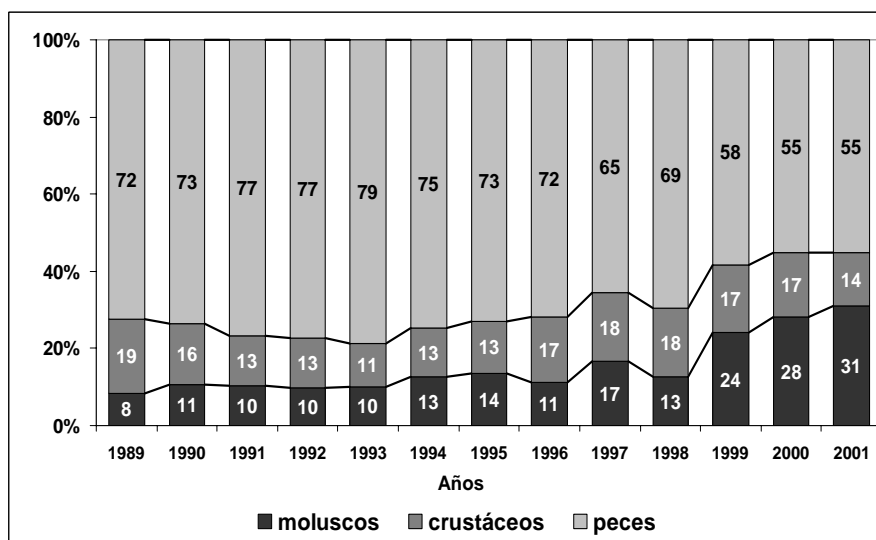


Figura 2. Composición de la captura (%) del Estado de Campeche: 1989 – 2001.

Dentro de las pesquerías de esta región, caso notable lo es la del camarón (Fig. 3), misma que ha mostrado un fuerte descenso en su producción al pasar de 10,800 tons en el año 1989 a 5,868 en el 2001 (CONAPESCA, 2002), representando una reducción de casi el 50% en ese lapso; lo que ha conllevado consecuencias económicas y sociales, así como ecológicas, al tener que diversificarse la captura sobre otros recursos, y por ende de presión sobre el ecosistema marino.

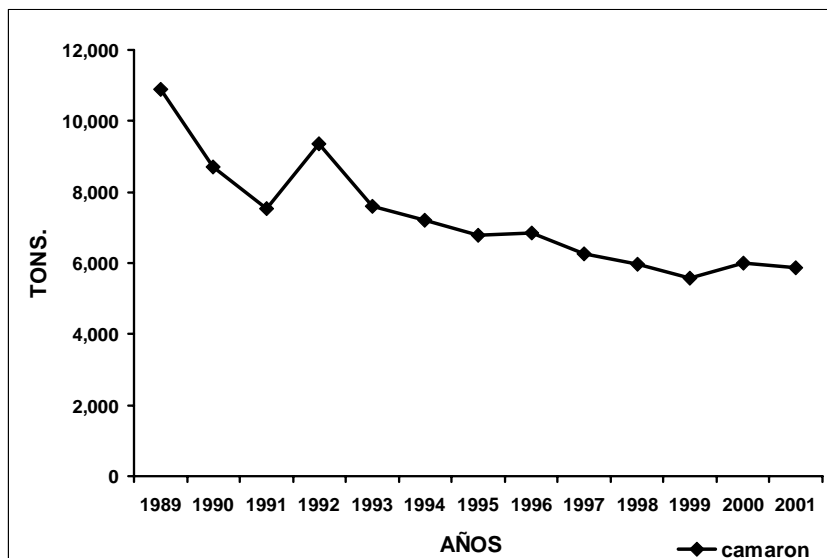


Figura 3. Producción de Camarón, Estado de Campeche: 1989 - 2001.

2.3 Industria Petrolera

Actualmente esta industria posee en totalidad: 301 campos en producción, 4185 pozos en explotación, 185 plataformas marinas, 4680 km de oleoductos y 6598 km de gasoductos; la producción en el año 2002, fue de 3177 miles de barriles diarios (Mbd) de crudo y de 4423 millones de pies cúbicos diarios de gas natural (MMpcd) (PEMEX, 2002a). De 1990 a 2002 la producción nacional de crudo creció un 23% (Fig. 4).

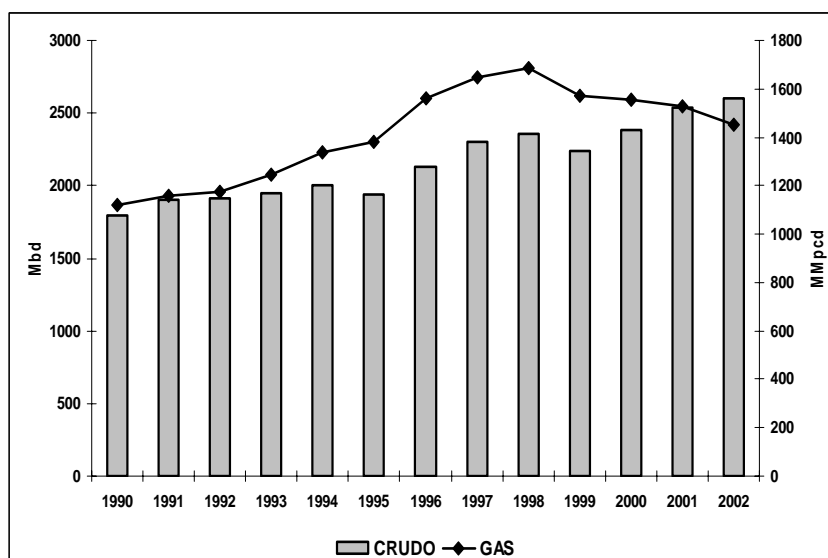


Figura 4. Producción Nacional de Petróleo Crudo y Gas 1990 –2002. (Mbd – Miles de barriles diarios. MMpcd- Millones de pies cúbicos).

PEMEX obtiene su producción de cuatro grandes zonas (terrestres y marinas); sin embargo para el interés del presente trabajo se considerará únicamente la zona de producción petrolera marina en el Golfo de México que se localiza en un área aproximada de 8,000 km², en ella se ubican alrededor de 200 instalaciones entre plataformas de perforación y producción y monoboyas para la exportación de petróleo crudo.

Las actividades petroleras de perforación y producción, por parte de PEMEX Exploración y Producción (PEP), se han desarrollado en la denominada zona marina de Campeche a partir de 1974 con el descubrimiento del pozo Chac y de varios campos petroleros gigantes y súper gigantes (Santiago y Baro, 1992). La zona marina fue dividida para sus operaciones en dos zonas (o activos operacionales): la **Región Marina Noreste (RMNE)** y la **Región Marina Suroeste (RMSO)**, mismas que son responsables de la exploración de nuevos yacimientos y producción de aceite y gas, en los campos petroleros localizados en la plataforma continental y talud del Golfo de México, así como de la transportación y comercialización de estos hidrocarburos a los centros de venta (IMP, 2002).

La **RMNE** se localiza en aguas territoriales nacionales, desarrollando principalmente sus actividades de exploración y explotación frente a las costas de Campeche, misma que se encuentra organizada en unidades de negocio, que realizan la administración integral costa afuera, de los campos que forman parte de los activos de Cantarell, Ek-Balam y Ku-

Maloob-Zaap. La **RMSO** se ubica en un área que corresponde principalmente al litoral de Campeche y parte al de Tabasco. Opera como centro de actividades a partir de la administración por activos desde 1996, con la facultad para manejar los campos de explotación ubicados en Abkatún, Pol-Chuc y Litoral de Tabasco, y el descubrimiento de yacimientos bajo responsabilidad compartida a los activos Litoral y Campeche-Golfo (IMP, 2002).

2.3.1 Infraestructura de Producción (PEMEX, 1999)

La infraestructura requerida para el manejo de crudo y gas se integra por plataformas de producción, perforación, recuperadoras de pozos, compresión, enlace, habitacionales, tratamiento, monoboyas y estructuras de apoyo (quemadores, soporte intermedio y puentes). Los Activos productivos más importantes situados frente a las costas de Ciudad del Carmen (Figura 5) son los que enseguida se describen:

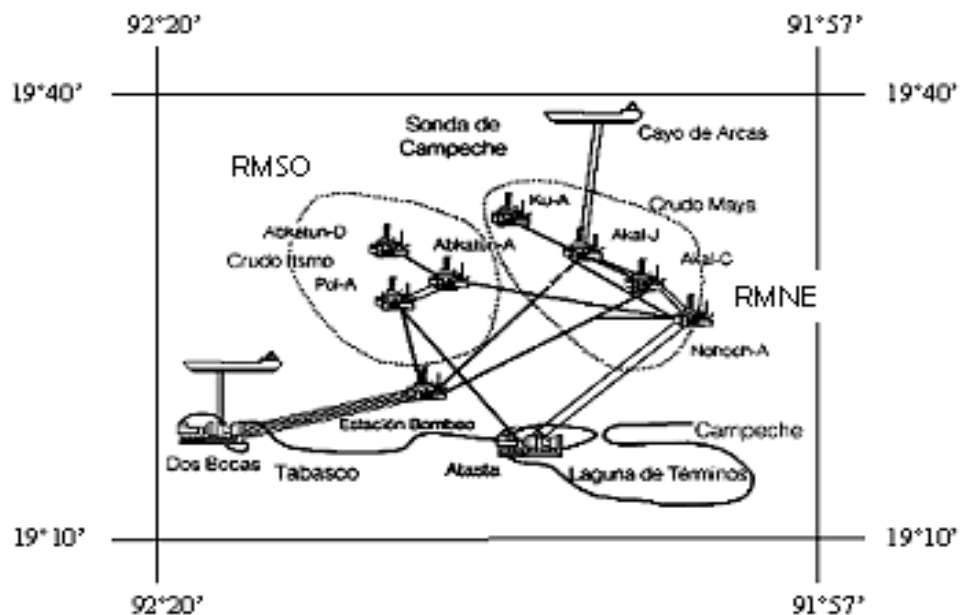


Figura 5. Diagrama esquemático de las instalaciones costa afuera: complejos de plataformas, oleoductos y monoboya para la carga de buques tanque. Las líneas claras indican oleoductos, las gruesas gasoductos. Fuente: PEMEX, 2002a.

Activo Cantarell. Se localiza a 75 km al noroeste de Ciudad del Carmen, con una extensión de 162 km² formado por cinco campos de los cuales sólo los tres primeros se encuentran produciendo: Akal, Chac, Nohoch, Kutz y Takín.

Activo Ek-Balam. Localizado frente a las costas de Campeche con una extensión de 43 km² integrado por los campos Ek, Balam, Bacab, Ixtoc y Lum. Únicamente el último de estos no se encuentra en producción.

Activo Ku-Maloob-Zaap. Los campos que lo conforman se encuentran en las costas del Estado de Campeche y Tabasco a 105 km al noroeste de Ciudad del Carmen, con una extensión de 121 km². Los campos de este activo son: Ku, Maloob, Zaap y Zazil-Ha, los tres primeros en producción actual.

Activo Abkatún. Se encuentra integrado por los campos Abkatún, Caan, Taratunich, Kanaab, Ixtal y Manik, pero sólo los cuatro primeros producen actualmente.

Activo Pol-Chuc. Localizado al noreste de la Terminal Dos Bocas (Tabasco), y frente a las costas de Ciudad del Carmen. Son seis los campos que lo integran, de los cuales, el 50% se encuentran en operación y la mitad restante forman parte de los planeados para producción en años subsiguientes. (Pol, Chuc, Batab, Toloc, Kay y Ché).

Ductos Marinos y Terrestres

Los productos obtenidos en la RMNE se distribuyen a través de 2,034 km lineales de ductos, 1,508 marinos y 526 terrestres de diferentes longitudes, lo que representa un total de 168 líneas (RMNE, 2000).

Cayo Arcas (monoboya)

Terminal marina costa afuera para la carga de petróleo. En esta monoboya regularmente se carga (principalmente) crudo a 500 buques-tanque anualmente con tiempo de residencia de 12 a 60 horas, otras embarcaciones operan como tráfico local (transitan buques-tanque, chalanes, abastecedores, dragas, barcasas habitacionales, de pasajeros, grúas de posición dinámica, remolcadores y barcos contra incendio, con tonelajes de registro bruto desde 200 hasta 150,000 toneladas).

2.3.2 Áreas a evitar.

Existen áreas restringidas a la pesca en la zona de influencia de las instalaciones petroleras (plataformas) del área marina, mismas que se establecieron con la finalidad de evitar riesgos por y para las actividades pesqueras dentro de la misma, su establecimiento está regulado sobre la base de:

1.- Resolución A.527(13) emitida por la Organización Marítima Internacional (OMI) –que es la Agencia especializada de las Naciones Unidas para mantener la seguridad marítima– sobre el establecimiento del “Sistema de Control de Tráfico Marítimo en el Golfo de Campeche” y de la Terminal marítima petrolera a la altura de Cayo Arcas; Diario Oficial de la Federación del 13 de enero de 1988, sobre el establecimiento del “Reglamento General para el Sistema de Organización y Control de Tráfico Marítimo Nacional” y, Código de Regulaciones Federales, sobre áreas de seguridad alrededor de plataformas marinas (Gobierno de los Estados Unidos de Norteamérica).

Los riesgos que se tratan de evitar con esta normatividad son los de:

A). Para los tripulantes o equipos de embarcaciones pesqueras que transiten dentro del área de seguridad de 500 m de radio.

B). Riesgo para las instalaciones de PEMEX por embarcaciones pesqueras.

Esta zona a evitar, abarca en conjunto 1,250 km² (PEMEX, 1999; IMP, 2000; IMP, 2001a).

2.4 Afloramientos Naturales

Con el nombre de “chapopoterías” son conocidas en México las descargas crónicas y discretas de hidrocarburos de petróleo provenientes de los afloramientos naturales, ya sean terrestres o marinos. Las “chapopoterías” permitieron en los inicios del desarrollo de la industria petrolera reconocer en tierra sitios susceptibles de ser explotados (González-Macías, 1997). Dentro del área de posible ubicación de emanaciones delimitada por la línea de costa al sur, la isobata 150 m al norte, y hacia el este y oeste las dos líneas que unen los límites anteriores Dos Bocas y la isla del Carmen; con una superficie de 16,434 km², se han delimitado las zonas con alto, medio y bajo potencial de emanación (PEMEX, 2002b).

Ocurren principalmente en las rocas estrechamente relacionadas con los sedimentos, aunque también se han observado en otras condiciones geológicas como son: ramificaciones o rupturas de reservorios de petróleo, emisiones a través de fallas o

fracturas, en depósitos salinos, rocas ígneas o como simples emanaciones directas de la roca madre. Debido a estas variaciones en su origen, las chapopoterías no se asocian necesariamente con yacimientos petrolíferos comercialmente explotables (González-Macías, 1997).

2.5 Sonda de Campeche: Petróleo y Gas Natural.

Del total de la producción petrolera de México, la zona marina de la Sonda de Campeche aporta el 82% y cuenta con el 90% de las instalaciones para el procesamiento del petróleo crudo y el gas natural que hay en las costas del Golfo de México (PEMEX, 2002a). En el lapso de 1990 al 2002, la producción de petróleo crudo en esta región creció un 30% y la de gas natural 23% (PEMEX, 2001; PEMEX, 2003).

Como parte de este proceso de producción, se incorporan al ambiente marino vía atmosférica gases y partículas; se introducen vía acuosa descargas contaminantes al mar, se emiten a la atmósfera gases de efecto invernadero (CO₂) y se derraman (y/o fugan) hidrocarburos (PEMEX, 2002c). Así mismo, se tiene la consideración de accidentes (derrames) de diversa envergadura y que han incidido sobre el medio ambiente marino de la Sonda de Campeche en el transcurso de las operaciones petroleras en la zona de interés.

Aunado a lo anterior, se tienen otras fuentes de hidrocarburos de petróleo y hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) que inciden en el área a partir de descargas industriales y municipales que alcanzan el área vía escurrimientos de ríos y descargas costeras, producción biológica *in situ*, deposiciones atmosféricas, presencia de emanaciones crónicas y discretas (“chapopoterías”) provenientes de afloramientos naturales marinos (González-Macías, 1997; PEMEX, 2002a) y la intensa actividad de botes pesqueros y comerciales (Botello *et al.*, 1996; PEMEX, 2002a). De ahí que todas las fuentes conocidas y estimadas de aportaciones de petróleo en el mar (Farrington, 1985; Clark, 1997; Kennish, 1997) ocurren y potencialmente contribuyen a la carga de hidrocarburos en la parte SO del Golfo. Son indudables los grandes beneficios económicos y sociales que se obtienen para México por parte de esta industria, pero esta intensa actividad desarrollada durante casi tres décadas ha expuesto a esta región a factores tensionantes que implican impactos en el ecosistema de la Sonda de Campeche.

Los estudios realizados dentro de la zona SO del Golfo de México, en el lapso de operaciones de esta industria, han sido discontinuos en el tiempo y el espacio, careciéndose de información consistente y previa al inicio de sus operaciones y de controles adecuados en el seguimiento de las actividades petroleras y el impacto en el ambiente y sus componentes bióticos. Esto contrasta con la experiencia tenida en el NO del Golfo de México (Hernández-Arana, 2003), donde existe un programa permanente de monitoreo de las actividades de la industria petrolera en los EE UU, y que data de varios años atrás, a través del The Gulf of Mexico Offshore Operations Monitoring Experiment (GOOMEX), así como de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration).

De los trabajos realizados en la parte SO del Golfo de México, tendientes a describir tales impactos, destacan: los relativos a la meiofauna y macroinfauna bentónica (De Jesús-Navarrete, 1989; Ortiz, 1990; Gold-Bouchot y Fiers, 1991; Herrera, 1992; Sánchez, 1995; Hernández-Arana, 2003); en comunidades bentónicas ubicadas en afloramientos naturales y su relación con la presencia crónica de hidrocarburos (González-Macías, 1997); presencia y concentración de hidrocarburos en sedimentos e impactos en grupos de organismos (Soto *et al.*, 1982; Botello, 1987; Botello y Villanueva, 1987; González, 1990; González *et al.*, 1992; De Jesús-Navarrete, 1993; PEMEX, 1993a; Vázquez-Botello *et al.*, 1993; Gold-Bouchot *et al.*, 1999); y en relación a la acción de bacterias hidrocarbonoclasticas están los trabajos realizados por Lizárraga-Partida *et al.* (1982); Lizárraga-Partida *et al.* (1991) y Lizárraga-Partida (1996).

3.- EL ENFOQUE DE ECOSISTEMAS

Es a partir de estos dos escenarios, por una parte la industria petrolera y por el otro el ecosistema marino, y sus importantes pesquerías, en que se ve inmersa la operación de esta industria, y por lo cual se presenta el planteamiento de la necesidad de investigar, analizar y definir los problemas actuales de la interdependencia de ambas industrias -petrolera y pesquera-, abordándola desde la perspectiva del enfoque del análisis del ecosistema, con la finalidad de contemplar de modo global e integrado los problemas ambientales que presentan las actividades petroleras en la zona de interés.

El emprender el análisis de un ecosistema, dada su complejidad estructural y funcional, hace necesario en primera instancia el identificar los elementos que lo constituyen y el cómo estos interactúan en el tiempo y el espacio (Odum, 1972). Whittaker (1975), en su discusión sobre el análisis de ecosistemas identifica, por una parte, a los componentes estructurales (poblaciones, estructura trófica, biomasa, estructura de la comunidad, cambios en el tiempo y el espacio, etc.) y por otra, a la parte funcional (metabolismo de la comunidad, respiración, producción, la tasa P/R, migraciones, flujos de alimentos y energía, etc.).

El uso del concepto de Odum condujo a un rápido incremento en el estudio de los ecosistemas y su desarrollo teórico y, que en la actualidad se ha aproximado a una descripción de las propiedades generales del ecosistema, teniendo como divisa común el uso de la termodinámica. En el uso de esta perspectiva, varios investigadores proponen para iniciar el análisis desde el enfoque ecosistémico que, en primera instancia, es de vital importancia el definir el ecosistema ya que es necesario el entender que el mismo es un término aplicado a través de una amplia variedad de escalas espaciales, límites, pautas y sus interacciones, y que este existe en una jerarquía anidada (Kay, 1994; González, 1996; Jensen *et al.*, 1996), con la finalidad de que dentro de estos límites puedan ser descrito en su estructura y función.

Se han propuesto varias hipótesis concernientes a cómo el flujo de la energía cambia en los ecosistemas con el desarrollo y en respuesta a la tensión externa (tanto de origen natural como antropogénica). Las mediciones del flujo, eficiencia de asimilación, transferencia y disipación de material y energía entre los varios componentes del ecosistema (especies, grupo de nutrientes, etc.) pueden proveer información significativa de la estructura fundamental y función de todo el ecosistema (Ulanowicz 1986; Baird y Ulanowicz 1989; Ulanowicz y Kay 1991). Kay *et al.* (2001) hacen énfasis en la propuesta del uso de indicadores basados en la energía para caracterizar y medir el status de ecosistemas perturbados y naturales. Aunado a lo anterior, y como un punto también importante en este análisis, está la comprensión de la naturaleza de las condiciones límites o funciones de fuerza que actúan sobre los ecosistemas.

En los últimos años se ha prestado mayor atención al estudio integral de la dinámica poblacional de las diferentes especies que se encuentran dentro de una comunidad, es sabido que los cambios de biomasa de una población son el resultado del balance que existe entre pérdidas y ganancias de organismos a la misma población, siendo necesario identificar los factores que generan estos cambios, incluyendo aquellos hechos que vinculan a los stocks (i.e., poblaciones explotadas) con su ambiente variable, ya sea desde el punto de vista de factores abióticos, o desde el punto de vista de relaciones depredador-presa (Pauly, 1997; Vasconcellos *et al.*, 1997).

Una alternativa para abordar el estudio de dichos factores es la implementación de modelos ecológicos que incluyan las principales interacciones entre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema. Dado que existen evidencias suficientes de que las interdependencias tróficas permiten explicar una porción de variación observada en los rendimientos de algunos recursos pesqueros a través de los cambios de biomasa tanto de las presas como de los depredadores (Christensen, 1996; Pauly, 1999), una buena opción para representar las relaciones entre los componentes de un sistema es precisamente mediante sus relaciones tróficas, lo cual se puede lograr mediante modelos balanceados de flujos de biomasa (Pauly, 1997).

Estos modelos representan una herramienta que permite optimizar los beneficios que se pueden obtener del sistema desarrollando estrategias de manejo mediante la simulación de perturbaciones, tanto de origen natural como antropogénico (por ejemplo las actividades petroleras). Ya que la declinación de los recursos pesqueros no siempre es explicada por la actividad pesquera en sí, se hace necesario el considerar efectos ambientales a corto y largo plazo, degradación de hábitats críticos, cambios en la abundancia relativa de las poblaciones por causas inducidas o naturales (Arreguín-Sánchez, 2001), y considerando que, las pesquerías en sí mismas inducen a su vez cambios en las biomásas en los ecosistemas marinos (Pimm y Hyman, 1987; Christensen, 1998; Pauly, 1999); y a partir de estos cambios buscar estrategias que permitan mantener la estructura (o 'salud') del ecosistema (Christensen, 1995).

Aunque los modelos de simulación dinámica permiten probar varias hipótesis acerca de la dinámica de la comunidad en los ecosistemas, su implementación ha encontrado

tradicionalmente problemas metodológicos debido a la complejidad de las interacciones entre grupos y la cantidad de datos requeridos (Pauly y Christensen, 1993). En contraste, el modelado de balance de masas conduce a un proceso relativamente simple durante un periodo definido de tiempo, en el supuesto de un estado estacionario sobre un periodo dado, generalmente un año. Recientemente estas dos aproximaciones han sido fusionadas con la aproximación del balance de masas, proveyendo las bases para simulaciones en ambos sentidos, de tiempo y espacio (Walters *et al.*, 1997; Okey y Pauly, 1998).

En México se han implementado alrededor de 40 modelos ecológicos basados en la estructura trófica de los ecosistemas. Asimismo, se han desarrollado diversos trabajos de investigación que, basados en estos modelos, han permitido explorar aspectos de teoría de ecosistemas, así como estrategias de manejo, notoriamente sobre casos reales de estrategias de manejo para la recuperación de la pesquería de camarón en la Sonda de Campeche, y para las pesquerías del Golfo de California (Arreguín-Sánchez, 2001; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2004a; Zetina-Rejón y Arreguín-Sánchez, 2004).

En estos modelos, además de representar la estructura trófica y dinámica del ecosistema (Arreguín-Sánchez, *et al.*, 1993; Manickchand-Heileman *et al.*, 1998a; Zetina-Rejón y Arreguín-Sánchez, 2003; Morales-Zárata *et al.*, 2004) se ha descrito la influencia de la pesca de algunos recursos de importancia sobre el sistema: Arreguín-Sánchez y Valero (1996a), Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman (1998b), Arreguín-Sánchez (2000), Arreguín-Sánchez *et al.* (2002), Arreguín-Sánchez *et al.* (2004), Zetina-Rejón *et al.* (2004)

4. PETRÓLEO Y MEDIO AMBIENTE (NRC, 1985; 2002)

El petróleo posee un intervalo de riesgos ambientales cuando se vierte al medio ambiente (sea como un derrame catastrófico o de descargas crónicas). En adición a los impactos físicos de grandes derrames, la toxicidad de muchos de los compuestos individuales contenidos en el petróleo es significativa, aún pequeñas descargas pueden matar o dañar organismos desde el nivel celular al poblacional. Compuestos tales como los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) son conocidos carcinógenos para los humanos y se encuentran presentes en variadas proporciones en el petróleo crudo y en los productos refinados. El realizar un informe para la toma de decisiones relativo a las formas de

minimizar riesgos al medio ambiente, requiere un entendimiento de como el vertimiento del petróleo, asociado con diferentes componentes de la extracción, transportación y consumo del mismo, varía en tamaño, frecuencia e impacto ambiental.

4.1 Aportes de petróleo al mar

Un exámen de los reportes, desde una variedad de fuentes, incluyendo las industriales, gubernamentales y académicas, indican que aunque las fuentes de aportes de petróleo al mar son diversas, pueden ser categorizadas efectivamente dentro de cuatro grupos principales: afloramientos naturales, extracción, transportación y consumo de petróleo.

4.1.1 Los afloramientos Naturales son un fenómeno puramente natural que ocurre cuando los afloramientos de petróleo crudo, desde el estrato geológico debajo del piso marino, cubren la columna de agua. Estos afloramientos derraman anualmente vastas cantidades de petróleo crudo y aunque estos grandes volúmenes son vertidos, aún así, lo hacen a una tasa lo suficientemente lenta, que el ecosistema circundante puede adaptarse y prosperar en su presencia. Estos procesos naturales son responsables de cerca del 60% del petróleo que entra en aguas de Norte América y, cerca del 45% del petróleo que entra al medio marino mundial.

4.1.2 Extracción de petróleo: esta puede resultar en descargas de ambos, crudo y productos refinados, como resultado de las actividades humanas asociadas con los esfuerzos de explorar y producir petróleo. La naturaleza y tamaño de estas descargas es altamente variable, pero está restringida a áreas donde la exploración activa de gas y petróleo y desarrollo están bajo norma de operación. Las descargas debido a estas actividades, representan gruesamente un 3% de la entrada total de petróleo por actividades antropogénicas en aguas de Norte América y 5% al total mundial. Aunque empequeñecidas por algunas otras fuentes de petróleo al ambiente marino, estas entradas no son triviales, ya que pueden ocurrir como grandes derrames o como lentas descargas crónicas concentradas en campos de producción. Ulteriormente, estos derrames debidos a las actividades de extracción que toman lugar cerca de la costa o aún sobre la costa, pueden poseer riesgos significantes para los ambientes costeros sensibles. Las descargas debidas a la extracción de gas y petróleo pueden incluir: derrames accidentales de petróleo crudo por estallamiento de pozos, derrames superficiales de crudo desde las plataformas o descargas crónicas lentas

asociadas con la disposición de agua de producción (agua que se produce durante la extracción o los procesos de perforación). Los Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) que están comunmente asociados con, o disueltos en, el petróleo son vertidos durante las actividades de extracción y también contribuyen al acarreo del total de hidrocarburos que ingresan al mar. Estos compuestos, sin embargo, rápidamente se volatilizan en la atmósfera y así parece que tienen un corto tiempo de residencia en las aguas marinas. A pesar del reciente y significativo decremento en las cantidades de petróleo vertidas durante las actividades de extracción, el potencial para un derrame significativo, especialmente en los campos más antiguos de producción con infraestructura envejecida, no puede ser ignorado.

4.1.3 Transportación de petróleo, esta actividad puede resultar en la derrama de dramáticamente variados tamaños, desde los principales derrames asociados con accidentes de buques-tanque tales como el del *Exxon Valdez*, a relativamente pequeñas derramas operacionales que ocurren regularmente.

Derrames debidos a la actividad de transportación, hacen un grueso del 9% de la entrada total de petróleo que ingresa a través de actividades antropogénicas a las aguas de Norte América y menor al 22% mundial. Similar a los derrames por la actividad de extracción, estos volúmenes son empuerqueñecidos por aquellos provenientes de otras fuentes de petróleo al medio marino.

Las áreas cercanas a las principales instalaciones de manejo del petróleo, enfrentan la mayor amenaza. Los derrames debidos a las actividades de transportación pueden verter una amplia variedad de productos del petróleo (no solo crudo), cada uno de las cuales se comporta diferentemente en el ambiente (por ejemplo los destilados ligeros tienden a evaporarse rápidamente) o contener diferentes concentraciones de compuestos tóxicos como HAP. Los COV, tambien son vertidos desde los buques en travesía o involucrados en actividades de carga y descarga, aunque estos compuestos se volatilizan rápidamente en la atmósfera. A pesar de los recientes y sustantivos decrementos en el tamaño y frecuencia de los derrames debido a tanques, el potencial para un gran derrame es significativo, especialmente en regiones sin procedimientos de seguridad y prácticas de inspección marina rigurosas.

4.1.4 Consumo de petróleo, este puede resultar en vertimientos tan variables como las actividades que consumen petróleo. Estos vertimientos típicamente pequeños pero frecuentes y ampliamente difundidos, contribuyen abrumadoramente con la mayoría del petróleo que entra al mar debido a la actividad humana.

Sobre un promedio estimado de 84,000 toneladas (94,655,886 litros) de petróleo que ingresan a aguas de Norte América y, 480,000 toneladas (530,072,964 litros) ingresadas mundialmente cada año desde estas fuentes difusas. Estos ingresos hacen cerca del 70% del petróleo vertido a los océanos del mundo desde fuentes antropogénicas y cerca del 85%, por la misma vía, del total que ingresa a aguas de Norte América. Diferente a otras fuentes, estos ingresos ocurren casi exclusivamente como vertimientos lentos y crónicos. Es más, debido a que la vasta mayoría del consumo de petróleo ocurre en tierra, los ríos y escorrentías de desechos y tormentas representan la fuente más significativa de petróleo al medio marino, afectando áreas de aguas costeras ecológicamente sensibles (estuarios y bahías).

4.2 Composición del petróleo

El petróleo esta compuesto principalmente de hidrocarbomos, estos elementos (hidrógeno y carbón) juntos constituyen cerca del 97% de la mayoría del petróleo, mientras que los elementos menores; nitrógeno, azufre y oxígeno, hacen el restante 3%. El petróleo crudo algunas veces contiene sales minerales, así como metales traza tales como el níquel, vanadio y cromo. En general, los compuestos de hidrocarbomo encontrados en el petróleo crudo están caracterizados por su estructura, estos incluyen compuestos saturados, oleofinas, polares y aromáticos. En la Tabla I se presenta una síntesis de algunas características selectas de estos componentes, y en el Anexo 1 se presenta una descripción más amplia de los mismos.

Tabla I. Componentes en el petróleo y características selectas (Yender *et al.*, 2002).

Grupo	Sub-grupos (nombre alternativo)	Características selectas	Contenido típico en petróleo (%)
Saturados	<ol style="list-style-type: none"> 1. Alcanos (alifáticos): n-alcanos (parafinas) están directamente encadenados; los isoalcanos están ramificados 2. Cicloalcanos (cicloparafinas o naftalenos): estructuras de anillos saturados. 3. Ceras: grandes compuestos saturados. 	<p>Alta tasa de degradación microbiana arriba del C22;</p> <p>Baja solubilidad en agua;</p> <p>Baja toxicidad acuática</p>	<p>Gasolina: 50-60</p> <p>Diesel: 65-95</p> <p>Crudo ligero: 55-90</p> <p>Crudo pesado: 25-80</p> <p>Combustible pesado: 20-30</p>
Compuestos polares	<ol style="list-style-type: none"> 1. Resinas: compuestos más pequeños que se une con S, N o O. 2. Asfaltenos: compuestos muy grandes. 	<p>Muy lenta degradación microbiana/física;</p> <p>Muy baja solubilidad en agua/toxicidad acuática.</p>	<p>Gasolina: 0</p> <p>Diesel: 0-2</p> <p>Crudo ligero: 1-15</p> <p>Crudo pesado: 5-40</p> <p>Combustible pesado: 10-30</p>
Aromáticos	<ol style="list-style-type: none"> 1. Monoaromáticos (BTEX): un solo anillo de benceno. 2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP): 2-6 anillos de benceno. 	<p>Más lenta tasa de degradación microbiana que los saturados;</p> <p>Alta solubilidad en agua;</p> <p>Alta toxicidad acuática</p>	<p>Gasolina: 25-40</p> <p>Diesel: 5-25</p> <p>Crudo ligero: 10-35</p> <p>Crudo pesado: 15-40</p> <p>Combustible pesado: 30-50</p>

El conocimiento de estos diferentes compuestos y sus estructuras, es importante para entender el destino y efecto del vertimiento del petróleo crudo o productos derivados de él.

El grupo de compuestos saturados en varios crudos consiste principalmente de alcanos, que están constituídos de hidrógeno y carbón con el número máximo de átomos de hidrógeno alrededor de cada carbón. El grupo saturado también incluye cicloalcanos, los compuestos saturados de más alto peso molecular son con frecuencia referidos como “ceras”.

Las oleofinas, o compuestos insaturados, son aquellas que contienen el menor número de átomos de hidrógeno que el máximo posible, estas tienen al menos un doble enlace carbón - carbón, el cual desplaza a dos átomos de hidrógeno, cantidades significativas de estos compuestos son encontradas solo en productos refinados.

Los compuestos polares, son aquellos que tienen una carga molecular significativa como resultados de su unión con elementos tales como nitrógeno, azufre o oxígeno. En la

industria petrolera, los compuestos polares más pequeños, son conocidos como resinas. Los compuestos polares más grandes son denominados asfaltenos y con frecuencia hacen el porcentaje más grande del asfalto, comúnmente utilizado en la construcción de carreteras. Los asfaltenos con frecuencia son moléculas muy grandes y, si abundan en un volumen específico de petróleo, tienen efecto significativo sobre su comportamiento.

Los compuestos aromáticos incluyen al menos un anillo de benceno, el cual es muy estable, y por lo tanto persistente en el ambiente y puede tener efectos tóxicos sobre los organismos. Los compuestos monoaromáticos (un solo anillo) más volátiles encontrados en el petróleo crudo son con frecuencia referidos como BETEX, o benceno, tolueno, etilbenceno y xileno. Los hidrocarburos aromáticos pueden contabilizar cerca del 1 al 20% del total del petróleo crudo. El benceno y el alquilbenceno, con uno o dos grupos metil o etil (tolueno, xileno, etilbenceno), pueden estar presentes a una concentración de altos porcentajes en el crudo ligero, pero más típicamente están presentes a concentraciones de 1,000 a 10,000 mg/kg. Usualmente el tolueno es el más abundante de los compuestos BETEX, seguido por el benceno o uno de los tres isómeros del xileno. Más usualmente los alquil bencenos están presentes a bajas concentraciones en petróleos crudos.

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos -HAP- (múltiples – anillos) consisten al menos de dos anillos de benceno. Un petróleo crudo típico puede contener del 0.2% a más del 7% de HAP totales.

4.3 Contaminación por hidrocarburos de petróleo y sus posibles efectos

El dimensionar la magnitud y duración de efectos ambientales, se debe considerar el tipo de petróleo vertido y la susceptibilidad de los organismos blanco. Los procesos físicos de intemperismo, pueden encapsular parte o todo el petróleo en formas que son menos disponibles para los organismos, ya que varios procesos fisiológicos y de comportamiento moderan el movimiento del petróleo desde el ambiente circundante hacia dentro de los organismos marinos. Los componentes individuales del petróleo pasan hacia los organismos a diferentes tasas, dependiendo de sus propiedades físicas y químicas. Los organismos responden a los hidrocarburos en su alrededor y moderan o acentúan la exposición. Para comprender el impacto y posibles efectos de los hidrocarburos hacia los

organismos, se hace al menos necesario comprender tres conceptos básicos que subyacen en este proceso:

Biodisponibilidad: los organismos marinos no están expuestos a la cantidad total de hidrocarburos en el agua y el sedimento, debido a que algunas porciones del químico ocurren en formas no accesibles a los organismos. Ampliamente hablando, este término puede ser usado para describir el resultado neto de procesos físicos, químicos y biológicos que moderan el transporte de compuestos de hidrocarburos desde el punto de vertido hasta el organismo blanco. Es la cantidad de petróleo que está biológicamente disponible para un organismo a través de varios procesos ambientales (sea por ingestión o absorción); es, la cantidad de partículas y materia orgánica que puede estar ligada a compuestos del petróleo o la concentración de hidrocarburos disueltos en la columna de agua. Es comprensible, de ahí, que el vertimiento de iguales cantidades de la misma sustancia a diferentes tiempos o localidades, pueda tener dramáticamente diferentes impactos ambientales.

Por ejemplo, la biodisponibilidad de HAP desde los sedimentos y alimento es menor que aquella en solución en agua.

Bioacumulación: la acumulación de hidrocarburos de petróleo por los organismos marinos es dependiente de la disponibilidad biológica de los hidrocarburos, la extensión de la exposición y la capacidad del organismo para las transformaciones metabólicas.

Biomagnificación: es la concentración de contaminantes sobre dos o más niveles tróficos, la biomagnificación *no* es usualmente un punto a tomar en cuenta con compuestos de petróleo originados desde un derrame.

Una vez que los hidrocarburos están en los organismos, existe una amplia variación en los tipos y magnitudes de las respuestas fisiológicas. Varios organismos rápidamente metabolizan y excretan los hidrocarburos, aunque estas vías pueden crear intermediarios más tóxicos.

La habilidad de los organismos para acumular y metabolizar varios hidrocarburos, el destino de los productos metabolizados, la interferencia de hidrocarburos específicos (o metabolitos) con el proceso metabólico normal que pueden alterar las posibilidades del organismos para sobrevivir y reproducirse en el ambiente y, los efectos narcóticos de los

hidrocarburos sobre la transmisión nerviosa, son los principales factores biológicos en determinar el impacto ecológico de cualquier vertimiento.

Finalmente, la transferencia de contaminantes hacia la biota marina y por último al consumidor humano y los efectos toxicológicos sobre el ecosistema, son dependientes de la disponibilidad y persistencia de estos contaminantes dentro de los ambientes béticos. La incidencia de tumores y otros desórdenes histopatológicos en peces que habitan en fondos y crustáceos de áreas costeras contaminadas, han sido sugeridos como una posible conexión a la exposición y toma crónica de hidrocarburos. (Neff and Haensly, 1982; Berthou *et al.*, 1987).

4.3.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)

Los HAP incluyen aquellos compuestos que tienen los efectos ambientales mas serios de todos los compuestos en el petróleo crudo, en el ambiente se derivan principalmente de la combustión del petróleo y el carbón, pero también son producidos por la quema de madera, incendios forestales y una variedad de otras fuentes de combustión. Su abundancia en el petróleo usualmente decrece con el incremento del peso molecular, en la mayoría de los casos los hidrocarburos aromáticos, de un anillo (benceno) a tres anillos (fenantreno), y los hidrocarburos aromáticos heterocíclicos relacionados, tales como el dibenzotiofeno, contabilizan al menos el 90% de los hidrocarburos aromáticos que pueden ser determinados en el petróleo crudo por los métodos analíticos convencionales. Los HAP de cuatro a seis anillos (pireno/fluoranteno y coroneno), algunos de los cuales son conocidos carcinógenos de mamíferos, usualmente están presentes a concentraciones bajas o traza en los petróleos crudos, con frecuencia contienen uno o más sustitutos metil o etil, sobre uno o mas carbonos aromáticos. Como regla general, estos HAP alquilatados son más abundantes que los compuestos paternos en petróleo. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos se convierten en los contribuyentes mas importantes para la toxicidad de los petróleos intemperizados, siendo los responsables por varios de los efectos biológicos del petróleo, es importante notar que el efectos tóxico de compuestos específicos de HAP, difiere de aquel de la clase entera. Es más, la sensibilidad para varios compuestos específicos de HAP puede variar dramáticamente entre especies, aún entre grupos taxonómicos cercanamente relacionados (Mallakin *et al.*, 1999; Boese *et al.*, 1999).

Existen miles de compuestos de HAP, cada uno difiriendo en el número y posición de los anillos aromáticos, y en la posición de sustitutos sobre el sistema básico de anillo. La preocupación ambiental se ha centrado sobre los que su intervalo de peso molecular va desde 128.16 (naftaleno, estructura de 2-anillos) hasta 300.36 (coronene, estructura de 7-anillos). Compuestos de HAP insubstituidos de bajo peso molecular, conteniendo 2 ó 3 anillos, exhiben toxicidad aguda significativa y otros efectos adversos hacia los organismos, pero no son carcinógenos; los de alto peso molecular, conteniendo de 4 a 7 anillos, son significativamente menos tóxicos, pero muchos de estos compuestos son demostradamente carcinógenos, mutagénicos o teratogénicos para una amplia variedad de organismos, incluyendo peces y otra vida acuática, anfibios, aves y mamíferos. Los HAP forman un gran grupo heterogéneo, pero los miembros más tóxicos de esta familia conocidos hasta la fecha son las moléculas que tienen de cuatro a siete anillos, por lo anterior nos enfocaremos sobre estos últimos compuestos que son de interés para el presente trabajo. En la Tabla II, se enlista algunas de las más conocidas moléculas de HAP.

Tabla II. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) considerados de mayor importancia en impacto a la biota marina y de riesgo a la salud humana

Ligeros	Nota
Naftaleno	Tóxico, irritante, sospecha de agente carcinógeno
Acenaftileno	Irritante
Fluoreno	Dañino
Acenapteno	Irritante
Fenantreno	Irritante, fotosensibilizador, posible mutágeno
Antraceno	Fotosensibilizador, irritante
Fluoranteno	Posible mutágeno
Pireno	Dañino
Benzo [a] antraceno	Muy tóxico, peligroso para el ambiente, carcinógeno
Criseno	Sospecha de agente carcinógeno, mutágeno
Pesados	
Benzo [b] fluoranteno	Sospecha de agente carcinógeno, mutágeno
Benzo [k] fluoranteno	
Benzo [a] pireno	Sospecha de agente carcinógeno, mutágeno, teratógeno
Dibenzo [a,h] antraceno	Muy tóxico, peligroso para el ambiente
Indeno [1,2,3,c,d] pireno	
Benzo [g,h,i] perileno	

El Benzo[a]pireno (B[a]P) es el más estudiado de los compuestos de la familia de HAP, es un compuesto relativamente grande no sustituido de cinco anillos, debido a sus niveles relativamente altos en el medio ambiente y su alta toxicidad, resultando en un gran impacto para la salud más que otro HAP identificado en el ambiente. Anteriormente se asumía que todos los HAP eran equipotentes al B[a]P, en su habilidad para causar cáncer, pero más recientemente la agencia ambiental de Norteamérica propuso una guía (CalEPA, 1994) de aproximación para el uso de Factores de Equivalencia de Toxicidad (TEF, por sus siglas en inglés) para cHAP, el cual es un estimado de la toxicidad relativa (por un orden de magnitud) del congénere comparado con el B[a]P (Tabla III).

Tabla III. Factores de Equivalencia de Toxicidad para HAP carcinogénicos

HAPs	Potencia Relativa
Benzo[a]pireno	1.0
Benz[a]anthraceno	0.1
Benzo[b]fluoranteno	0.1
Benzo[k]fluoranteno	0.01
Chriseno	0.001
Dibenz[a,h]antraceno	1.0
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0.1

4.3.1.1. Propiedades físicas y químicas de los HAP

La propiedad física y química de HAP está gobernada por el tamaño (número de átomos de carbono) y forma (modelo de union de los anillos) de las moléculas individuales. Todos los HAP completamente insaturados son sólidos a temperatura ambiental y tienen relativamente altos puntos de fusión y ebullición, son solubles en lípidos (grasa) y son esencialmente insolubles en sistemas acuosos. La solubilidad acuosa decrece con el incremento del tamaño molecular y la presión de vapor para ellos es baja y decrece, así mismo, con el incremento del tamaño molecular.

Son generalmente insolubles en agua pero pueden ser rápidamente disueltos en solventes o ácidos orgánicos. Esto significa que en ambientes acuosos, son generalmente encontrados adsorbidos a partículas y en materia húmica o solubilizados en cualquier materia petrolizada, la cual puede contaminar el agua, los sedimentos y el suelo. Su solubilidad en

agua es inversamente proporcional al número de anillos que contenga, como resultado, las moléculas de alto peso molecular (>4 anillos) están casi exclusivamente unidas a la materia particulada, mientras que las de más bajo peso molecular (3 anillos) pueden también ser encontradas disueltas en agua.

Ya que los HAP tienden a tener baja presión de vapor, están usualmente adsorbidos sobre la materia particulada en la atmósfera, la presión de vapor de los HAP es inversamente proporcional al número de anillos que contenga. Como resultado los de más alto peso molecular están en su mayoría adsorbidos a la materia particulada, en muestras atmosféricas, mientras que los de bajo peso molecular pueden ser encontrados, de ambas formas, libres en la atmósfera y unidos a partículas.

4.3.1.2 Procesos degradativos de los HAP

Neff (1979) intentó integrar los procesos degradativos asociados con la remoción de estos compuestos desde ambientes acuáticos, concluyendo que el tiempo de residencia en el agua marina es corto, los aromáticos de bajo peso molecular (benceno a fenantreno) son removidos primariamente por evaporación y actividad microbiana, los de alto peso molecular son removidos principalmente por sedimentación y foto-oxidación.

La degradación de HAP por animales en la columna de agua es de menor importancia. En sedimentos ricos en nutrientes, biológicamente activos y aeróbicos, su degradación esta dramáticamente incrementada por comunidades saludables de bacterias y hongos, en sedimentos anaerobios, los HAP de mayor peso molecular (4 a 7 anillos) pueden persistir por años.

Bioconcentración y biomagnificación de HAP en el ambiente marino

Para que se dé la bioconcentración, al menos se deben de dar dos situaciones: primero, que los organismos deben de tener la habilidad de bioconcentrar bajos niveles de contaminantes desde la columna de agua o su alimentos y segundo, estos contaminantes o sus intermediarios metabólicos tóxicos, deben ser retenidos inalterados, en los tejidos del organismos hasta que sea depredado por un animal de más alto nivel trófico.

Existen un número de factores que mitigan contra la biomagnificación, si los contaminantes no son adsorbidos, no pueden acumularse. Numerosos organismos, particularmente vertebrados, tienen la habilidad, ya sea de metabolizarlos o de excretarlos. Si los

contaminantes son rápidamente excretados o son metabolizados a compuestos no tóxicos, entonces la cadena se rompe y la biomagnificación no es efectiva en pasar contaminantes hacia arriba de la cadena trófica (Neff, 1979).

Bioacumulación desde el alimento

Los anélidos tienen poca, si es que ninguna, habilidad para acumular estos compuestos desde su alimento. Sin embargo la situación es bastante diferente en crustáceos marinos y peces, donde la toma desde el alimento es mucho más eficiente que la toma desde el agua. Los artrópodos (cangrejos, anfípodos, camarones, etc.) rápidamente acumulan los HAP de peso molecular más ligero y muy rápidamente los excretan o metabolizan (Neff, 1979).

Neoplasia

Se ha reportado en peces por un número de años y, este mismo tipo de lesiones son mucho menos comunes en bivalvos y otros invertebrados.

Promoción de carcinogénesis

En invertebrados, las enzimas producidas por los sistemas del citocromo P-450, la Oxidasa de Función Mixta y la Hidro-oxilasa Aril Hidrocarbón (MFO y AHH, respectivamente, por sus siglas en inglés) son responsables por iniciar el catabolismo de compuestos lipofílicos (incluyendo HAP). Estos sistemas rinden moléculas hidrofóbicas más solubles en agua, y de aquí incrementan su potencial para la excreción y desintoxicación. En el caso de ciertos HAP de alto peso molecular, los productos metabólicos intermediarios de este sistema de enzimas pueden ser altamente tóxicos, mutagénicos o carcinogénicos. El metabolismo oxidativo de algunos HAP (como el B[a]P) resulta en la producción de óxidos de arene, algunos de los cuales se unen covalentemente al ADN y ARN (particularmente con la guanina). Las lesiones cromosomales resultantes pueden dar pauta a desregular el crecimiento y división celular (cáncer).

La habilidad para metabolizar moléculas de alto peso molecular de HAP (aHAP) varía significativamente entre phyla; entre los invertebrados, los moluscos tienen baja actividad de AAH y habilidad limitada para metabolizar aHAP. Los artrópodos y los anélidos muestran actividad incrementada y, algunos crustáceos marinos tienen actividad significativamente demostrada del citocromo P-450, MFO y AHH.

Los vertebrados, incluyendo peces, demuestran altas capacidades de citocromo P-450, MFO y AHH. El hígado es el sitio primario de la actividad de MFO en peces y, el hígado, intestino y vesícula biliar son sitios primarios de concentración, metabolismo y excreción de HAP. Estos órganos no son normalmente consumidos por los humanos. En crustáceos; el hepatopáncreas, la glándula verde (organo excretorio), el estómago pilórico, branquias, testículos y tallo ocular; son los sitios de acumulación de HAP y actividad de la enzima AHH. De nuevo, estos tejidos normalmente no son consumidos por los humanos, aunque el hepatopáncreas es algunas veces consumido como “mantequilla de cangrejo”.

Los centros del melanomacrófago son parte integral del sistema inmune de los teleostes. Los niveles incrementados de las enzimas de P-450, MFO y AHH en peces y crustáceos expuestos a muy altos niveles de HAP, sugieren un activo catabolismo de estas moléculas. La inducción enzimática no es un signo de estrés per se. Sin embargo es asunto de preocupación porque algunos de los productos intermediarios del catabolismo de los aHAP son carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos (Payne, 1977).

5. CUESTIONAMIENTOS DE INVESTIGACIÓN.

El poder definir y precisar que impactos potenciales o reales son o han sido causados por las actividades de la industria petrolera en el ecosistema y pesquerías de la Sonda de Campeche, a partir de la información que se genere y con ello estar en posibilidad de determinar que evidencias objetivas relacionan dichas actividades con las condiciones de alguno o algunos de los componentes del ecosistema, lo que permitirá establecer mecanismos de impacto específicos y a que nivel y componente(s) se suceden o se pueden presentar en un horizonte de tiempo y espacio, lo que conduce a plantear los siguientes cuestionamientos de investigación.

1. ¿Es posible predecir el movimiento y acumulación de contaminantes de la industria petrolera (hidrocarburos de petróleo y sus derivados) siguiendo su trayectoria a través de las redes alimenticias, determinando con ello los impactos potenciales en los grupos biológicos?

2. ¿Es posible determinar la existencia de interdependencia entre las industrias petrolera y pesquera, a partir de un modelo trófico de balance de masas?

5.1 Objetivo General

Determinar los principales flujos de biomasa a través de la cadena trófica y a través de ella representar la ruta que siguen algunos contaminantes de la industria petrolera en los ecosistemas naturales y las consecuencias para la explotación de recursos pesqueros.

5.2 Objetivos Particulares

5.2.1 Describir las relaciones tróficas en el ecosistema a partir de un modelo de balance de masas.

5.2.2 Identificar los productos de la industria petrolera que si impactan de manera significativa en la cadena trófica y describir su trayectoria y en su caso procesos de bioacumulación.

5.2.3 Estimar la potencial relación entre la industria petrolera y la pesquera y las potenciales consecuencias para la industria pesquera y la salud humana.

6.- METODOLOGÍA

6.1.- Zona de Estudio

La Sonda de Campeche forma parte de la plataforma continental al noroeste de la Península de Yucatán, al sur del Golfo de México, situada en el extremo occidental fuera de la Laguna de Términos, extendiéndose en un área de aproximadamente 90,000 km², desde los 200 m de profundidad hasta la línea de playa. Es un sistema amplio cuya plataforma se extiende significativamente hasta alcanzar los 150 km.

Sus características ambientales, de mayor importancia ecológica, dependen de la circulación litoral, el intercambio de aguas oceánicas y costeras, la descarga fluvial (ríos Grijalva y San Pedro en el extremo occidental y río Champotón hacia el este, mientras que el área central depende principalmente sobre la descarga de la Laguna de Términos) y la transición de materiales terrígenos y sedimentos calcáreos (Sánchez-Gil *et al.* 1981; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil 1983). El ambiente de plataforma continental es enriquecido por

los nutrientes y materiales orgánicos exportados por los sistemas ribereños y lagunares adyacentes en esa región del Golfo. Esta y otras características ambientales, revelan un acoplamiento dinámico entre los sistemas costeros y de la plataforma continental de cuyo delicado balance depende la producción biológica y la biodiversidad del sistema. Todas las características mencionadas, en conjunto con los aportes litorales y del lecho marino condicionan un sistema sedimentario altamente detritívoro.

El área particular de estudio, dentro de la Sonda de Campeche, está localizada entre los 19° 00' y 20°00' N y entre los 91° 20' y 92° 40' W, abarcando aproximadamente un área de 30,000 km² (Fig. 6).

La Sonda de Campeche, se encuentra ubicada entre dos provincias geológico-sedimentarias del Golfo de México (Antoine y Gilmore, 1970), al Oeste la provincia “Bahía de Campeche” con sedimentos de tipo terrígeno-clástico proveniente del sistema fluvial (limo-arcillosa) y la otra, al Este, se localiza la provincia denominada “Banco de Campeche” caracterizada por sedimentos calcáreos provenientes de la plataforma carbonatada de Yucatán.

De esta manera se presentan, con elevada correlación ecológica, dos habitats diferentes (subsistemas ecológicos) frente a la Laguna de Términos, denominados “**Bahía de Campeche**”: con influencia estuarina, aguas turbias, transparencia 7 – 42%, salinidad 35 – 37 ‰, temperatura 25 – 28°C, sin vegetación bentónica, sedimentos limo-arcillosos con 10-16% de CaCO₃, alto contenido de materia orgánica (>10%), pH 6.5-8.4, y oxígeno disuelto <4 ml/l; y el “**Banco de Campeche**”: típicamente marina, aguas claras, transparencia 53-99%, salinidad 36-37 ‰, temperatura 26-29°C, pastos marinos y macroalgas, arenas con 70-90% de CaCO₃, bajo contenido orgánico (<10%), pH 7.7-8.9 y oxígeno disuelto < 4 ml/l (Sánchez-Gil *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia. y Sánchez-Gil, 1988b).

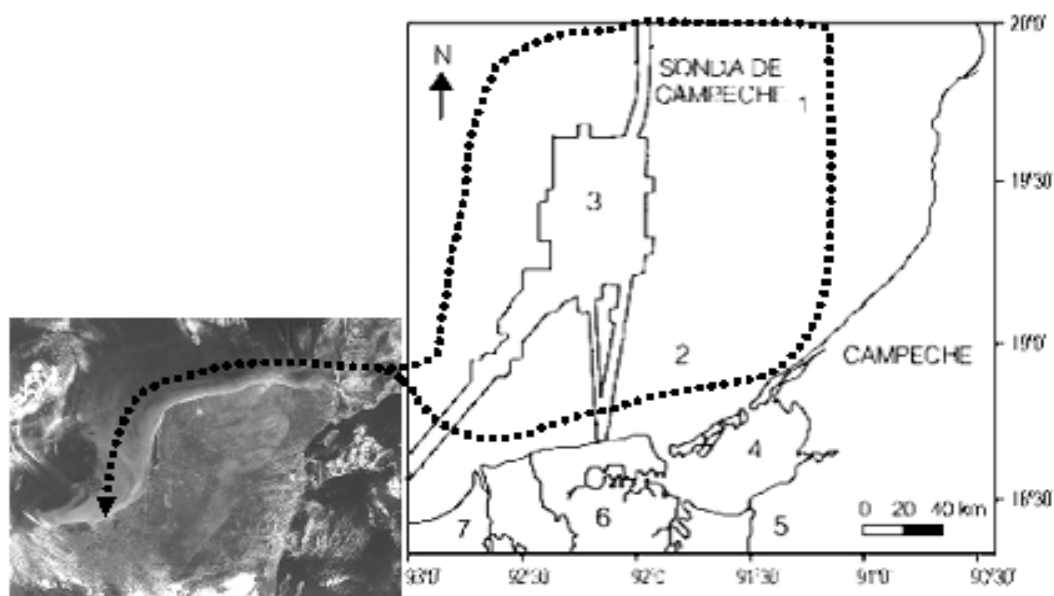


Figura 6. Área de Estudio en la Sonda de Campeche, México. **1:** Sonda de Campeche (plataforma carbonatada). **2:** Bahía de Campeche (plataforma terrígena). **3:** Área a evitar y de plataformas marinas. **4:** Laguna de Términos. **5:** Río Palizada. **6:** Ríos San Pedro y San Pablo. **7:** Ríos Grijalva y Usumacinta. Modificado de: Hernández-Arana (2003).

Debido a su dinámica tan compleja, la zona costera del Golfo de México se considera como altamente productiva. Esta condición es resultado de las interacciones entre los factores climáticos, los aportes hídricos, las características de su margen costero, así como la oceanografía del área que se reflejan en el movimiento de toda la columna de agua y le confieren la característica de poseer una productividad primaria ($> 40.4 \text{ mgC}\cdot\text{m}^{-2}/\text{d}^{-1}$) y secundaria altas (Licea, 1977; Licea y Santoyo, 1991) así como por su riqueza en depósitos de hidrocarburos fósiles, concentrados en la provincia geográfica de la “Bahía de Campeche” (Antoine y Gilmore, 1970). La interacción océano – atmósfera genera condiciones climáticas (precipitación – estío – tormentas de invierno) e hidrográficas (estratificadas y homogéneas) que determinan la dinámica de circulación de las aguas y condicionan muchos de los procesos naturales y sociales que tienen lugar en la región, y particularmente las actividades productivas. El clima dominante es Amw, caliente subhúmedo con lluvia en verano (desde mayo a octubre), temperatura media anual alrededor de 26°C y la precipitación promedio oscila entre 1,100 y 2000 mm; los vientos soplan predominantemente en dirección E-SE durante marzo-abril hasta agosto-septiembre,

cambiando a dirección N-NO durante octubre hasta febrero. En esta región ocurren tres periodos meteorológicos: a) estación seca desde febrero a mayo; b) estación de lluvias desde junio a octubre y, c) la estación de “nortes” desde noviembre a febrero (García, 1973).

Las corrientes de la zona costera del Sur del Golfo de México a una distancia no mayor de 180 km mar adentro, están influenciadas por los vientos dominantes; en verano se dirigen al Noroeste y en invierno cambian hacia el Este, el cambio se ve influenciado por el flujo de agua proveniente de la Corriente de Lazo que al mezclarse con el remolino del giro ciclónico lo desvía hacia el Este (Monreal-Gómez y Salas de León, 1990; Martínez-López y Pares-Sierra, 1998), el cual persiste todo el año a través de la parte norte de la región carbonatada. En la parte sur de la plataforma, las interacciones frontales ocurren entre las descargas de los ríos y el agua oceánica (Czitrom *et al.*, 1986; Carranza-Edwards *et al.*, 1993).

6.2.- Definición de los mecanismos de impacto en el ecosistema de la Sonda de Campeche por actividades de la industria petrolera.

Esta se realizó a partir de revisión bibliográfica especializada y diversa, buscando caracterizar:

1. Composición general y tipos de petróleo comunes en la zona de estudio;
2. El comportamiento de los derrames de petróleo en el medio ambiente característico de la zona de estudio;
3. Los procesos de intemperismo de los derrames petroleros en el medio marino;
4. Delimitar las actividades de la industria petrolera, y las fuentes de impacto de la misma en la zona de estudio, que afectan o pueden afectar la estructura y función de los ecosistemas marinos y sus componente bióticos;
5. Los componentes del petróleo que representan un riesgo para el ecosistema y los mecanismos relativos a como estos impactan específicamente en la zona de estudio y;
6. Finalmente, se representaron los resultados en una matriz de impacto, previa adaptación de metodologías al respecto (Conesa, 1995; Canter, 1998), donde se esquematizó en forma clara y concisa la información pertinente.

6.3.- Descripción del modelo tipo Ecopath

El desarrollo de la presente investigación está basado en el programa Ecopath with Ecosim (EwE v.5.1), mismo que representa la estructura trófica y función de un ecosistema y permite explorar estrategias de manejo utilizando técnicas formales de optimización, representando las mismas en escalas temporal y espacial (Christensen y Pauly, 1992; Walters *et al*, 1997). El modelo actual de Ecopath se originó del propuesto por Polovina y Ow (1983) y Polovina (1993) si bien ya había sido desarrollado y aplicado por Walter (1979) en los Grandes Lagos. Christensen y Pauly (1992, 1995) desarrollaron Ecopath ulteriormente incorporando análisis de redes de flujo e índices de madurez del sistema, basados en las teorías de R.E. Ulanowickz, H.T. Odum y E.P. Odum.

Dentro de las propiedades a ser usadas por los modelos construidos con EwE, a continuación citamos algunas de las que Pauly (1997) considera relevantes: permiten comprender aspectos de estructura de los grupos tróficos funcionales; conectan los productos de la investigación pesquera con desarrollo recientes de la teoría ecológica a través de métodos (también incorporados en el programa) los cuales analizan las propiedades de redes de flujo; permiten comparar varias propiedades cuantificables de un sistema con otros sistemas también descritos con EwE; pueden ser usados para evaluar el impacto relativo de cambios de un grupo sobre otros grupos, y entonces identificar “recursos críticos” en un sistema o subsistema; pueden usarse para evaluar el impacto relativo del cambio de biomasa de un grupo sobre la estructura del sistema definido.

Ecopath supone un balance de masas entre los componentes del ecosistema en un tiempo determinado. Este concepto supone un balance de masas entre entradas (producción primaria e importaciones) y salidas (respiración y exportaciones, por ejemplo capturas) para cada componente o el sistema total. El resultado es un sistema termodinámico posible, descrito por ecuaciones determinísticas y lineales, donde toda la energía entrante a cualquier compartimiento independiente debería ser acumulada, movida a otro compartimiento a través de flujos o dejar el sistema.

Los datos de entrada para el modelo consisten de una matriz depredador/presa, biomasas, tasas de consumo/biomasa, exportaciones (incluyendo capturas) y tasas de producción/biomasa.

La ecuación maestra de Ecopath se puede expresar como:

$$\text{Producción} = \text{Depredación} + \text{Pesca} + \text{Otra mortalidad} + \text{Cambio de biomasa} + \text{Migración neta} \quad \text{Eq.1}$$

Y re-expresada como:

$$\text{Cambio de biomasa} = \text{Producción} - \text{Depredación} - \text{Pesca} - \text{Otra mortalidad} - \text{Migración neta} \quad \text{Eq. 2}$$

La suposición básica de ECOPATH es que el balance de masa ocurre dentro del ecosistema y que las relaciones tróficas entre grupos funcionales pueden ser descritas por ecuaciones lineales, como sigue:

$$\mathbf{B}_i \cdot (\mathbf{P}/\mathbf{B})_i = \mathbf{Y}_i + \sum_{j=1}^n \mathbf{B}_j \cdot (\mathbf{Q}/\mathbf{B})_j \cdot \mathbf{DC}_{ji} + \mathbf{B}_i \cdot (\mathbf{P}/\mathbf{B})_i \cdot (1 - \mathbf{EE}_i) \quad \text{Eq.3}$$

donde:

\mathbf{B}_i = es la biomasa del grupo funcional i en un tiempo dado.

$(\mathbf{P}/\mathbf{B})_i$ = es la proporción Producción / biomasa, la cual es igual a la tasa instantánea de mortalidad total (Z), en condiciones de equilibrio (Allen 1971).

\mathbf{EE}_i = es la eficiencia ecotrófica que representa la fracción de producción consumida, pescada o exportada fuera del sistema (pesca).

\mathbf{B}_j = es la biomasa del depredador j .

$(\mathbf{Q}/\mathbf{B})_j$ = es la proporción Consumo / biomasa del grupo j . Refiriéndose a la cantidad de alimento ingerido por un grupo expresado con respecto a su propia biomasa, en un periodo dado.

\mathbf{DC}_{ji} = es la fracción del grupo i en la dieta del depredador j ., la sumatoria representa todos los consumos de i por todos los depredadores j .

La ecuación representa un balance en la biomasa del grupo i , y en el ecosistema cada grupo es representado por una ecuación similar. La ecuación es repetida para todos n grupos funcionales en un conjunto de ecuaciones lineales que son resueltas usando álgebra matricial.

6.3.1 Construcción del modelo - Definición y descripción de grupos funcionales.

Algunos grupos funcionales importantes fueron tomados directamente de dos modelos desarrollados previamente para la zona de estudio, el primero por Manickchand-Heileman

et al. (1998a), que consideró 19 grupos funcionales y el cual fue posteriormente ampliado por Zetina-Rejón y Arreguín-Sánchez (2003), al considerar 6 grupos funcionales más. El presente modelo incorporó 24 grupos adicionales resultado de la desagregación de algunos grupos en modelos previos, pero que son útiles para los objetivos planteados en la presente propuesta, y particularmente atendiendo al objetivo particular del presente trabajo.

En la Tabla IV se presentan las especies componentes de cada grupo, así de los cuarenta y nueve grupos utilizados en el modelo integrado, se establecieron: dos productores primarios (fitoplancton y micrófitas bénticas); dos productores secundarios (zooplancton herbívoro e ictioplancton); dos grupo de detritus (un grupo de detritus y un grupo de animales muertos provenientes de la fauna de acompañamiento del camarón); cuarenta y un consumidores con diferentes niveles tróficos intermedios: peces (28 grupos); crustáceos (6 grupos); moluscos (2); aves marinas (1 grupo); tortugas marinas (1 grupo); fauna bentónica (3 grupos) y, dos grupos de depredadores topes (tiburones y delfines).

Tabla IV Grupos funcionales del modelo EwE de la Sonda de Campeche, México. ^{1,2}

	GRUPO FUNCIONAL	IMPORTANCIA	MIEMBROS	ESPECIES REPRESENTATIVAS
1	Detritus	Ecológica	----	-----
2	Detritus FAC Camarón	Ecológica	----	-----
3	Micrófitas bentónicas	Ecológica	-----	Cianobacterias, diatomeas bénticas
4	Fitoplancton	Ecológica/Sensible	----	Dinoflagelados, Diatomeas y Cianobacterias
5	Zooplancton	Ecológica/Sensible	-----	Copépodos, Quetognatos Eufiásidos, Decápodos planctónicos
6	Ictioplancton	Ecológica/Sensible	----	Especies comerciales y no comerciales
7	Poliquetos	Ecológica/Sensible	Capitellidae, Opheliidae, Lumbrineridae	-----
8	Infaua (Macrofauna)	Ecológica/Sensible	-----	Pequeños moluscos, invertebrados y nemátodos
9	Epifauna (Macroepifauna)	Ecológica/Sensible	-----	Crustáceos, Moluscos, Equinodermos
10	Camarón café	Pesquera/Ecológica/Sensible	Penaeidae	<i>Farfantepenaeus aztecus</i>
11	Camarón rosado	Pesquera/Ecológica/Sensible	Penaeidae	<i>F. duorarum</i>

Tabla IV (cotinuación).

	GRUPO FUNCIONAL	IMPORTANCIA	MIEMBROS	ESPECIES REPRESENTATIVAS
12	Camarón blanco	Pesquera/Ecológica/Sensible	Penaeidae	<i>Litopenaeus setiferus</i>
13	Camarón siete barbas	Pesquera/Ecológica/Sensible	Penaeidae	<i>Xiphopenaeus krueyeri</i>
14	Jaibas	Ecológica/Sensible	Portunidae	<i>Callinectes sapidus</i> , <i>C. bocourti</i>
15	Esquilas	Ecológica/Sensible	Squillidae	<i>Squilla empusa</i>
16	Pulpo	Pesquera	Octopodidae	<i>Octopus maya</i>
17	Calamar	Ecológica	Loliginidae	<i>Loligo pealii</i>
18	Lenguado	Ecológica/Sensible	Paralichthyidae	<i>Syacium gunteri</i>
19	Sardinas	Ecológica	Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i> , <i>Harengula jaguana</i> , <i>Sardinella aurita</i>
20	Bagre	Pesquera	Ariidae	<i>Bagre marinus</i> , <i>Arius felis</i>
21	Mero	Pesquera	Serranidae	<i>Ephinephelus morio</i>
22	Mojarras	Pesquera	Gerreidae	<i>Eugerres plumieri</i> , <i>Eucinostomus gula</i> , <i>E. argenteus</i>
23	Jurel	Pesquera	Carangidae	<i>Caranx ruberi</i>
24	Sierra	Pesquera	Scombridae	<i>Scomberomorus maculatus</i>
25	Huachinango	Pesquera	Lutjanidae	<i>Lutjanus campechanus</i>
26	Corvina	Pesquera	Sciaenidae	<i>Cynoscion nothus</i>
27	Cazón	Pesquera	Carcharhinidae, Sphyrnidae, Squalidae	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i> , <i>Sphyrna tiburo</i> , <i>Carcharinus acronotus</i> , <i>Squalus cubensis</i>
28	Rayas	Pesquera	Rajidae, Dasyatidae	<i>Aetobuatus narinari</i> , <i>Raja texana</i> , <i>Dasyatis americana</i> , <i>D. sabina</i>
29	Pargos	Pesquera	Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>
30	Sargos	Ecológica	Sparidae	<i>Archosargus probatoccephalus</i>
31	Roncos	Pesquera	Sciaenidae	<i>Bairdiella chrysoura</i> , <i>B. ronchus</i>
32	Anchoveta	Ecológica	Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>
33	Sardina (2)	Ecológica	Clupeidae	<i>Sardinella aurita</i>
34	Ojones	Ecológica	Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i>
35	Corvinetas	Ecológica	Scianidae	<i>Stellifer colonensis/lanceolatus</i>
36	Horquetas	Ecológica	Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> , <i>Selene setapinnis</i>
37	Lenguados (2)	Ecológica	Bothidae Paralichthyidae Cynoglossidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> , <i>Etropus crossotus</i> <i>Symphurus plagiusa</i>
38	Chivo	Ecológica	Mullidae	<i>Upeneus parvus</i>
39	Mariposa	Ecológica	Triglidae	<i>Prionotus punctatus/beani</i>
40	Botete	Ecológica	Tetradontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>

TablaI IV (cotinuación).

GRUPO FUNCIONAL	IMPORTANCIA	MIEMBROS	ESPECIES REPRESENTATIVAS	
41	Pez Globo	Ecológica	Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i>
42	Ratón	Ecológica	Polynemidae	<i>Polydactylus octonemus</i>
43	Chile	Ecológica	Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>
44	Aguavina	Ecológica	Serranidae	<i>Diplectum radiale</i> , <i>Serranus atrobranchus</i>
45	Cintilla	Ecológica	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>
46	Tiburón	Pesquera	Carcharhinidae, Sphyrnidae	<i>Carcharhinus leucas</i> , <i>C. limbatus</i> , <i>C. porosus</i> , <i>Sphyrna lewini</i>
47	Delfines	Ecológica	Delphinidae	<i>Tursiops truncatus</i> , <i>Stenella spp</i>
48	Tortugas Marinas	Ecológica	Cheloniidae	<i>Chelonia mydas</i> , <i>Caretta caretta</i> , <i>Lepidochelys kempii</i> , <i>L. olivacea</i>
49	Aves Marinas	Ecológica	Laridae	Pelícanos, Gaviotas (<i>Larus spp.</i>)

¹ los grupos 32 al 45 se tomaron de Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil (1986), considerados por estos autores como representativos de la fauna de acompañamiento de la pesca del camarón.

² En el Anexo 2 se muestra la lista completa de especies en la región.

6.3.2 Fuentes de los datos de entrada al modelo

Una vez definidos los grupos funcionales se realizó una búsqueda bibliográfica para compilar los datos de entrada al modelo: Biomasa (**B**), Producción/Biomasa (**P/B**) y Consumo/Biomasa (**Q/B**), estandarizándose a unidades comunes de biomasa, área y tiempo (toneladas de peso húmedo/km²/año). En la Tabla V se presenta, para los diferentes grupos, las fuentes bibliográficas de donde se obtuvieron los datos de entrada y, en la Tabla VI se presenta los parámetros de entrada para el modelo, previo a su balanceo.

Tabla V Fuentes de datos de entrada para el modelo Ewe de la Sonda de Campeche, México.

Grupos	B	P/B	Q/B
Delfines, tiburones, aves marinas, tortugas marinas, meros, sierras, calamar, pargos, jureles, pulpo, corvinas, sardinas, lenguados, mojarra, roncós, epifauna, infauna, fitoplancton, macrófitas bentónicas y detritus	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003.	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003
Cazón	Gold, 2001 (no publicado)	INP, 2001.	García y Duarte, 2002.
Rayas	Gold, 2001 (no publicado)	Vidal-Hernández, 2000	García y Duarte, 2002.
Huachinangos y jaibas	Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> , 1993a.	Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> , 1993a.	Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> , 1993a.
Anchoveta, sardina(2), ojones, horqueta, mariposa, chivo, botete, pez globo y aguavina	Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986	Vidal-Hernández, 2000	García y Duarte, 2002.
Corvinetas, lenguados y ratón	Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003	García y Duarte, 2002.
Chile	Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986	Vega-Cendejas, 1998.	García y Duarte, 2002.
Cintilla	Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986	Vidal-Hernández, 2000	García y Duarte, 2002.
Esquilas	PEMEX, 1993a.	Vidal-Hernández, 2000	Vidal-Hernández, 2000
Camarón rosado	PEMEX, 1993a.	Ramírez, 2002.	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003
Camarón blanco	PEMEX, 1993a.	INP, 2001.	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003
Camarón café	PEMEX, 1993a.	Castro y Arreguín-Sánchez, 1991.	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003
Camarón siete barbas	Flores-Hernández <i>et al.</i> , 2000.	Flores-Hernández <i>et al.</i> , 2000.	Zetina y Arreguín-Sánchez, 2003
Poliquetos	Sánchez-García, 1995	Manickchand-Heileman <i>et al.</i> , 1998a	Manickchand-Heileman <i>et al.</i> , 1998a
Ictioplancton y zooplancton (herbívoro)	Vidal-Hernández, 2000	Vidal-Hernández, 2000	Vidal-Hernández, 2000

Tabla VI Parámetros iniciales de entrada al modelo, previo a su balanceo.

	Grupo-especies	B (t/km²)	P/B (1/año)	Q/B (1/año)
1	Delfines	0.016	0.1	33.5
2	Tiburones	0.08	0.94	7.8
3	Aves marinas	0.001	5.4	80
4	Tortugas marinas	0.287	0.15	3.5
5	Meros	0.39	0.45	4.6
6	Sierras	0.77	1.28	8.9
7	Calamar	0.11	1.7	26.5
8	Pargos	0.08	0.58	4.3
9	Jureles	1.34	0.7	10
10	Pulpo	3.01	1.12	3.56
11	Cazón	0.212	0.861	8.9
12	Rayas	0.635	0.495	9.6
13	Corvinas	0.42	0.8	6.8
14	Sardinas	5.05	4.31	13.7
15	Bagres	0.7	0.45	9.7
16	Huachinangos	0.632	0.36	4.4
17	Lenguados	0.9	0.3	9.1
18	Mojarras	0.9	1.15	18.2
19	Roncos	0.2	0.4	8.1
20	Sargos	0.94	1.09	15.3
21	Anchoveta	0.098	1.7	17.12
22	Sardina (2)	0.021	4.31	13.7
23	Ojones	0.09	1.6	10.1
24	Corvinetas	0.038	0.8	10.1
25	Horqueta	0.801	1.02	16.4
26	Lenguados (2)	0.03	0.3	9.1
27	Mariposa	0.064	1.61	9.3
28	Chivo	0.055	1.02	12.7
29	Botete	0.017	1.02	8.8
30	Pez Globo	0.009	1.39	12.9
31	Ratón	0.105	0.3	11.6
32	Cintilla	0.084	0.35	11.9
33	Chile	0.193	2.77	10.1
34	Aguavina	0.047	0.43	14.08
35	Jaibas	1.1	2.12	8.5
36	Esquilas	0.24	5	10.81
37	Camarón rosado	0.139	8.04	26.7
38	Camarón blanco	0.089	3.684	26.7
39	Camarón café	0.231	3.468	26.7
40	Camarón siete barbas	0.32	5.6	26.7
41	Epifauna	4.99	2.12	8.5
42	Poliquetos	0.57	4.425	21.544
43	Infauna	37.4	4.85	24.2
44	Ictioplancton	6.55	1.15	7.76
45	Zooplancton (herbivoro)	3.72	22.12	78.87
46	Fitoplancton	45.5	102.6	-----
47	Macrófitas Bentónicas	0.039	10.24	-----
48	Detritus FAC Camarón	3.364	-----	-----
49	Detritus	4	-----	-----

6.3.3 Composición de dietas

Los datos se obtuvieron, en primera instancia de modelos previos desarrollados para la zona de estudio: Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a), Manickchand-Heileman *et al.* (1998a), Vidal-Hernández (2000) y, Zetina y Arreguín-Sánchez (2003). Los grupos no representados en los modelos anteriores, específicamente de peces, se utilizó Fishbase y para moluscos Cephbase. En las Tablas VIIIa - VIIIc se muestra la matriz de dietas (depredador – presa) de los grupos incorporados en el modelo.

6.3.4 Capturas por unidad de área

Se consideró las pesquerías de la zona de estudio, específicamente aquellas de las cuales se tenían datos de entrada al modelo y fueron incluidas como grupos funcionales dentro del mismo. Se tomaron las capturas reportadas por las agencias gubernamentales: SAGARPA y Oficina de Pesca del Estado de Campeche correspondientes al año 2000 (Tabla VII).

Tabla VII. Capturas pesqueras por tipo de flota en la Sonda de Campeche, México.

Grupo \ captura	Tiburón y									Captura Total
	Camarón	Huachinango	Mero	Sierra	Cazón	Pulpo	Pargo	Pelágica	Chinchorro	
Tiburones					0.03					0.03
Meros			0.01							0.01
Sierras				0.15						0.15
Pargos							0.01			0.01
Jureles								0.11		0.11
Pulpo						0.11				0.11
Cazón					0.05					0.05
Rayas								0.05		0.05
Corvinas									0.06	0.06
Bagres									0.04	0.04
Huachinangos		0.011								0.01
Mojarras									0.04	0.04
Roncos									0.003	0
Jaibas									0.17	0.17
Camarón Rosado	0.13									0.13
Camarón Blanco	0.05									0.05
Camarón Café	0.11									0.11
Camarón 7 barbas	0.03									0.03
Captura Total	0.32	0.011	0.01	0.15	0.08	0.11	0.01	0.16	0.313	1.164

Tabla VIII. Matriz depredador / presa del modelo sintético de la Sonda de Campeche, México. Los valores representan la proporción que cada presa contribuye a la dieta del depredador (columnas).

Presa \ Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1 Delfines		0.001												
2 Tiburones														
3 Aves marinas		0.001									0.011			
4 Tortugas marinas		0.031									0.001			
5 Meros	0.031	0.048	0.018					0.056						
6 Sierras	0.052	0.139	0.074		0.035				0.012					
7 Calamar		0.048			0.007	0.005		0.05				0.219	0.068	
8 Pargos		0.009	0.055		0.007									
9 Jureles	0.052	0.018	0.093		0.154	0.034		0.01						
10 Pulpo	0.394		0.047								0.016	0.023		
11 Cazon												0.011		
12 Rayas														
13 Corvinas		0.008	0.052		0.033		0.011	0.037						
14 Sardinas	0.106	0.213	0.22		0.033	0.677	0.711	0.017	0.565					0.018
15 Bagres	0.102	0.051	0.082	0.01	0.031	0.003		0.027				0.208		
16 Huachinangos														
17 Lenguados		0.016		0.02	0.007			0.072		0.003	0.079			
18 Mojarras	0.05	0.084	0.045		0.078	0.008	0.05	0.029	0.003	0.016	0.1			
19 Roncos	0.009		0.044		0.007			0.04			0.074			
20 Sargos	0.091	0.086			0.115	0.089		0.166						
21 Anchoqueta	0.035													
22 Sardina(2)	0.001	0.001	0.001		0.001	0.003	0.003	0.001	0.004					0.001
23 Ojones														
24 Corvinetas														
25 Horquetas								0.009						
26 Lenguados(2)		0.001		0.001	0.001			0.002						
27 Mariposa														
28 Chivo			0.085											
29 Botete														
30 Pez Globo														
31 Ratón		0.013		0.033	0.013				0.021					
32 Cintilla		0.011		0.01			0.014				0.013			
33 Chile		0.021			0.023			0.018		0.002				
34 Aguavina	0.031	0.022			0.011				0.011					
35 Jaibas					0.174	0.04								
36 Esquilas		0.014						0.033						
37 Camarón rosado							0.072	0.099						0.133
38 Camarón blanco			0.031		0.036			0.061						
39 Camarón café				0.185							0.219	0.427		
40 Camarón siete barbas										0.101		0.314		
41 Epifauna	0.011	0.139	0.074	0.326	0.234	0.051	0.045	0.12	0.036	0.523				0.147
42 Poliquetos														
43 Infauna						0.043		0.137	0.011	0.338		0.017	0.362	
44 Ictioplancton	0.023		0.047			0.01	0.053		0.301				0.338	0.996
45 Zooplancton (herbivoro)												0.088		
46 Fitoplancton														
47 Microfitas bentónicas				0.413										
48 Detritus FAC Camarón	0.011	0.025	0.032	0.003	0.001	0.037	0.041	0.015	0.036	0.001	0.04			0.001
49 Detritus													0.086	

Tabla VIII (continúa ...)

Presa \ Depredador	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
1	Delfines														
2	Tiburones														
3	Aves marinas														
4	Tortugas marinas														
5	Meros														
6	Sierras														
7	Calamar														
8	Pargos														
9	Jureles														
10	Pulpo					0.191									
11	Cazon														
12	Rayas														
13	Corvinas														
14	Sardinas	0.145													
15	Bagres														
16	Huachinangos														
17	Lenguados	0.01													
18	Mojarras	0.021	0.509												0.11
19	Roncos		0.195												
20	Sargos														
21	Anchoveta												0.256		0.11
22	Sardina(2)	0.001													
23	Ojones														0.059
24	Corvinetas														
25	Horquetas														0.058
26	Lenguados(2)	0.001													
27	Mariposa														
28	Chivo		0.215												
29	Botete														
30	Pez Globo														
31	Ratón														
32	Cintilla														
33	Chile														
34	Aguavina														
35	Jaibas	0.002								0.361			0.263		
36	Esquilas														
37	Camarón rosado														
38	Camarón blanco														0.102
39	Camarón café					0.11	0.126		0.114	0.168		0.053	0.094	0.139	
40	Camarón siete barbas					0.052	0.157			0.125				0.053	
41	Epifauna	0.065		0.009	0.025	0.314	0.039								0.388
42	Poliquetos								0.107		0.334	0.158		0.174	0.167
43	Infaua	0.491		0.813	0.062	0.258	0.272		0.054	0.027	0.666	0.578	0.381	0.634	
44	Ictioplancton		0.013						0.3	0.107					
45	Zooplancton (herbivoro)	0.014			0.688	0.245	0.215		0.7	0.299	0.056		0.158		
46	Fitoplancton							1							
47	Microfitas bentonicas		0.037			0.022				0.263					
48	Detritus FAC Camarón	0.008	0.031										0.005		0.005
49	Detritus	0.242		0.178	0.225				0.32			0.053			

Tabla VIII (continúa...)

Presa \ Depredador	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	
1	Delfines																
2	Tiburones																
3	Aves marinas																
4	Tortugas marinas																
5	Meros																
6	Sierras																
7	Calamar																
8	Pargos																
9	Jureles																
10	Pulpo																
11	Cazon																
12	Rayas																
13	Corvinas																
14	Sardinas																
15	Bagres																
16	Huachinangos																
17	Lenguados																
18	Mojarras																
19	Roncos																
20	Sargos																
21	Anchoveta	0.166			0.226	0.15											
22	Sardina(2)		0.118		0.113	0.112											
23	Ojones		0.22	0.175	0.113												
24	Corvinetas					0.1											
25	Horquetas	0.167	0.267	0.176	0.235												
26	Lenguados(2)			0.096													
27	Mariposa		0.112			0.19											
28	Chivo				0.139		0.111										
29	Botete			0.126	0.02		0.063										
30	Pez Globo			0.159	0.106												
31	Ratón					0.159											
32	Cintilla																
33	Chile					0.105											
34	Aguavina																
35	Jaibas		0.238														
36	Esquilas	0.111															
37	Camarón rosado	0.106															
38	Camarón blanco																
39	Camarón café						0.086										
40	Camarón siete barbas					0.053	0.087										
41	Epifauna	0.449		0.223		0.16	0.105	0.163				0.01					
42	Poliquetos					0.158	0.31	0.15	0.15	0.15	0.15		0.2				
43	Infauna						0.171					0.585					
44	Ictioplancton					0.053											
45	Zooplancton (herbivoro)							0.15	0.15	0.15	0.15	0.131			0.35		
46	Fitoplancton														0.5	0.75	
47	Microfitas bentónicas																
48	Detritus FAC Camarón	0.001	0.045	0.045	0.047	0.024		0.009									
49	Detritus						0.631		0.7	0.7	0.7	0.7	0.274	0.8	1	0.15	0.25

6.3.5 Balanceo, calibración y validación del modelo

Una vez que el conjunto de datos de entrada estuvo disponible, el modelo fue parametrizado y posteriormente se procedió a balancearlo. Para ello, el proceso se inició manualmente a través de ajustes graduales en las dietas y posteriormente se utilizó el procedimiento automatizado de balance de masas, que es incluido por el mismo programa de Ecopath (Kavanagh, 2002; Kavanagh *et. al.*, 2004). Este proceso de datos permitió observar de mejor manera la estructura de los mismos. Existen varios criterios fisiológicos para valorar este balance: la eficiencia ecotrófica (EE) de cada grupo funcional debe ser $0 < EE < 1$, dicho balance se realizó a partir de ajustes en la matriz de dietas hasta obtener la condición deseada, ya que estas son un factor sujeto a mayor incertidumbre y dado que los ajustes son en pequeñas magnitudes no se modifica el patrón de alimentación de las especies o grupos funcionales; la eficiencia bruta (la tasa producción/consumo) debería ser entre 0.1 y 0.3 (excepto para organismos muy pequeños y de rápido crecimiento), debe existir un flujo positivo de materia hacia el detritus, y la tasa de respiración/asimilación deberá ser menor, pero cercana a 1 en los depredadores tope.

La consistencia del modelo se verificó comparando la tendencia en la relación Respiración/Biomasa, que en general debe de ser mayor para organismos más activos, así como los valores de mortalidad por pesca estimados por Ecopath con respecto a los reportados en la literatura por métodos independientes.

Una vez realizado lo anterior, se procedió a obtener el mejor modelo posible utilizando la rutina de Ecoranger bajo un criterio de restricción (minimización de residuales). Esta rutina utiliza un algoritmo semi Bayesiano basado en el método de Montecarlo, y en el cual el usuario define un mínimo de n corridas positivas como límite de aceptación, habiendo sido fijado en este caso 1500 corridas positivas.

Con lo anterior, se obtuvo la caracterización trófica del sistema con base en los atributos tróficos más importantes de los grupos funcionales: nivel trófico; índice de omnivoría, el cual corresponde a la varianza de los niveles tróficos de las presas sobre las cuales depreda el consumidor y que describe de que manera están distribuidas las interacciones tróficas en los distintos niveles tróficos.

Como características generales del ecosistema se calculó: los flujos totales de biomasa, y de estos la proporción que es utilizada en respiración, en consumo, la proporción correspondiente a la pesca y la destinada a detritus; índice de conectancia, el cual indica el número de uniones tróficas existentes con respecto al teórico total.

Se calcularon también una serie de índices de flujo del sistema, basados en la teoría de la información, propuestos por Ulanowicz (1986): *ascendencia*, que es una medida de crecimiento y desarrollo de un sistema donde el crecimiento se refiere al total de flujos existentes y el desarrollo al contenido de información del sistema; *capacidad de desarrollo*, es el límite superior de la ascendencia, siendo la capacidad de desarrollo del sistema la cual mide el potencial de crecimiento por lo que se refiere a la cantidad de flujos máximos totales; “*overhead*”, que es la diferencia entre la ascendencia y la capacidad de desarrollo, siendo una medida del potencial de reserva cuando el sistema se enfrenta a perturbaciones (Ulanowicz and Norden, 1990).

6.3.6 Simulaciones temporales (Ecosim) (Pauly *et al.*, 2000)

En esta parte del proceso, se simularon en conjunto con la subrutina de Ecotracer los efectos temporales ocasionados por un impacto, ya sea accidente o derrame, derivado de la actividad petrolera en uno (o combinación de varios) grupos funcionales.

Los impactos se midieron a través de la simulación de cambios en el flujo trófico respecto a la concentración de contaminantes (hidrocarburos totales de petróleo) en los grupos funcionales, en función del tiempo de duración de tal impacto.

Se utilizó la rutina de Ecosim (Walters *et al.*, 1997; Walters *et al.* 1999; Pauly *et al.*, 2000), que permite la simulación en el tiempo, de forma dinámica, de los efectos en los cambios en los regímenes ambientales y/o la biomasa de los grupos funcionales de especial interés, y el efecto que estas puedan tener sobre la estructura y función del ecosistema y sus componentes bióticos.

Lo básico de Ecosim consiste de dinámicas de biomasa expresadas en la forma de ecuaciones diferenciales acopladas, derivadas de la Ecuación (3), de esta manera los cambios de biomasa en el tiempo, quedan representados de la siguiente manera:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j C_{ji} - \sum_j C_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i)B_i \quad \text{Eq. (4)}$$

donde:

$\frac{dB_i}{dt}$ = es la tasa de cambio en biomasa

g_i = eficiencia de crecimiento

F_i = tasa de mortalidad por pesca

M_i = tasa de mortalidad natural (excluida depredación)

e_i = tasa de emigración

I_i = tasa de inmigración

C_{ij} = representa la fracción de la producción por i que es consumida por el depredador j .

Las tasas de consumo son calculadas por:

(a) dividiendo la biomasa de cada presa i dentro de un componente vulnerable y no vulnerable (Walters *et al.*, 1997); la tasa de transferencia entre estos dos componentes (ajustable por el usuario) determina si el control de la estructura se ve mayormente influenciada y/o modificada por los niveles tróficos superiores, es decir los depredadores (“top-down control”) o bien, cuando la estructura del sistema se ve afectada principalmente por los niveles tróficos inferiores (“bottom – up”) o un control mixto o intermedio, lo cual se supone es más cercano a la realidad. La fórmula general para calcular el consumo es:

$$C_{ij}(\mathbf{B}_i, \mathbf{B}_j) = \mathbf{a}_{ij}\mathbf{m}_{ij}\mathbf{B}_i\mathbf{B}_j / (\mathbf{m}_{ij} + \mathbf{a}_{ij}\mathbf{B}_i\mathbf{B}_j) \quad \text{Eq. (5)}$$

donde:

\mathbf{a}_{ij} = es la tasa instantánea de mortalidad de la presa i ocasionada por cada unidad de depredador j , en otras palabras se refiere a la tasa de vulnerabilidad de la presa.

\mathbf{m}_{ij} = es el flujo máximo entre i y j .

6.3.7 Ecotracer: Predicción del movimiento y acumulación de contaminantes y trazado en las redes alimenticias

Ecosim predice cambios temporales en flujos de biomasa entre grupos de organismos vivos y el detritus, usando relaciones funcionales lineales entre tasas de flujo y abundancias de las especies interactuantes. Estas tasas de flujos (con información auxiliar sobre factores tales como tasa de decaimiento de isótopos y tasas de intercambio físico) pueden ser usadas para predecir cambios en concentraciones (y por cargas de biomasa) de compuestos como contaminantes orgánicos y trazadores isotópicos, que fluyen pasivamente a través de los flujos de biomasa.

Las ecuaciones dinámicas de dicho flujo pasivo (y acumulación, e.g. 'bioamplificación') no son las mismas que las ecuaciones de la tasa de flujo de biomasa, y de hecho son ecuaciones lineales dinámicas con tasas de coeficiente variantes con el tiempo, que dependen de las tasas de flujo de biomasa; estas ecuaciones lineales son relativamente fáciles de resolver en paralelo con las ecuaciones dinámicas de biomasa de Ecosim.

En Ecosim se permite la simulación paralela de un trazador o tipo de contaminante, mientras las ecuaciones dinámicas de biomasa están siendo resueltas. Al trazar moléculas, se supone que puede referirse a cualquiera que se encuentre en el 'ambiente' o en la biota (en biomasa o grupos de detritus) en cualquier momento. Se supone que las moléculas fluyen entre grupos a tasas instantáneas (i. e. a ser muestreadas a lo largo con la biomasa durante el flujo de la misma a determinadas tasas) iguales a las probabilidades de ser 'muestreado' como parte del flujo de biomasa: tasa instantánea = (flujo)/(biomasa en el grupo de presas). También se calcula para flujos directos desde el ambiente hacia los grupos, representando la toma directa o absorción del material trazado y, por descomposición diferencial/abatimiento/tasa de exportación por el grupo y desde el grupo ambiental. Esquemáticamente el flujo de las moléculas trazadas a través de cualquier grupo de biomasa es representado por lo componentes mostrados a continuación:

En la ecuación de tasa para cambios en el tiempo de concentración de contaminantes en el grupo i , estos componentes son representados como sigue:

Toma desde el alimento:

$$TAI_{ji} = C_j \cdot GC_i \cdot Q_{ji} / B_j \quad \text{Eq. (6)}$$

donde:

C_j = concentración en el alimento j ,

GC_i = proporción de alimento asimilado por el tipo de organismos i ;

Q_{ji} = tasa de flujo de biomasa desde j a i (estimado en Ecopath como $B_i \cdot (Q/B)_i \cdot DC_{ij}$),

B_j = biomasa del alimento j ;

Toma directa desde el ambiente:

$$TAm_i = u_i \cdot B_i \cdot Co \quad \text{Eq. (7)}$$

donde:

u_i = parámetro que representa la toma por unidad de biomasa por unidad de tiempo, por unidad de concentración ambiental,

B_i = biomasa,

C_o = concentración ambiental;

Concentración en organismos inmigrantes:

$$C_{oi} = c_i \cdot I_i \quad \text{Eq. (8)}$$

donde:

c_i = parámetro (trazador por unidad de biomasa en biomasa inmigrante),

I_i = biomasa del grupo I inmigrante por tiempo;

Depredación:

$$D_{ij} = C_i \cdot Q_{ij} / B_i \quad \text{Eq. (9)}$$

donde:

C_i = concentración en el grupo i ,

Q_{ij} = tasa de consumo del organismo tipo i por el depredador tipo j ,

B_i = biomasa en el grupo i .

Detritus:

$$TD_{ij} = C_i \cdot Mo_i + (1 - GC_i) \cdot S_j \cdot C_j \cdot Q_{ji} / B_j \quad \text{Eq. (10)}$$

donde:

Mo_i = tasa de muerte no debida a depredación del grupo i (por año),

GC_i = fracción del alimento tomado y asimilado por el grupo i ,

Q_{ji} = tasa de ingesta de la biomasa del grupo j por el grupo i ;

Emigración:

$$E_i = e_i \cdot C_i \quad \text{Eq. (11)}$$

donde:

e_i = tasa de emigración (por año);

Metabolismo:

$$Met_i = d_i \cdot C_i \quad \text{Eq. (12)}$$

donde:

d_i = metabolismo + la tasa de decaimiento para el material mientras se encuentra en el grupo i .

De aquí el usuario debe especificar algunos parámetros (utilizando la forma de ingreso de Ecotracer) además de aquellos necesarios para el balance de masas y cálculos dinámicos de biomasa para Ecopath/Ecosim, entre ellos:

- a. concentraciones iniciales en el grupo C_i , incluyendo concentraciones ambientales C_0 ;
- b. parámetros de la tasa de ingesta directa u_i como tasas por tiempo por biomasa por unidad de C_0 ;
- c. concentraciones por biomasa c_i en organismos inmigrantes;
- d. metabolismo / tasas de decaimiento d_i .

Los otros parámetros (GC_i , Mo_i) están ya ingresados o calculados en Ecopath, y los flujos Q_{ij} son calculados dinámicamente en Ecosim. Los usuarios de Ecotracer pueden también ingresar flujos de entrada, flujos de salida (dispersión / intercambio de advección fuera de los sistemas), y tasas de decaimiento para la concentración ambiental (abiótica) C_0 .

Cuando el componente de simulación de Ecotracer está habilitado, Ecosim integra las tasas de los componentes enlistadas arriba, para generar patrones de tiempo de concentración C_i ($i = 0$ al número de grupos de biomasa), y patrones de tiempo de concentración por biomasa C_i/B_i para todos los grupos de biomasa de Ecopath/Ecosim. Estos resultados pueden ser comparados con datos de bioacumulación o movimiento de trazadores. Las discrepancias entre el modelo y los datos pueden ayudar a identificar debilidades en los estimados de tasas de flujos tróficos (Q_{ij}) de Ecopath/Ecosim, y/o en las tasas de parámetros (u_i, e_i, d_i) en Ecotracer.

6.3.7.1 Datos de entrada para la subrutina de Ecotracer.

Para obtener los datos de entrada al modelo, y poder plantear posibles escenarios de impacto y su ulterior modelación, se recurrió a diversas fuentes de información, mismas que a continuación se exponen:

- a) la parte principal de datos, se tomó del trabajo de investigación que llevaron a cabo Botello y Villanueva (1987) y Botello *et al.* (1996c), en él se exponen los resultados sobre cuantificación de hidrocarburos fósiles en sedimentos recientes y organismos marinos del área de la Sonda de Campeche, colectados antes y después del derrame del pozo petrolero Ixtoc-I (3/junio/1979 – 23/marzo/1980), el estudio se llevó a cabo de junio/1978 a octubre/1981 mediante seis cruceros oceanográficos (denominados OPLAC-1 al OPLAC-

6). De los resultados de esta investigación se obtuvieron los datos de concentraciones de hidrocarburos totales, tanto en el sedimento como en cada una de las especies estudiadas (Tabla IX), previos y posteriores al derrame del Ixtoc-I, a partir de estos y para cada crucero, se relacionaron las concentraciones del sedimento con aquellas obtenidas para cada una de las especies.

Tabla IX Especies estudiadas en la investigación de Botello y Villanueva (1987).

Nombre común	Nombre científico
camarón café	<i>Penaeus aztecus</i>
camarón rosado	<i>P. duorarum</i>
camarón blanco	<i>P. setiferus</i>
sardina	<i>Harengula pensacolatae</i>
chile	<i>Synodus foetens</i>
horqueta	<i>Chloroscombrus crysurus</i>
ojón	<i>Priacantus arenatus</i>
calamar	<i>Loligo pelaei</i>

La tendencia mostrada por estas relaciones fue lineal, y así se obtuvo la ecuación para cada especie, respecto a las concentraciones en sedimento (Tabla X).

Tabla X Ecuaciones en la relación de concentración de hidrocarburos totales (ppm) en sedimento (x) y en especies marinas (y). Derrame Ixtoc-I.

Especie	Ecuación
<i>Penaeus aztecus</i>	$y = 0.032x + 3.7847$
<i>P. duorarum</i>	$y = 0.0474x + 4.6185$
<i>P. setiferus</i>	$y = 0.0109x + 2.5569$
<i>Harengula pensacolatae</i>	$y = 0.0261x + 1.5998$
<i>Synodus foetens</i>	$y = 0.0357x + 0.6301$
<i>Chloroscombrus crysurus</i>	$y = 0.0559x + 0.1603$
<i>Priacantus arenatus</i>	$y = 0.0125x + 2.4708$
<i>Loligo pelaei</i>	$y = 0.0775x + 0.1135$

Los datos obtenidos previos al derrame del Ixtoc-I sirvieron para caracterizar las concentraciones de hidrocarburos totales en el ambiente natural, previas a la operación plena de la industria petrolera, es decir, concentraciones de estos compuestos debidas a: la influencia y aportes considerados de las “chapopoterías” (mismas que han sido parte natural de este ecosistema durante miles de años); la producción de origen biogénico (plantas

terrestres y organismos marinos) y en mínima medida por la actividad de embarcaciones pesqueras.

b) información respecto al Ixtoc-I: cantidad de petróleo derramada al medio marino, flujo del derrame en el tiempo, volumen de pérdida respecto al derrame inicial (mecanismos) y área de cobertura del derrame: IMP (1980) y NOAA (1992a).

c) información de los afloramientos naturales de petróleo (chapopoterías), volumen de aportación al medio y área de influencia: González-Macías (1997) y PEMEX (2002b).

d) de las actividades de operación normal de la industria petrolera, en relación a accidentes, área de influencia y volumen de petróleo derramado: PEMEX (2000, 2002b y 2002c).

e) de la relación de concentración de hidrocarburos en sedimento marino como función del desarrollo de la industria petrolera en tiempo y espacio: Sánchez (1995), PEMEX (1999, 2002b) y IMP (datos no publicados), se tomó en cuenta los datos comprendidos de 1990 a 1998.

g) derrame del pozo Yum-Zapoteca: PEMEX (1993a).

Inicialmente se definieron cuatro posibles escenarios a modelar, mismos que se describen a continuación, así como las consideraciones pertinentes a cada uno de ellos en su definición:

Escenario 1: *Natural*, este se planteó como el escenario base e implica ingreso continuo de hidrocarburos provenientes únicamente de las chapopoterías.

Escenario 2: *Derrame Ixtoc – I*, tomando el aporte exclusivamente de este accidente, implica ingreso de hidrocarburos de forma puntual (diez meses). Y representa tanto la concentración por el derrame más las chapopoterías.

Escenario 3: *Derrame Yum II – Zapoteca*, tomando el aporte del derrame del pozo de referencia, implica ingreso de hidrocarburos puntual mas chapopoterías.

Escenario 4: *Actual – Industria petrolera-*, se basa en la operación normal de la industria (sin derrames), implica ingreso de hidrocarburos mas el aporte de las chapopoterías.

Para la presentación de los resultados, reexpresados estos en las unidades originales (ppm), se tomó en cuenta si la especie de referencia posee importancia pesquera, y por ende representar un riesgo para el consumo humano por los niveles de concentración de hidrocarburos totales en el producto del mar, y por otra parte se tomaron en cuenta

especies consideradas protegidas (delfines, tortugas marinas) o que son sensibles (en algún estadio de vida) a la concentración de este contaminante, como serían las aves.

Es de tomar en cuenta que las concentraciones de hidrocarburos de las simulaciones de ambos escenarios en Ecotracer, se refieren a hidrocarburos totales, no a los componentes específicos de la fracción aromática policíclica, la cual es considerada la de más alta toxicidad, tanto por sus efectos carcinogénicos, mutagénicos y/o teratogénicos (Neff, 1979; Eisler, 1987; NCR, 2002; Barron, *et al.*, 2004). Algunas veces son evaluados los hidrocarburos totales del petróleo en mariscos (peces, moluscos y crustáceos), pero para evaluar los riesgos toxicológicos en organismos y en humanos, ha sido largamente reconocido que no todos los hidrocarburos deberían ser considerados iguales. Por ejemplo los hidrocarburos asociados con la combustión de petróleo y combustibles (de autos, incendios forestales, hornos, etc.: llamados hidrocarburos “pirogénicos”) son considerados más carcinogénicos que aquellos derivados de emanaciones naturales, petróleo crudo o aún de productos de petróleo refinados (llamados hidrocarburos “petrogénicos”) (Yender *et al.*, 2002).

Lo anterior conlleva a que las concentraciones encontradas en los organismos no sean posibles referenciarlas en sentido más preciso en su acción toxicológica, por impacto tanto hacia la biota como, en última instancia, el consumo humano. No es válido metodológicamente, referenciar el crudo específico de la Sonda de Campeche respecto a otros crudos producidos en diversos campos de otras latitudes, en cuanto a la abundancia relativa de HAP, lo que es clave para su identificación de origen, ya que cada petróleo posee su “huella digital” muy específica (Bohem *et al.*, 2001; Page *et al.*, 2001; Yender *et al.*, 2002; Environment Canada, 2003), y para el caso en particular del presente estudio, no se cuenta con los datos de concentración de HAP, tanto totales como específicos, obtenidos del crudo derramado por el Ixtoc-I

De la bibliografía consultada (PEMEX, 2002b) se obtuvieron datos relativos a concentraciones de HAP (totales y específicos) en el sedimento provenientes del crudo denominado “Maya” (mismo que derramó el Ixtoc-I) en localidades de interés de la Sonda de Campeche por lo que se procedió a realizar una valoración del riesgo toxicológico de mezclas, utilizando factores equivalentes de toxicidad. La metodología del factor

equivalente de toxicidad (TEF, por sus siglas en inglés) fue desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) para estimar el peligro de una mezcla de químicos estructuralmente relacionados con mecanismos de acción común. La metodología del TEF es útil para estimar el peligro/riesgo de mezclas químicas complejas donde hay información insuficiente para evaluar todos los químicos que componen la mezcla o la mezcla por sí misma. Se aplicó la metodología de valoración de riesgo de factores de toxicidad equivalente para el Benzo[a]Pireno (CalEPA, 1994), tomándose los datos de los compuestos de HAP considerados carcinógenos (IRIS,1994) para los cálculos. Conforme a la metodología, el manejo de los valores de entrada de los datos se trabajó con el criterio de que la concentración no fue cualificada (como lo expresa la fuente bibliográfica de donde se obtuvieron estos: PEMEX, 2002b), por lo que conforme a la metodología propuesta por la CalEPA (1994) al tener datos no cualificados, en relación a la calidad del análisis en laboratorio no estandarizado según normas preestablecidas para tal efecto, se debe de tomar en cuenta la mitad del valor reportado.

Finalmente, los resultados relativos a la anterior valoración de riesgo, se compararán con los niveles de toxicología aceptados para el ambiente (sedimento), y sus implicaciones para la biota marina y en última instancia para el consumo humano. Esta comparación de riesgo se realizará respecto a las normas ambientales de las agencias responsables de emitir tales advertencias (ya sea que exista en la legislación mexicana -NOM's- o alguna otra de un país que si posea tal regulación). Lo anterior con la finalidad de poder sugerir advertencias toxicológicas en caso de un derrame al medio ambiente y su relación con la biota que es de consumo humano.

7.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 La Industria Petrolera

7.1.1 Evolución de la producción de Petróleo y Gas Natural en la Sonda de Campeche.

En la Fig. 7 se muestra la evolución histórica de la producción de crudo y gas natural para ambas regiones marinas, comprendida del año 1979 al 2002. De la producción total del año 2002, la RMNE produjo 2152 Mbd y la RMSO 452 Mbd, 67.7% y 14.2% respectivamente (PEMEX, 2003).

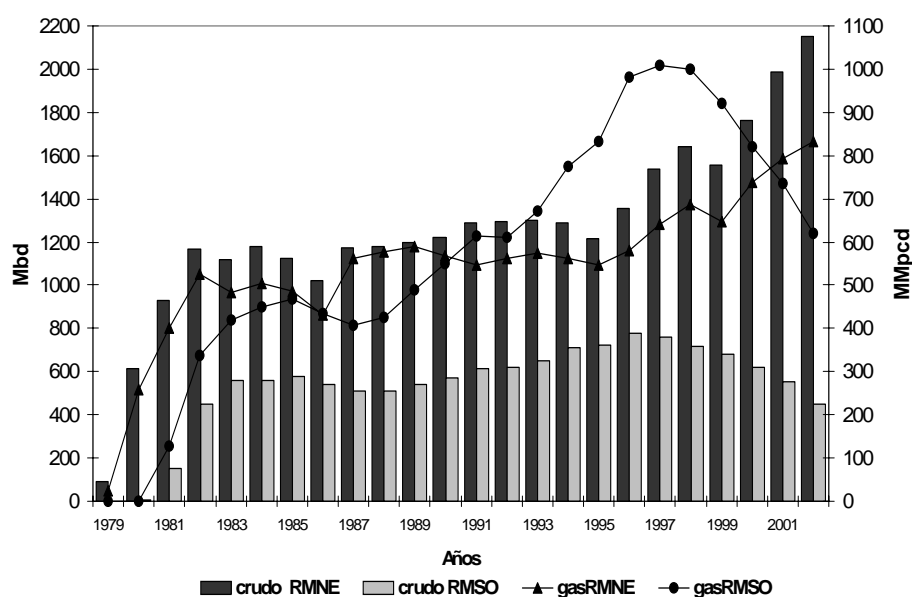


Figura 7. Producción de Petróleo Crudo y Gas: 1979 – 2002. Regiones Marinas. (Mbd = Miles de barriles diarios; MMpcd = Millones de pies cúbicos diarios).
Fuente: PEMEX (1993b, 2002a, 2003).

El crecimiento de la producción de crudo y gas ha sido sostenido para la RMNE en ambos rubros, no así en la RMSO donde el ritmo ha ido decreciendo, por lo que la mayor presión hacia el entorno marino, y sus componentes, estaría dado principalmente por las actividades desarrolladas en la RMNE.

7.1.2 Caracterización de los crudos producidos en la Sonda de Campeche

En la RMNE se produce principalmente crudo pesado (“Maya”) y en la RMSO únicamente crudo ligero (“Istmo”), siendo importante el establecimiento de dicha diferencia, ya que los

componentes de cada tipo de petróleo poseen características específicas que influyen en la predicción del comportamiento del petróleo (procesos de intemperismo), el riesgo e impacto que estos poseen en los recursos naturales (toxicidad y potencial de bioacumulación) y la velocidad de recuperación de los hábitats dañados y grupos de especies asociados (NOAA, 1992b; NOAA, 1993; Dicks, 1999; IMP, 2003); las diferencias más significativas entre ambos tipos de petróleo se muestran en la Tabla XI.

Cuando se presenta la eventualidad de un derrame, el tipo de este y su comportamiento da pauta para su clasificación (NOAA, 1992b), así el tipo “2” (crudos ligeros, tipo “Istmo”), incide en la “petrolización” de recursos intermareales con contaminación potencial de largo plazo, potencial para impactos submareales, no es necesaria su dispersión y su limpieza puede ser muy efectiva; el tipo “4” (crudos pesados, tipo “Maya”), implicará una fuerte contaminación probable de áreas intermareales, posible contaminación de largo plazo, la dispersión química rara vez es efectiva y, la limpieza de las líneas de costa es dificultosa bajo todas las condiciones.

Tabla XI. Características del impacto de los tipos de petróleo producidos en la Sonda de Campeche, México.

Comportamiento y Riesgo	Crudo Tipo Istmo (Ligero)	Crudo Tipo Maya (Pesado)
Evaporación	Rápida y completa (24 horas)	Casi no hay pérdida
Solubilidad	Alta	Muy baja
Toxicidad	Alta y aguda (corto plazo)	Potencial y crónica (largo plazo)
Potencial de bioacumulación (biodisponibilidad)	Sin potencial	Con potencial (vía absorción dentro sedimento)
Persistencia en sedimento	Ninguna	Largo Plazo
Tasas de degradación	Rápida	Lenta
Tipo de derrame *	2	4

* Caracterización basada sobre propiedades y comportamiento en el medio (NOAA, 1992b).

Una vez que ha ocurrido un derrame petrolero, puede decirse que la evaporación, dispersión, emulsificación y dilución son los factores de intemperismo de mayor importancia durante las fases preliminares del derrame, mientras que la oxidación,

sedimentación y biodegradación se relacionan con procesos a largo plazo, los cuales determinan en conjunto el destino del petróleo derramado.

En particular, para el área de interés, las altas temperaturas de esta zona tropical favorecen el fenómeno de evaporación del petróleo y la ulterior fotooxidación del mismo, aspectos que pueden llegar a remover más de la mitad del petróleo en caso de derrame accidental; el régimen pluvial ocasiona un acarreo de petróleo de los campos terrestres hacia los ríos, lagunas y la zona costera; los vientos aceleran la dispersión, emulsificación y biodegradación del petróleo y provocan una resuspensión de sedimentos observable hasta por 50 m en la columna de agua (Lizárraga, 1996).

7.1.3 Relación producción petrolera - emisión de contaminantes

Como ya se había hecho mención, como parte del proceso de producción del crudo en ambas Regiones Marinas, son incorporados al ambiente marino vía atmosférica gases y partículas, se derraman (y/o fugan) hidrocarburos en el sistema y se emite a la atmósfera gases de efecto invernadero (CO₂). En la Tabla XII se presenta un comparativo de las emisiones durante los años 2001 y 2002.

Tabla XII. Emisión de contaminantes vertidos en la Sonda de Campeche, México. A partir de los procesos de producción de petróleo: comparativo de los años 2001 y 2002*.

		Emisiones a la Atmósfera (Toneladas)				Derrames de Hidrocarburos		
		SO _x	NO _x	COV	Partícu- las	No. Total	Total derramados (tons)	Emisiones de CO ₂ (millones de tons)
2001	RMNE	104,901	11,747	42	212	28	69	6.09
	RMSO	20,711	5,405	125	88	1	369	1.57
2002	RMNE	75,799	10,252	41	554	25	8	4.74
	RMSO	7,481	5,274	201	100	2	261	1.46

*Fuente: PEMEX (2002b, 2003).

Es de observarse que existen diferencias de un año al otro: se presenta disminución en las emisiones de SO_x y NO_x; los COV se incrementan en un 60% en la RMSO; y, las partículas se incrementan en ambas regiones, pero principalmente en la RMNE (261%). El número de derrames de hidrocarburos no ha disminuido significativamente, pero si la cantidad de toneladas derramadas, mismas que representan 29.3% para la RMNE y 70.7% para la RMSO. Las emisiones de CO₂ han disminuido 22.2% en la RMNE y 8% en la RMSO.

En el año de 1999, PEMEX inició la certificación de sus instalaciones de acuerdo con la norma ISO 14001 (Norma de la International Standardization Organization referente a sistemas de administración ambiental), contando ya para el año 2001 con 154 certificados de industria limpia en el área de exploración y producción (PEMEX, 2000; 2002b). Lo anterior le permitirá a la industria el abordar los impactos potenciales mediante la aplicación de las medidas apropiadas de prevención, mitigación y control. Las auditorías y las evaluaciones ambientales a que es sometida la operación de la industria petrolera ayudan a garantizar que los sistemas de gestión que sustentan el logro de estos objetivos estén funcionando correctamente y en ese sentido evitar en lo posible accidentes en la operación y cumplir cabalmente con las certificaciones de los estándares ambientales internacionales obtenidos y, que favorezcan la aceptación del producto generado en armonía con el ambiente y mejore la imagen de la empresa ante terceros (Guédez-Mozur *et al.*, 2003).

7.1.4 Caracterización del impacto de la industria petrolera

7.1.4.1 Relación actividad industrial – fuente de contaminación - contaminante –impacto

La caracterización se realizó de acuerdo con los siguientes puntos: tipo de actividad industrial específica; instalación de impacto identificada y operación causante del impacto; operación específica de la instalación contaminante; contaminante vertido y la frecuencia de ocurrencia y/o volumen descargado; medio receptor dentro del ecosistema; grupo biológico impactado, efectos de contaminante e intensidad de impacto sobre el grupo biológico. A partir de la información obtenida se construyó una matriz de impacto, la cual se presenta para cada actividad de la industria petrolera en las Tablas XIIIa. a XIIId.

Tabla XIIIa Impacto industria petrolera por actividad de perforación, Sonda de Campeche, México.

Actividad Industrial	Zona de riesgo	Instalación de impacto y operación causante	Operación de la Instalación contaminante	Contaminantes emitidos *
Perforación	Ambas regiones marinas	Pozos de perforación	Derrames de lodo y recortes de perforación	Metales pesados (principalmente Ba, y niveles más bajos de Cr, Fe, Ca, V, Ni y Zn) HAP, COV, HTP
Medio receptor	Sedimento	Grupos biológicos impactados	Efecto sobre grupos biológicos	Intensidad impacto
		meiobentos epifauna	mortalidad bioacumulación	baja a media bajo riesgo potencial
	Medio marino	camarón lenguado	bioacumulación reproducción	bajo riesgo potencial baja

Tabla XIIIb Impacto industria petrolera por actividad de explotación y producción, Región Marina Noroeste, Sonda de Campeche, México.

Actividad Industrial	Zona de riesgo	Instalación de impacto y operación causante	Operación de la Instalación contaminante	Contaminantes emitidos
Explotación y Producción	Región Marina Noroeste (Crudo Maya)	pozos petroleros	Derrames de petróleo crudo y agua producción	HAP, COV, HTP y salinidad
		estaciones rebombeo	Escape diesel y gas	SO _x , NO _x , CO, VOC, H ₂ S, CO ₂ , HC y partículas
		quemadores	Quema gas	H ₂ S, CO ₂ , HC y partículas
		tráfico marino ductos	Combustión interna Derrame petróleo crudo	HC, SO _x , No _x , CO ₂ HAP, COV, HTP y salinidad
Medio receptor	Sedimento	Grupos biológicos impactados	Efecto sobre grupos biológicos	Intensidad impacto
		meiobentos bentos	mortalidad diversidad y bioacumulación	baja a media bajo riesgo potencial
		camarón	bioacumulación	baja
	Medio marino	fitoplancton	tasa fotosíntesis	toxicidad baja, corto plazo
		zooplancton	Reproducción, reducción biomasa	reducción 4 órdenes de magnitud
Atmósfera	ictioplancton	mortalidad	baja	
		n.e.	n.e.	n.e.

Tabla XIIIc Impacto industria petrolera por actividad de explotación y producción, Región Marina Suroeste, Sonda de Campeche, México.

Actividad Industrial	Zona de riesgo	Instalación de impacto y operación causante	Operación de la Instalación contaminante	Contaminantes emitidos
Explotación y Producción	Región Marina Suroeste (Crudo Itsmo)	pozos petroleros	Derrames de petróleo crudo y agua producción	HAP, COV, HTP y salinidad
		quemadores	Quema gas	H ₂ S, CO ₂ , HC y partículas
		tráfico marino ductos	Combustión interna Derrame petróleo crudo	HC, SO _x , NO _x , CO ₂ HAP, COV, HTP y salinidad
Medio receptor	Sedimento	Grupos biológicos impactados	Efecto sobre grupos biológicos	Intensidad impacto
		meiobentos bentos	mortalidad diversidad y bioacumulación	baja a media mínimo
	Medio marino	fitoplancton	tasa fotosíntesis	toxicidad alta, corto plazo
		zooplancton	disminución biomasa	Media, reducción 4 órdenes de magnitud
	Atmósfera	ictioplancton	mortalidad	baja
		n.e.	n.e.	n.e.

Tabla XIIId

Impacto industria petrolera por actividad de transportación, Sonda de Campeche, México.

Actividad Industrial	Zona de riesgo	Instalación de impacto y operación causante	Operación de la Instalación contaminante	Contaminantes emitidos
Transportación	Cayo de Arcas (monoboya)	Estaciones de Embarque	Derrames petróleo crudo	HAPs, COVs, HTP y salinidad
		Buques- tanque	gas (combustión interna)	CO ₂ , H ₂ S, SO _x , NO _x y COV's
Medio receptor	Medio marino	Grupos biológicos impactados	Efecto sobre grupos biológicos	Intensidad impacto
		fitoplancton	tasa fotosintética	toxicidad alta a corto plazo
	zooplancton	disminución biomasa	baja	
	Atmósfera	n.e.	n.e.	n.e.

n.e. = no evaluada

nota: en negritas los contaminantes que se consideran de riesgo potencial (PEMEX, 2002a).

Notas de las Tablas XIIIa. a la XIIId.

Abreviaturas de contaminantes	Fuentes
HAP hidrocarburos aromáticos policíclicos	Houde <i>et al</i> (1979); De Jesús-Navarrete (1989); Ortiz (1990); Gold & Fiers (1991);
SOx óxidos de azufre	NOAA (1991a); González <i>et al.</i> (1992);
COV compuestos orgánicos volátiles	Herrera (1992); Vázquez-Botello <i>et al.</i> (1992);
CO₂ dióxido de carbono	NOAA (1992b,1993); Sánchez (1995);
HTP hidrocarburos totales del petróleo	González-Macías (1997); Dicks (1998);
HC hidrocarburos	Gold-Bouchot <i>et al.</i> (1999); Soto <i>et al.</i> (1999);
NOx óxidos de nitrógeno	PEMEX (2002a); Rowe & Kennicut II (2002);
H₂S ácido sulfúrico	Hernández-Arana (2003)

De los contaminantes señalados, aquellos con mayor potencial de impacto son: HAP's, COV's y HTP's, los primeros tienen alto potencial carcinógeno, mutagénico y teratogénico en organismos acuáticos (Espina y Vanegas,1996; Stout *et al.*, 1998); los segundos, contribuyen al efecto invernadero y están involucrados en la formación directa de ozono sobre el nivel del suelo e indirectamente de la lluvia ácida, además de que algunos compuestos individuales son tóxicos, carcinógenos, mutagénicos o bioacumulativos (Espina y Vanegas,1996; Environment Canada, 2003); los últimos presentan diversos efectos sobre flora y fauna (NOAA, 1992b; IPIECA, 1997).

Dentro de las actividades desarrolladas por la industria, las instalaciones que causan impacto, parte se debe a su operación normal (estaciones de rebombeo, quemadores, tráfico marino, estaciones de embarque, buques-tanque), pero también a acciones accidentales (perforación, pozos petroleros, ductos), y es este último punto donde se tiene la consideración de accidentes de diversa envergadura y que han incidido sobre el medio ambiente marino de la Sonda de Campeche, en diferentes tiempos. El accidente del pozo IXTOC-I, ocurrido en el año de 1979, y que durante nueve meses derramó cerca de 560 millones de litros de petróleo tipo "Maya" –pesado- (3'522,400 barriles: un barril = 159 l), subsecuentemente, derrames menores han ocurrido en los campos de Abkatun (1986), derrame de 35,286 barriles de petróleo tipo "Itsmo" –ligero- (NRC, 2002); YUM II/Zapoteca (1987), derrame de 58,640 barriles de petróleo tipo "Maya" –pesado- (NOAA, 1992a; PEMEX, 1993a); Och (1988), con un derrame de 5,307 barriles de petróleo tipo "Itsmo" –ligero- (PEMEX, 1993); y, el más reciente en la RMNE (1998) con 4,692 barriles de petróleo tipo "Maya" –pesado- (PEMEX, 2002b).

Mención especial merece el Ixtoc-I, debido a la magnitud misma del derrame, considerado el segundo más grande en la historia de derrames de instalaciones costa afuera (NOAA, 1992a), aunque no hubo mortalidad de organismos dermesales y bentónicos, sus efectos primordialmente se reflejaron en la alteración de los estuarios y lagunas costeras, por ser estos sistemas más vulnerables a la contaminación, con la posibilidad de influir en áreas de reproducción y crecimiento de diversas especies de importancia pesquera (Soto *et al.*, 1982; Botello, 1987; Botello *et al.*, 1996), como lo documentado por Arreguín-Sánchez *et al.* (1996b) para el caso del mero (*Epinephelus morio*) con una importante caída en el reclutamiento de la clase anual de 1980. El accidente del IXTOC-I produjo conciencia del riesgo potencial de las actividades de la industria petrolera costa afuera sobre el medio ambiente marino, del papel predominante de las corrientes oceánicas sobre el comportamiento de dispersión de la pluma y del proceso de adsorción al material planctónico, como un mecanismo de la sedimentación del petróleo hacia el compartimiento bentónico (Boehm y Fiest, 1982), y es a partir de este suceso que la NOAA desarrolla e implementa su primer programa de contingencia contra accidentes petroleros costa afuera (NOAA, 1992b).

7.1.5 Impacto del petróleo en grupos biológicos

7.1.5.1 Características de los efectos por derrame petrolero

En general, de los estudios realizados por diversas instancias en tiempo y espacio en derrames ocurridos en varias latitudes del mundo, se puede considerar que los efectos de corto plazo de los derrames de petróleo sobre las especies y comunidades marinas son conocidos y predecibles en su generalidad, pero a partir de estas generalizaciones se hace necesario establecer y delimitar las particularidades para cada ambiente en donde se desarrollan dichas actividades, ya que el comportamiento (procesos de intemperismo) difiere respecto a la latitud, no es igual en zonas templadas de lo que ocurriría en las tropicales (NOAA, 1993). Lo preocupante aflora acerca de los posibles efectos de largo plazo (sub-letal) sobre las poblaciones; de hecho investigaciones extensivas y detalladas de estudios post derrame han mostrado que varios componentes del medio marino son altamente resilientes a cambios adversos en el corto plazo en el medio en el cual viven y

que, como consecuencia, un derrame mayor raramente causará efectos permanentes. (Dicks, 1999).

En alcance a lo anterior, los dos criterios principales de toxicidad son los denominados de corto plazo o agudos y, de largo plazo o crónicos. Los efectos letales provocados por exposiciones agudas pueden ocurrir en el medio natural, ya que en casos de accidentes existe la posibilidad que los materiales tóxicos dañen directamente a las poblaciones individuales y las comunidades, al alterar las principales funciones de los organismos, lo que ocasionaría eventualmente problemas en el ecosistema completo. Los efectos subletales ocurren a bajas concentraciones del contaminante y son menos evidentes, aunque no menos significativos. Se ha encontrado, en estudios efectuados en el campo, que existe una correlación entre el nivel de concentración y la distribución de la biomasa y de la productividad de los ecosistemas (Espina y Venegas, 1996).

Los efectos del impacto varía en ambas regiones con relación al tipo de crudo derramado; en la RMNE los efectos en general acusados son de baja toxicidad y de largo plazo, ya que la mayoría de sus componentes son ceras, asfaltanos y compuestos polares, los cuales no tienen ninguna significancia de bioaprovechamiento o toxicidad, pero su persistencia en sedimentos es de largo plazo debido a sus lentas tasas de degradación (casi no hay pérdida por evaporación y casi no contiene fracción soluble en agua). Los tiempos de residencia de los hidrocarburos fósiles en los sedimentos pueden ser de 3 a 10 años, según la velocidad de degradación de éstos. Pero, al considerarse una zona costera tropical, la velocidad de degradación puede ser mucho mayor por la presencia de nutrientes, luz, temperatura, oxígeno y sustrato, así como bacterias y oxidación fotoquímica que inducen altas tasas de biodegradación (Botello *et al.*, 1996c). En contraste, en la RMSO serían de toxicidad alta en el corto plazo, debido a que contienen hidrocarburos monoaromáticos (benceno, tolueno, xileno) los cuales son tóxicos y poseen significativa solubilidad en agua que incrementa su potencial de bioacumularse rápidamente y en concentraciones mayores, a la vez que se retienen por periodos más largos en los tejidos animales (NOAA, 1992b; Botello *et al.*, 1996, NRC, 2002).

Los trabajos publicados sobre concentración de hidrocarburos en la parte SO del Golfo datan desde 1978, los resultados inicialmente hallados mostraron predominancia del

número de carbonos impares de n-alcanos, lo cual sugirió que los hidrocarburos eran de origen biogénico (plantas terrestres y organismos marinos). Posteriores mediciones han mostrado que estas concentraciones se han ido incrementando conforme lo han hecho las actividades de producción del petróleo, aunque las variaciones en dichas concentraciones no se ajustan a un patrón estacional, sino que dependen del tráfico de buques-tanque hacia las zonas de carga, derrames en plataformas y degradación de hidrocarburos por bacterias (Lizárraga *et al.*, 1991). En la Tabla XIV (adaptada de Sánchez, 1995), se presenta una recopilación de los trabajos realizados respecto a concentración de hidrocarburos presentes en sedimentos en el área de la Sonda de Campeche.

Tabla XIV Concentraciones de hidrocarburos en sedimentos en el área de la Sonda de Campeche, México (1978 – 1998)

Fecha	Valor promedio*	Referencia
Jul./1978	31	Botello <i>et al.</i> , 1987
Sept/1979	32	Botello <i>et al.</i> , 1982
Mzo/1980 ⁽¹⁾	81	Botello <i>et al.</i> , 1987
Sept/1980	52	Botello y Villanueva, 1987
Dic/1980	36	Botello y Villanueva, 1987
Abr/1981	21	Botello y Villanueva, 1987
Oct/1981	32	Botello y Villanueva, 1987
Mzo/1983	57	Botello <i>et al.</i> , 1987
Ago/1983	213.1+	IMP**
Nov/1983	231.4+	IMP**
Feb/1984	108+	Botello <i>et al.</i> , 1987
Mar/1984	199.1+	IMP**
May/1984	131+	Botello <i>et al.</i> , 1987
Ago/1984	70	Botello <i>et al.</i> , 1987
Oct/1986	32	Navarrete, 1989
Ene/1987	87	Navarrete, 1989
Mzo/1987	113.2+	IMP**
Ago/1987 ⁽²⁾	139.3+	IMP**
Sept/1987	77	Ortíz, 1990; Herrera, 1991
Mzo/1988	25	Ortíz, 1990; Herrera, 1991
Oct/1988 ⁽³⁾	125+	González <i>et al.</i> , 1992
Ene/1989	1.18	Botello <i>et al.</i> , 1991
Mzo/1990	55	Molina, 1990
Dic/1990	17.8	IMP**
Mzo/1993	5	Sánchez, 1995; IMP**
Feb/1998	23.71	IMP**

*ppm (partes por millón); + rebasa la norma de 100 ppm. **no publicados

⁽¹⁾ derrame del Ixtoc-I; ⁽²⁾ derrame del YUM II; ⁽³⁾ derrame del Och

Para considerar un área como contaminada, se tiene como referencia las normas establecidas por parte de la UNESCO (Hedges and Parker, 1976; Botello *et al.*, 1982), respecto a las concentraciones totales de hidrocarburos en sedimentos como de 70 ppm para áreas costeras marinas no contaminadas y, de 100 ppm para áreas donde se desarrollan actividades industriales.

Al analizar los resultados de la tabla precedente, y su relación con derrames ocurridos en la zona, se tiene que las concentraciones que rebasan la norma de 100 ppm (por considerarse la zona como de desarrollo industrial: petrolero, pesquero y turístico), y que coinciden con dichas eventualidades y se ven reflejados en el sedimento, son los relativos al mes de marzo/1980⁽¹⁾ con el derrame del Ixtoc-I, agosto/1987 con el del YUM II⁽²⁾ y el de octubre/1988⁽³⁾ con el derrame del pozo Och. Por otra parte, las concentraciones que rebasan la norma +(>100 ppm) en la década de los años 80's, reflejan la época en donde se dio una fuerte expansión en las actividades de exploración y explotación por parte de PEMEX.

La serie completa no refleja en sí misma la intensa actividad de la industria en la zona y no permite inferir si el impacto posible derivado de esta actividad sea continuo en tiempo y espacio.

7.1.5.2 Características del impacto en grupos biológicos, causas y efectos

El efecto e intensidad variará según el grupo biológico considerado y que las respuestas de los organismos pueden manifestarse al nivel bioquímico y celular; a nivel organismo, que incluiría la integración de respuestas fisiológicas, bioquímicas y conductuales; a nivel poblacional incluyendo alteración en la dinámica poblacional y; a nivel comunidad, resultando en alteraciones en la estructura y dinámica de la misma (Kennish, 1997; NRC, 2002).

De los grupos a ser considerados con posible impacto, a continuación se resalta y discute los procesos para cada uno de ellos:

Fitoplancton, se sabe que los derrames de petróleo pueden provocar cambios temporales afectando la tasa fotosintética y como consecuencia la productividad primaria del área afectada, mientras que altas concentraciones de hidrocarburos son tóxicos para casi todo el fitoplancton causando su muerte, bajas concentraciones pueden incrementar la producción

primaria al ofrecer fuentes adicionales de carbono disponibles (Kennish, 1997), pero no se han demostrado efectos de largo plazo en este grupo (Dicks, 1998). Los estudios que se han realizado en la zona no han concluido si las diferencias florísticas registradas durante los periodos de derrames petroleros se debieron a los hidrocarburos (Soto *et al.*, 1982), al cambio en densidad del zooplancton o a la eutroficación de otro tipo, ya que, además, este grupo presenta una alta variabilidad espacio – temporal natural en sus poblaciones, correlacionándose con los pulsos de descargas ribereñas y la mezcla con las aguas del Golfo de México (PEMEX, 2002a).

El zooplancton marino es quizás el grupo que menos atención ha recibido en los estudios efectuados en la Sonda de Campeche, si bien se sabe que, en general, los hidrocarburos afectan adversamente la fertilización, desarrollo embrionario y la alimentación.

Al igual que en el caso del fitoplancton, los efectos *in situ* son difícil de evaluar por las fluctuaciones naturales del zooplancton, aunque la presencia de hidrocarburos causa mortalidad en aquellas especies sensibles a tal presencia, pudiendo haber un efecto (no determinado) por la prolongada exposición del grupo a bajas concentraciones de contaminantes, así como por los posibles efectos indirectos de los hidrocarburos derivados de la disminución de los productores primarios durante un derrame y la consecuente alteración de la cadena trófica de organismos herbívoros (NOAA, 1992b; Botello *et al.*, 1996; PEMEX, 2002a). Después del derrame del Ixtoc – I, Guzmán del Proó *et al.*, (1986) encontraron, a partir de información obtenida a través de siete cruceros realizados en el sur del Golfo de México de 1979 a 1982, una disminución significativa en el promedio de biomasa de este grupo hasta en un 50%, registrándose un efecto similar en el caso de la diversidad específica (PEMEX, 2002a). Presumiblemente ante perturbaciones naturales o de carácter antropogénico, la comunidad zooplanctónica altera su estructura y su diversidad se atenúa, la señal de perturbación causada por la presencia de la industria petrolera sobre el zooplancton ha resultado difícil de aislar de las fluctuaciones naturales (PEMEX, 2002a).

El ictioplancton es un grupo particularmente sensible a los derrames de hidrocarburos, el contacto con la superficie de huevos y larvas con el petróleo puede ser letal, e incluso con dosis subletales, comúnmente se producen daños de largo plazo que repercuten en las

poblaciones, como el desarrollo anormal, reducción en el crecimiento, eclosión prematura o retraso de esta en los huevos y anomalías celulares (Kennish, 1997). No obstante, no existe evidencia definitiva que el petróleo induzca tal mortalidad en peces que pudieran resultar en efectos significativos en las futuras poblaciones de adultos (Dicks, 1998). Al respecto, cabe recordar que las mortalidades de huevos o estadios jóvenes de vida, previos a las etapas críticas para el reclutamiento, son con frecuencia de poca significación, comparadas con las variaciones poblacionales debidas a otros factores como la depredación y la variabilidad ambiental (Houde *et al.*, 1979; Clark, 1997; Dicks, 1999).

Así, pese a diversos estudios que han documentado la presencia de larvas de recursos pesqueros importantes en áreas de explotación petrolera, la información generada no ha permitido hacer inferencias sobre el grado de perturbación de dichas poblaciones ícticas derivado de esta industria. En un análisis teratogénico de las muestras obtenidas en una campaña oceanográfica, realizada en el año 1999 en la zona de interés, sólo un 4% de las larvas de peces mostraron alteración/deformación, craneal o columna vertebral, lo cual se atribuye más a una influencia de factores genéticos o propios del ambiente sobre el desarrollo larval, que por la presencia de factores externos (PEMEX, 2002a). Un indicio de afectación en un recurso pesquero fue encontrado por Arreguín-Sánchez *et al.* (1996b) en la falla de reclutamiento en la clase anual del mero (*Epinephelus morio*) correspondiente al año 1980, con un decremento de 30% del tamaño de la población después de ese año, correspondiéndose al fin del evento del Ixtoc-I.

El necton marino, debido a su movilidad, suele ser capaz de evitar el contacto con el petróleo durante los derrames. En caso contrario los efectos pueden ser letales, al afectar las branquias y provocar muerte por asfixia. Los efectos subletales se manifiestan por cambios en el corazón, hiperplasia de las branquias, hipertrofia del hígado, reducción del crecimiento, erosión de las espinas, daño en el sistema endocrino y modificación del comportamiento en aspectos como la alimentación, migración, reproducción, natación y hábitos crípticos (NOAA, 1992a; Kennish, 1997; NRC, 2002).

Al igual que en otros grupos analizados, la información disponible no hace posible el establecer la relación causa-efecto entre las actividades de la industria petrolera y la

afectación del grupo de interés (PEMEX, 2002a). Por ejemplo, existen evidencias de que en la zona de exclusión (donde se ubican las plataformas) es mayor la diversidad y la biomasa que en zonas de pesca aledañas, lo que puede atribuirse tanto al efecto de arrecife artificial (Gold-Bouchot, comunicación personal, 2004) que brindan las estructuras físicas de las plataformas petroleras, como a la ausencia de actividades pesqueras (Houde, 1979; PEMEX, 2002a).

Por otra parte, no existen evidencias de que cualquier derrame haya matado suficientes peces para afectar la población adulta, y en consecuencia los rendimientos de las pesquerías que se desarrollan en el área de interés (IPIECA, 1997), pero sí se ven afectadas las oportunidades de pesca para las pesquerías comerciales en la zona de impacto (NOAA, 1992a). En caso de un derrame o accidente de buque-tanque, y que la pluma de petróleo se dispersara hacia áreas cercanas a la costa, donde las aguas son limitadas, el potencial de daño para los peces es grande, particularmente para especies con un tamaño de stock pequeño y con áreas de desove restringidas (IPIECA, 1997).

Algunas especies de peces, que habitan en las cercanías de las plataformas petroleras, pueden acumular en sus tejidos pequeñas cantidades de compuestos derivados del petróleo que no les afectan a ellos, pero sí al consumo humano (Houde, 1979), con efectos teratogénicos, mutagénicos y carcinogénicos que van desde irritación de la piel hasta cáncer (tumores hematológicos como anemia y leucemia, de esófago y de recto) y defectos congénitos (Kennish, 1997).

Diversos resultados indican que las comunidades bentónicas han sufrido cambios en cuanto a disminución de biomasa, diversidad y cambio en la composición de especies, presentándose casos de sucesión por especies oportunistas (De Jesús-Navarrete, 1989; Ortiz, 1990; Gold-Bouchot y Fiers, 1991; Herrera, 1992; Sánchez, 1995; Hernández-Arana, 2003). Si bien este proceso ha sido reconocido como indicador de perturbaciones ecológicas asociadas a la industria petrolera (González-Macías, 1997), la investigación ecológica en el sureste del Golfo de México ha enfatizado que las tormentas de invierno y escorrentías de ríos son los procesos físicos más importantes que influyen la estructura de la comunidad bentónica, su función e interacciones a lo largo y ancho de las plataformas

carbonatada y terrígena (Yañez-Arancibia, 1983; Hernández-Arana, 2003). Dado que estos procesos también han experimentado cambios de largo plazo, sus efectos ecológicos en cuanto a la estructura y función de las comunidades bentónicas no son fácilmente discernibles de los impactos potenciales derivados de la industria petrolera.

Los estudios sobre las poblaciones de camarones peneidos en la zona de interés han indicado que los hidrocarburos provenientes del petróleo no producen efectos detectables que se puedan adjudicar a las actividades petroleras; las concentraciones registradas en tejidos de *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus* no se consideraron críticas, aunque de haber bioacumulación, ésta podría afectar a los que depredan sobre estos organismos (Soto *et al.*, 1982; Botello *et al.*, 1992), pero así mismo no se revela un ningún cambio drástico en la población de camarones (Botello *et al.*, 1996a). Pero es de notar que el reclutamiento de este grupo responde a variaciones drásticas del medio ambiente, como lo ha documentado Arreguín-Sánchez (2006, comunicación personal) con la observación en diversos eventos: el Ixtoc-I (1980), la erupción del volcán El Chichonal (1982) y el huracán Gilberto (1988).

Finalmente, en estudios efectuados en el campo se ha encontrado cierta correlación entre el nivel de concentración de petróleos en el medio ambiente y la distribución de la biomasa y de la productividad de los ecosistemas (Espina y Venegas, 1996). No obstante, establecer una relación causa-efecto es difícil, entre otras razones porque muchas especies, principalmente peces, muestran marcadas variaciones estacionales tanto en abundancia como en sensibilidad a una cierta presión ecológica natural.

Otro aspecto que hace difícil la evaluación de los daños producidos por un derrame es que sólo en contadas ocasiones se cuenta con la información previa de las especies que habitan áreas que fueron afectadas por la presencia de los hidrocarburos. Hasta ahora, los estudios indican que los efectos adversos más graves se manifiestan en las comunidades bénticas, mientras que los peces y las aves son los menos afectados (Botello *et al.*, 1996).

Así, el riesgo ecológico potencial de esta industria dependerá de la intensidad y persistencia de los factores tensionantes previamente identificados. La relación que estos mantengan con los procesos ecológicos no es necesariamente de orden lineal, sino unimodal, es decir, que las respuestas o alteraciones que se deben reconocer resultan de gradientes ambientales ocasionados por la interacción de más de dos variables (efectos acumulativos o

sinérgicos), como ejemplo cambios climáticos o hidrográficos, efectos de la pesca comercial u otra contaminación industrial.

7.1.6 Afloramientos naturales de crudo

Otra fuente de hidrocarburos dentro de la Sonda de Campeche son los afloramientos naturales de crudo (“chapopoterías”), que se delimitan en una superficie de 16434 km² y que se ubican en su mayor parte en la RMNE (PEMEX, 2002a). En la Tabla XV se presenta la caracterización de las áreas potenciales de impacto, considerándose a éstas como fuentes puntuales.

Tabla XV. Caracterización del impacto de las emanaciones naturales de crudo (“chapopoterías”) en la Sonda de Campeche.

Potencial de emanación	Alto (A) *	Medio (B) *	Bajo (C) *	Medio Receptor	Grupo biológico impactado**	Intensidad y efecto del impacto **
Profundidad en sedimento (m)	5	6 – 100	101 – 400	Sedimento	Meiobentos	Crónico. Reducción de Diversidad y Biomasa. Baja Mortalidad. Sucesión Comunidades.
Áreas/km ²	183.41	1581.6	14,668			
Factor de Emanación (m ³ /1000 km ²)	30	15	2.2			
Volumen de Emanación (m ³ /día)	5.5	23.72	32.27			
Volumen Regional				61 m ³ /día		
				22,443 m ³ /año		

Fuente datos: *PEMEX (2002a). ** Gold y Fiers (1991); González-Macías (1997); PEMEX (2002a); Hernández-Arana (2003).

Existen dos aspectos a considerar sobre los posibles efectos en el ecosistema béntico. Por una parte el petróleo, una fuente de energía altamente reducida, es rápidamente oxidado por microbios, los que a su vez pueden servir como fuente suplementaria de alimento para las cadenas alimenticias bénticas. Por la otra, en concentraciones

suficientemente altas los compuestos aromáticos son tóxicos para los organismos marinos (NRC, 2002).

En los estudios realizados en la Sonda de Campeche se ha observado que hay cambios en la presencia de especies, especialmente en la comunidad de poliquetos, así como en la diversidad de estas comunidades (González-Macías, 1997). No obstante, debe considerarse que estas fuentes naturales han incidido en su entrono durante miles de años, por lo que las comunidades bentónicas asentadas en esa área pueden tener adaptaciones únicas a este ambiente en particular (NRC, 2002). Además, las emanaciones naturales son muy variables en cuanto a los sitios puntuales en donde ocurren y en términos de los volúmenes derramados.

En general, puede suponerse que solo una fracción relativamente menor de las comunidades biológicas estará expuesta al petróleo “fresco” en un momento dado, lo que complica el estudio de los efectos sobre la abundancia de los organismos o la riqueza de especies de la comunidad (NRC, 2002; Dunaway, 2004).

7.2 Modelo Sintético de ECOPATH.

7.2.1 Estructura del ecosistema de la Sonda de Campeche.

En la Tabla XVI se muestran los parámetros finales de entrada del mejor modelo balanceado que se obtuvo. Las eficiencias ecotróficas son elevadas para los grupos de peces, en general, y para el grupo de camarones, lo que indica por una parte que el grupo está siendo altamente depredado y/o que la presión de pesca es alta (Christensen, *et al.*, 2000), y en el caso presente la mayoría de estos valores coinciden con los grupos que integran pesquerías importantes en la zona de estudio.

Tabla XVI. Parámetros finales de entrada del mejor modelo sintético balanceado.

	Grupo - especies	Biomasa (t/km²)	P/B (1/año)	Q/B (1/año)	EE
1	Delfines	0.0116	0.11	32.20	0.34
2	Tiburones	0.069	0.86	7.23	0.49
3	Aves marinas	0.001	5.63	82.5	0.07
4	Tortugas marinas	0.318	0.159	3.5	0.42
5	Meros	0.392	0.44	4.79	0.73
6	Sierras	0.266	1.29	8.3	0.60
7	Calamar	0.08	1.75	25.8	0.37
8	Pargos	0.07	0.58	4.1	0.90
9	Jureles	1.36	0.7	10.8	0.71
10	Pulpo	2.06	1.12	3.57	0.42
11	Cazon	0.16	0.918	9.01	0.41
12	Rayas	0.63	0.469	9.5	0.30
13	Corvinas	0.327	0.8	6.2	0.72
14	Sardinas	4.79	4.02	14.2	0.74
15	Bagres	0.51	0.42	9.4	0.39
16	Huachinangos	0.162	0.36	4.4	0.65
17	Lenguados	0.97	0.29	9.4	0.81
18	Mojarras	0.90	1.12	19.7	0.24
19	Roncos	0.20	0.42	8.7	0.54
20	Sargos	0.79	1.04	14.7	0.59
21	Anchoveta	0.118	1.75	15.49	0.70
22	Sardina(2)	0.027	4.33	15.0	0.37
23	Ojones	0.1	1.5	11.1	0.66
24	Corvinetas	0.04	0.74	9.2	0.3
25	Horquetas	0.636	0.94	17.5	0.70
26	Lenguados(2)	0.035	0.3	8.5	0.06
27	Mariposa	0.053	1.54	9.8	0.21
28	Chivo	0.088	0.96	12.8	0.64
29	Botete	0.019	1.01	8.3	0.48
30	Pez Globo	0.012	1.51	13.19	0.81
31	Ratón	0.044	0.32	11.7	0.09
32	Cintilla	0.109	0.35	11.8	0.25
33	Chile	0.172	3.04	10.02	0.36
34	Aguavina	0.036	0.44	15.1	0.32
35	Jaibas	1.1	2.12	8.2	0.66
36	Esquilas	0.138	5.1	9.9	0.18
37	Camaron Rosado	0.027	8.4	27.8	0.98
38	Camaron Blanco	0.014	3.704	25.4	0.98
39	Camaron Café	0.084	3.252	27.1	0.97
40	Camaron 7 barbas	0.018	5.3	26.3	0.98
41	Epifauna	4.6	2.13	8.7	0.93
42	Poliquetos	0.54	4.474	22.61	0.49
43	Infauna	36	4.71	23.44	0.41
44	Ictioplancton	6.0	1.164	7.03	0.82
45	Zooplancton (herbivoro)	4.02	23.9	82.12	0.80
46	Fitoplancton	48.1	99.002	-	0.06
47	Microfitas bentónicas	0.042	10.634	-	0.14
48	Detritus FAC Camarón	3.364	-	-	0.61
49	Detritus	4	-	-	0.2

Nota: Los caracteres en *itálicas* fueron calculados por el modelo.

Por otra parte, los valores más bajos se presentan para el fitoplancton y el detritus. El bajo valor obtenido para el detritus, muestra que sólo el 20% del mismo es utilizado y el resto es enterrado en el sedimento o exportado a las profundidades, indicando que hay un mayor aporte de éste que el que es consumido.

7.2.2 Caracterización trófica del ecosistema

Los resultados de la agregación trófica muestran la presencia principal de cinco niveles tróficos integrados. En la Tabla XVII se muestra la proporcionalidad de los flujos relativos por nivel trófico, la mayoría de los flujos en el nivel trófico II (principalmente detritívoros y herbívoros) son atribuidos principalmente a la infauna, al zooplancton (íctio y herbívoro) y a los camarones, y en menor medida a la epifauna; los flujos en el nivel trófico III son atribuidos a la epifauna y a un arreglo de grupos de peces. En el nivel IV, los flujos son dominados por los depredadores tope como delfines, tiburones, aves y tortugas marinas, sierras, calamares y jureles, y, el nivel V exclusivamente por delfines, tiburones y pargos.

Tabla XVII. Flujos relativos por niveles tróficos para la Sonda de Campeche, México.

Grupo	Niveles Tróficos				
	I	II	III	IV	V
Delfines	--	0.07	0.11	0.69	0.124
Tiburones	--	0.04	0.07	0.66	0.21
Aves marinas	--	0.05	0.11	0.59	0.229
Tortugas marinas	--	0.006	0.28	0.72	--
Meros	--	0.001	0.27	0.56	0.172
Sierras	--	0.04	0.12	0.812	0.029
Calamar	--	0.05	0.07	0.878	0.002
Pargos	--	0.02	0.29	0.52	0.154
Jureles	--	0.04	0.31	0.652	--
Pulpo	--	0.003	0.98	0.013	--
Cazon	--	0.4	0.17	0.346	0.059
Rayas	--	0.70	0.31	--	--
Corvinas	--	0.001	0.85	0.152	--
Sardinas	--	--	1	--	--
Bagres	--	0.26	0.54	0.199	--
Huachinangos	--	0.34	0.57	0.058	0.025
Lenguados	--	0.18	0.82	0.007	--
Mojarras	--	0.72	0.22	0.058	--
Roncos	--	--	0.72	0.278	--
Sargos	--	--	0.95	0.049	0.001
Anchoveta	--	1	--	--	--
Sardina(2)	--	--	1	--	--
Ojones	--	0.52	0.48	0.001	--
Corvinetas	--	--	0.83	0.09	0.077
Horquetas	--	--	1	--	--
Lenguados(2)	--	0.06	0.94	--	--
Mariposa	--	--	0.92	0.044	0.038
Chivo	--	--	1	--	--
Botete	--	0.007	0.57	0.426	--
Pez Globo	--	--	0.23	0.726	0.044
Ratón	--	0.26	0.51	0.166	0.059
Cintilla	--	0.16	0.23	0.602	0.001
Chile	--	0.66	0.04	0.297	0.007
Aguavina	--	0.006	0.50	0.393	0.097
Jaibas	--	0.80	0.11	0.095	--
Esquilas	--	--	0.78	0.22	--
Camaron Rosado	--	0.72	0.28	--	--
Camaron Blanco	--	0.85	0.15	--	--
Camaron Cafe	--	0.97	0.03	--	--
Camaron 7 barbas	--	0.97	0.03	--	--
Epifauna	--	0.28	0.72	--	--
Poliquetos	--	1	--	--	--
Infauna	--	1	--	--	--
Ictioplancton	--	1	--	--	--
Zooplancton (herbivoro)	--	1	--	--	--
Fitoplancton	1	--	--	--	--
Microfitas bentonicas	1	--	--	--	--
Detritus FAC Camarón	1	--	--	--	--
Detritus	1	--	--	--	--

En la Tabla XVIII se muestran los resultados de la eficiencia de transferencia trófica y el origen de los flujos desde los productores primarios, el detritus y la suma total de todos los flujos.

Tabla XVIII. Eficiencia de transferencia (%) en el ecosistema de la Sonda de Campeche, México.

Fuente	Nivel trófico				
	I	II	III	IV	V
Desde los productores		22	19	5	6
Desde el detritus		9.7	12	5.3	5
Todos los flujos		12.5	14.7	5	5.4
Total flujos absolutos (t/km ² /año)	4479	1267	158	23	0.9
Proporción del total de flujos originados desde el detritus: 0.54					
<i>Eficiencias de transferencia</i>					
Desde productores primarios:		12.5%			
Desde detritus:		8.6%			
Total:		9.7%			

Del total de la producción primaria neta (4479 t/km²) aproximadamente el 12.5% es consumida por los herbívoros, con el resto yendo hacia el detritus, donde el 8.6% es consumido, pero su baja eficiencia de transferencia trófica para el nivel II puede deberse a una pobre asimilación por los detritívoros. Los flujos originados desde los productores primarios y detritus, están combinados para evaluar las eficiencias de transferencia por niveles tróficos, conforme a esto, la eficiencia va decreciendo de un nivel trófico inferior a uno superior debido principalmente a que la asimilación no es 100%, sino bastante menos. Los flujos desde el detritus implican una importante fuente de alimento para la producción secundaria, lo que es de observarse en los flujos dominantes que se originan desde el NT II (infauna, epifauna y camarones peneidos), lo que demuestra la dependencia de la red alimenticia sobre el detritus. La media geométrica de eficiencia de transferencia (ponderada por flujos y calculada para los niveles tróficos II – V) para el sistema como un todo es de 9.7%, cercano al valor de 10% que se asume existe en los ecosistemas (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1984; Pauly y Christensen, 1995).

Algunas estadísticas biológicas estimadas por ECOPATH para cada grupo se presentan en la Tabla XIX.

Tabla XIX. Algunas estadísticas biológicas estimadas por el modelo.

Grupo - especies	NT	IO	RE	AS	EN
1 Delfines	3.93	0.438	0.297	0.298	0.004
2 Tiburones	4.16	0.35	0.339	0.399	0.149
3 Aves marinas	4.11	0.47	0.063	0.069	0.085
4 Tortugas marinas	3.72	0.018	0.84	0.891	0.057
5 Meros	3.93	0.203	1.331	1.504	0.115
6 Sierras	3.84	0.238	1.433	1.775	0.193
7 Calamar	3.84	0.226	1.534	1.676	0.085
8 Pargos	3.85	0.437	0.174	0.212	0.177
9 Jureles	3.65	0.305	10.812	11.734	0.079
10 Pulpo	3.02	0.023	3.57	5.881	0.393
11 Cazon	3.02	0.903	1	1.146	0.127
12 Rayas	2.33	0.212	4.475	4.77	0.062
13 Corvinas	3.16	0.096	1.369	1.63	0.16
14 Sardinas	3	0	35.048	54.291	0.354
15 Bagres	2.91	0.441	3.6	3.813	0.056
16 Huachinangos	2.78	0.334	0.514	0.572	0.101
17 Lenguados	2.82	0.153	6.973	7.258	0.039
18 Mojarras	2.33	0.325	13.182	14.191	0.071
19 Roncos	3.29	0.127	1.321	1.406	0.06
20 Sargos	3.05	0.049	8.445	9.259	0.088
21 Anchoveta	2	0	1.257	1.464	0.141
22 Sardina(2)	3	0	0.208	0.325	0.361
23 Ojones	2.5	0.25	0.807	0.976	0.173
24 Corvinetas	3.24	0.013	0.282	0.313	0.1
25 Horquetas	3	0	8.311	8.909	0.067
26 Lenguados(2)	2.95	0.054	0.223	0.234	0.044
27 Mariposa	3.12	0.022	0.333	0.415	0.197
28 Chivo	3	0	0.821	0.906	0.094
29 Botete	3.42	0.143	0.106	0.125	0.152
30 Pez Globo	3.81	0.044	0.104	0.121	0.143
31 Ratón	3.03	0.408	0.396	0.41	0.034
32 Cintilla	3.42	0.415	0.989	1.027	0.037
33 Chile	2.65	0.848	0.855	1.379	0.38
34 Aguavina	3.59	0.094	0.419	0.435	0.036
35 Jaibas	2.3	0.378	5.087	7.503	0.322
36 Esquilas	3.21	0.112	0.394	1.094	0.64
37 Camaron Rosado	2.27	0.201	0.368	0.593	0.38
38 Camaron Blanco	2.14	0.125	0.233	0.285	0.182
39 Camaron Cafe	2.03	0.026	1.599	1.882	0.15
40 Camaron 7 barbas	2.03	0.026	0.288	0.386	0.253
41 Epifauna	2.73	0.208	22.004	31.755	0.307
42 Poliquetos	2	0	7.4	9.832	0.247
43 Infauna	2	0	500.604	668.553	0.251
44 Ictioplancton	2	0	26.649	33.608	0.207
45 Zooplancton (herbivoro)	2	0	167.805	263.929	0.364
46 Fitoplancton	1	--	0	--	--
47 Microfitas bentonicas	1	--	0	--	--
48 Detritus FAC Camarón	1	--	0	--	--
49 Detritus	1	--	0	--	--

NT, nivel trófico; IO, índice de omnivoría; RE, respiración; AS, asimilación; EN, eficiencia neta.

Los niveles tróficos fraccionados se calcularon, los cuales son una medida del nivel trófico promedio al cual un grupo está recibiendo energía (Levine, 1980; Ulanowicz, 1995), el más alto es 4.16 que corresponde a los tiburones. El índice de omnivoría, el cual es la varianza de los niveles tróficos de las presas sobre las cuales depreda el consumidor (Christensen and Pauly, 1993), se desvía de cero para todos los grupos, excepto sardinas (ambos grupos), anchoveta, horquetas, poliquetos, infauna, zooplancton (herbívoro) e ictioplancton. Este índice, en general, es más alto para los grupos de peces. Los valores más altos de respiración y asimilación corresponden a los invertebrados, específicamente a la infauna (la más alta entre todos los grupos), seguidos por los del zooplancton herbívoro y, entre los grupos de peces corresponde a las sardinas y a las mojarras; los valores más bajos, entre los invertebrados corresponden al calamar, las esquilas y los camarones pendidos y, para los peces correspondió a los pargos, botetes y pez globo.

Los atributos básicos del ecosistema, calculados por el programa, se muestran en la Tabla XX.

Tabla XX. Principales atributos del ecosistema de la Sonda de Campeche, México.

Parámetro	Valor	Unidades
Suma de todos los consumos	1449	t/km ² /año
Suma de todas las exportaciones	3916	t/km ² /año
Suma de todos los flujos respiratorios	844	t/km ² /año
Suma de todos los flujos a detritus	4901	t/km ² /año
Flujos totales	11109	t/km ² /año
Producción total	5072	t/km ² /año
Producción primaria neta	4761	t/km ² /año
Producción primaria total / respiración total	5.6	--
Producción neta	3917	t/km ² /año
Producción primaria total / biomasa total	41.1	--
Biomasa total / flujos totales	0.01	--
Biomasa total (sin detritus)	116	t/km ²
Fracción del total de flujos que se originan en el detritus	0.54	--
Capturas totales	1.2	t/km ² /año
Nivel trófico promedio de la pesca	2.8	--
PPR (% de la producción primaria)	6.9	%
Eficiencia bruta (captura / producción primaria neta)	0.00025	--
Ascendencia	9474	Flowbits
Overhead	6760.2	Flowbits
Capacidad de desarrollo	19691.4	Flowbits
Índice de reciclaje de Finn	0.01	%
Índice de conectancia	0.115	--
Índice de omnivoría del sistema	0.166	--

Los aspectos generales a discutir nos muestran, en primera instancia, que la suma total de flujos del sistema fue de 11109 ton/km²/año, lo cual puede considerarse como una medida de su tamaño (Ulanowicz, 1986), y su valor se puede utilizar como una medida comparable entre ecosistemas. En el análisis de los principales flujos en el sistema, el flujo hacia el detritus es el más alto (44%) seguido por las exportaciones (35%) y el consumo – depredación- (13%). El alto flujo hacia detritus es posible, ya que el 54% de los flujos se originan desde él, y en el caso de las exportaciones, estas representan la extracción por pesca comercial, tanto por la flota camaronera como de la flota ribereña.

El índice de conectancia, el cual es el número de uniones tróficas actuales en relación al número posible de uniones en la red alimenticia (Gardner y Ashby, 1970), fue de 0.115, es decir que aproximadamente existe un 11.5% de uniones tróficas entre grupos con respecto al teórico total, el valor de este índice depende en gran medida de la cantidad de grupos incluidos en el modelo (Christensen y Pauly, 1993). La fracción del flujo total del sistema que es actualmente reciclada, es expresada por el Índice de reciclaje de Finn y es de 0.01%, lo cual es un valor extraordinariamente bajo, lo que denotaría una importancia cuantitativa muy baja de los nutrientes (su reciclamiento) en el sistema, situación que no necesariamente es cierta para el ecosistema de la Sonda de Campeche, ya que es un sistema altamente detritívoro y en ese sentido los sistemas con alta capacidad de reciclar detritus tienen una alta habilidad para recobrase de perturbaciones (Vasconcellos *et al.*, 1999), por lo que el resultado obtenido es un punto a resolver.

La capacidad de desarrollo del sistema calculada fué de 19691 flowbits, mientras que la ascendencia tiene un valor total de 9474 flowbits, dado que esta última es un índice de la cantidad de información que aporta el sistema, se puede decir que el estado actual equivale al 48% de su capacidad total de desarrollo (ascendencia/capacidad de desarrollo). El valor del overhead (6760 flowbits) refleja, por su parte, el potencial de reserva con que cuenta el ecosistema cuando se enfrenta a perturbaciones (Ulanowicz, 1986). El índice del sistema de omnivoría, el cual es una medida de como las interacciones de alimentación están distribuidas entre los niveles tróficos y caracterizando el límite al cual un sistema despliega características similares a red, fue de 0.166 es decir que aproximadamente hay un 17% de interacciones tróficas entre grupos con respecto al teórico total.

La información de las pesquerías, en el contexto del ecosistema total, fue obtenida para su análisis, el nivel trófico de la captura fue de 2.8, las pesquerías más importantes están concentradas en los niveles tróficos II y III (NT 2.03 – 3.93), que en conjunto representan el 74% de la captura (pequeños peces pelágicos, pulpo y camarones) y un 24% en el NT IV, posiblemente representado por las pesquerías de tiburón, meros, sierras y pargos. La producción primaria requerida (PPR) requerida para sostener la captura total del área equivale a cerca del 6.9% de la producción primaria neta.

7.2.3 Ecotracer/Ecosim

Con la información obtenida del comportamiento del Ixtoc-I, y relativa al área de impacto, la cantidad de hidrocarburos derramados, tasas de derrame, concentración de hidrocarburos totales en sedimentos y en especies biológicas, se procedió, previo a modelar los escenarios inicialmente propuestos, a establecer la relación (datos observados) de la concentración de hidrocarburos totales en sedimento (ppm = partes por millón = mg/kg) y la tasa de decaimiento en el tiempo (meses) (Fig. 8).

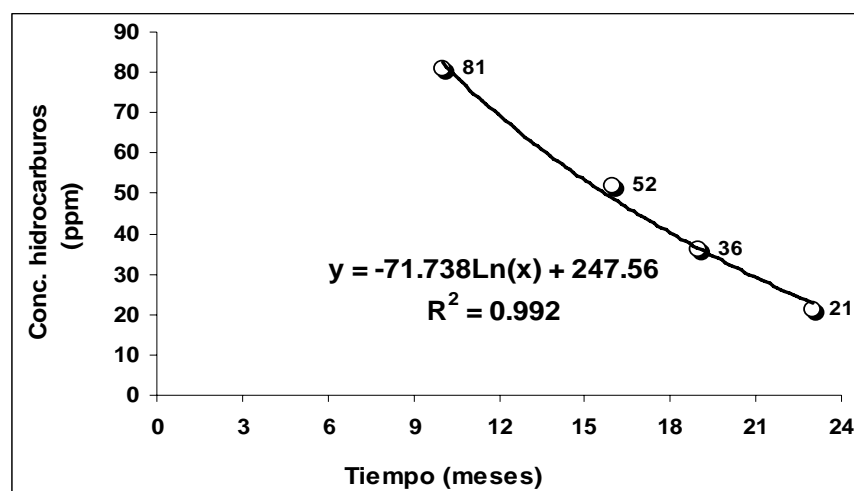


Figura 8. Relación de la concentración de hidrocarburos totales en sedimento (valores observados), respecto al tiempo (derrame del Ixtoc –I).

A partir del cálculo de la tasa de decaimiento observada, donde el dato inicial corresponde al décimo mes de iniciado el derrame, se proyectaron las concentraciones de inicio, desarrollo y posterior al derrame (Fig. 9).

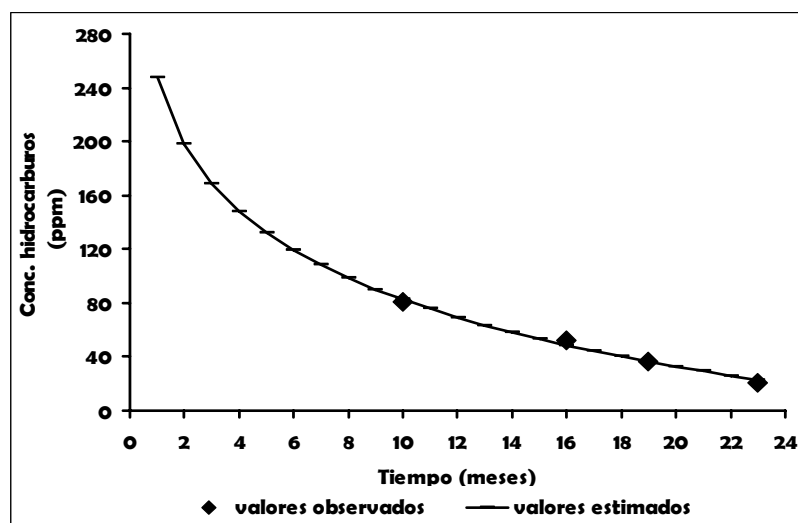


Figura 9. Valores estimados de la concentración de hidrocarburos totales en sedimento y relación con el tiempo de transcurso del derrame del Ixtoc –I. Los resultados así obtenidos, permitieron calcular la posible concentración de hidrocarburos totales en sedimento al inicio del derrame, y que correspondió a 248 ppm. Con el dato de concentración inicial en el sedimento y toneladas derramadas por km², en el escenario Ixtoc-I, se obtuvo la proporción entre ambos, equivalente a 0.50 (ppm/km²), posteriormente se relacionó la cantidad derramada en cada uno de los escenarios (Ixtoc-I, Industria y Yum) con la proporción descrita anteriormente, para obtener la concentración equivalente en sedimento y así referenciarla en relación a la concentración natural de hidrocarburos en el sedimento (32 ppm). Lo anterior se realizó con la finalidad de especificar la magnitud del efecto de cada escenario respecto a su aporte en relación al escenario natural. En la Tabla XXI, se presenta los resultados del procedimiento descrito.

Tabla XXI. Resultados en la definición del % de aporte de hidrocarburos al sedimento, en cada escenario, respecto a la condición natural.

	Ixtoc – I	Industria	Yum	Natural
derrame (t/km ²)	501	0.0068	1.1	1.37*
concentración equivalente en sedimento (ppm = partes por millón)	248	0.0034	0.54	32
% de aporte respecto a la condición natural	775	0.01	1.7	---

* las chapopoterías se calcula que aportan esta cantidad de hidrocarburos anualmente.

Con base a lo anterior se decidió que los escenarios a modelar, por su efecto significativo fueran el Ixtoc - I y el natural, este último tomándolo como punto de comparación.

En la Tabla XXII se muestran los datos de entrada a Ecotracer estandarizados a unidades de tons/km², tanto para el sedimento como los grupos biológicos (considerando en estos últimos a la biomasa determinada para el modelo general de ECOPATH) para los escenarios definidos, la simulación temporal en Ecosim para ambos fue de dos años.

Tabla XXII. Datos de entrada para escenarios de impacto a modelar en Ecotracer/Ecosim.

	Escenario 1	Escenario 2	
	Natural	Ixtoc - I	
Concentración inicial en sedimento (t / km ²)	0.032	0.248	
Tasa decaimiento concentración inicial en sedimento (%)	0*	**	
Concentración en organismos (t / km ²)			Tasa decaimiento orgs. ambos escenarios***
<i>Penaeus aztecus</i> (camarón café)	0.00042	0.001	0.85
<i>P. duorarum</i> (camarón rosado)	0.00017	0.0004	0.85
<i>P. setiferus</i> (camarón blanco)	0.00004	0.0001	0.85
<i>Chloroscombrus crysurus</i> (horqueta)	0.0012	0.009	0.98
<i>Synodus foetens</i> (chile)	0.0003	0.0016	0.98
<i>Harengula pensacolae</i> (sardina 2)	0.00007	0.0002	0.98
<i>Loligo pelaei</i> (calamar)	0.00023	0.0017	0.80
<i>Priacantus arenatus</i> (ojones)	0.00032	0.0006	0.98

* la tasa de decaimiento para este escenario, se consideró que fuera cero, ya que comprende una aportación crónica al medio ambiente.

** la tasa de decaimiento para este escenario, se obtendrá por aproximaciones sucesivas al correr la subrutina de Ecotracer, y el ajuste de los resultados obtenidos por la simulación se dará en relación a las concentraciones calculadas a partir de los datos observados.

*** la tasa de decaimiento (metabólica) en las diferentes grupos biológicos, se determinó con base a las siguientes consideraciones:

- peces, este grupo tiene una alta capacidad metabólica para los hidrocarburos (HAP) superior al 0.90 y cercana al 0.98 (Eisler, 1987; Hofelt *et al.*, 2001; Sundt y Baussant, 2003), que como ya se describió (apartado 4.3.1.2 relativo a los procesos degradativos de los HAP) posee un sistema de enzimático denominado Citocromo P450, MFO y

AHH para la activación metabólica de estos compuestos (McDonald *et al.*, 1996; Arinc *et al.*, 2000; Beyer *et al.*, 2001; Hofelt *et al.*, 2001; Vuorinen *et al.*, 2003; Barron *et al.*, 2004). A todas las especies de este grupo funcional (ya sea que se tengan datos de concentración de hidrocarburos o no) se le asignará una tasa de 0.98.

- crustáceos, rápidamente acumulan los HAP de peso molecular más ligero y muy rápidamente los excretan o metabolizan (Neff, 1979). Este grupo tiene una capacidad moderada de metabolizar los hidrocarburos, poseen también un sistema enzimático con funciones similares al descrito para los peces (McDonald *et al.*, 1996). A todas las especies de este grupo funcional (ya sea que se tengan datos de concentración de hidrocarburos o no) se le asignará una tasa de 0.85.
- moluscos, este grupo no metaboliza los hidrocarburos, mas bien los elimina y es variable el tiempo entre especies, p.e. los ostiones eliminan cerca del 90%, algunas almejas muestran poco o nada de depuración de estos compuestos (Eisler, 1987).

Para iniciar la simulación del derrame del Ixtoc-I, se determinó en primera instancia (mediante aproximaciones sucesivas) la tasa a la cual decaía el flujo de concentración de hidrocarburos totales en el sedimento y se encontró que esta fué del orden de 1.35. El considerar esta magnitud de tasa de decaimiento se explica en razón de que el derrame al inicio fue más intenso, vertiéndose aproximadamente 4'770,000 litros por día durante los primeros dos meses (Junio a Julio/1979), para posteriormente declinar a 1'590,000 litros diarios (Agosto a Noviembre/1979) y finalizar en 255,990 litros diarios (Diciembre/1979 a Marzo/1980) (IMP, 1980; NOAA, 1992a).

De las cantidades de hidrocarburos derramadas el 67% se quemó, evaporó o fue colectado, lo que dejó un remanente de 33% a la deriva en la superficie del mar (IMP, 1980). En la Tabla XXIII se presenta la relación de litros de hidrocarburos y tiempo de derrame, que aproximadamente quedarían en la superficie del mar, antes de sufrir otros cambios en su proceso de degradación.

Tabla XXIII. Litros de hidrocarburos en superficie del mar, y su acumulativo respecto al tiempo de duración del derrame del Pozo Ixtoc-I.

Ixtoc-I		litros	acumulativo
<i>Inicio</i>	Junio de 1979	44074800	47223000
	Julio	47223000	91297800
	Agosto	15741000	107038800
	Septiembre	15741000	122779800
	Octubre	15741000	138520800
	Noviembre	15741000	154261800
	Diciembre	2534301	156796101
	Enero de 1980	2534301	159330402
	Febrero	2534301	161864703
<i>Fin</i>	Marzo	760290	162624993

La tabla precedente, pudiera llevar a pensar en primera instancia, dada la magnitud de las cantidades de hidrocarburos que aparentemente permanecieron en la superficie del mar, que el impacto directo en el ecosistema marino sería de grandes proporciones o catastrófico, pero es de hacerse notar que en inicio una pequeña proporción fue dispersada mediante sustancias químicas tensoactivas y la mayor dispersión se dio por acciones de la propia naturaleza tales como el efecto de los vientos y los movimientos de las masas de agua, para finalmente quedar a la acción de otros procesos de degradación acelerada (evaporación, oxidación química y metabolismo por microorganismos), procesos actuando dinámicamente que de un día a otro reducían las dimensiones de la mancha de petróleo (IMP, 1980). Aunado a lo anterior, las corrientes del Norte prevalecientes en el oeste del Golfo de México se llevaron en buena parte el derrame a las costas de la parte sur de Texas, U.S. (NOAA, 1992a), así como las condiciones meteorológicas que se presentaron durante el desarrollo del derrame (la presencia de un Huracán –Henri- durante los días 13 a 15 de septiembre de 1979), coadyuvaron a remover la mayoría del petróleo, de las costas de U.S. (NOAA, 1992a).

En los días de máxima concentración de hidrocarburos en la superficie del mar, se estimó que el área cubierta por las manchas era menor a la cantidad de 1% de la superficie del mar afectada por el derrame (IMP, 1980), en este sentido Wheeler (1978) estimó que en las

peores condiciones para la recuperación de crudos en alta mar, el volumen residual que permanece en el agua después de 5 días es de aproximadamente 8% del total derramado, de manera tal que los hidrocarburos petrogénicos permanecen en la columna de agua por periodos muy limitados. Con el anterior escenario expuesto, se puede suponer que los procesos de hundimiento y sedimentación fueron inicialmente rápidos para posteriormente decaer en su concentración, por la acelerada tasa relativa a este proceso. Cualquier crudo pesado, como el derramado por el pozo Ixtoc-I, al poseer densidades mas grandes que otras fracciones, la tendencia que muestra es a hundirse más rápidamente (Kennish, 1997), y conforme al estudio del IMP (1980), el crudo derramado al contacto con el agua alteró radicalmente sus propiedades originales, principalmente densidad y viscosidad. Así lo comprobó el estudio de Patton *et al.* (1981) relativo al derrame del Ixtoc-I, donde reportaron que en el proceso de intemperismo se formaron primeramente una especie de “panes de petróleo”, los cuales en un proceso repetitivo se desmenuzaron en el turbulento mar, así estas partículas al parecer fueron un intermediario significativo en la dispersión de este petróleo derramado, lo que condujo a incrementar la densidad y que resultó en última instancia en el proceso de sedimentación del petróleo.

Finalmente, si se obtiene la relación de la cantidad de crudo derramada y la concentración de hidrocarburos totales en el sedimento medida durante el desarrollo del evento, (descontando de esta última los niveles naturales previos al derrame), se tiene que esta es en promedio de un 0.001%, es decir, muy baja respecto a lo que podría esperarse dada la gran magnitud del derrame. Lo anterior coincide con un estudio realizado por McAuliffe *et al.* (1980) en el Golfo de México, durante un derrame de crudo en una plataforma petrolera, donde la cantidad derramada fue de aproximadamente 10'335,000 litros, y al efectuar la relación de la concentración en sedimento respecto a lo derramado, calcularon que menos del 1% del petróleo vertido fue encontrado en el sedimento en un radio de 5 millas dentro de la plataforma, sugiriendo que la adsorción de las gotas de petróleo en partículas hundiéndose hacia el lecho marino, fue el mecanismo probable para la sedimentación de los hidrocarburos. Por otra parte, McCourt y Shier (2001), establecen que en un derrame, existe una diferencia significativa en la cantidad relativa de petróleo incorporado al lecho marino, lo cual se dá por dos procesos: en el primero, el petróleo hundido puede contener

un poco de porcentaje de sedimento; y en el segundo, mientras que los sedimentos contaminados acumulados en el lecho marino contendrán menos de un pequeño porcentaje de petróleo.

Una vez obtenida la tasa de decaimiento, se incorporó a los datos de entrada de Ecotracer, y al generar los resultados del programa, se comparó la relación de las concentraciones calculadas por Ecotracer respecto a las observadas y las calculadas a partir de estas últimas. Al observar la Fig.10, tenemos que las concentraciones calculadas de hidrocarburos totales en sedimento a partir de los datos observados en las investigaciones de Botello y Villanueva (1987) y Botello *et al.* (1996c), muestra que se presenta una buena relación con aquellas calculadas a su vez por Ecotracer/Ecosim, por lo que los resultados de la simulación pueden ser validados en este sentido.

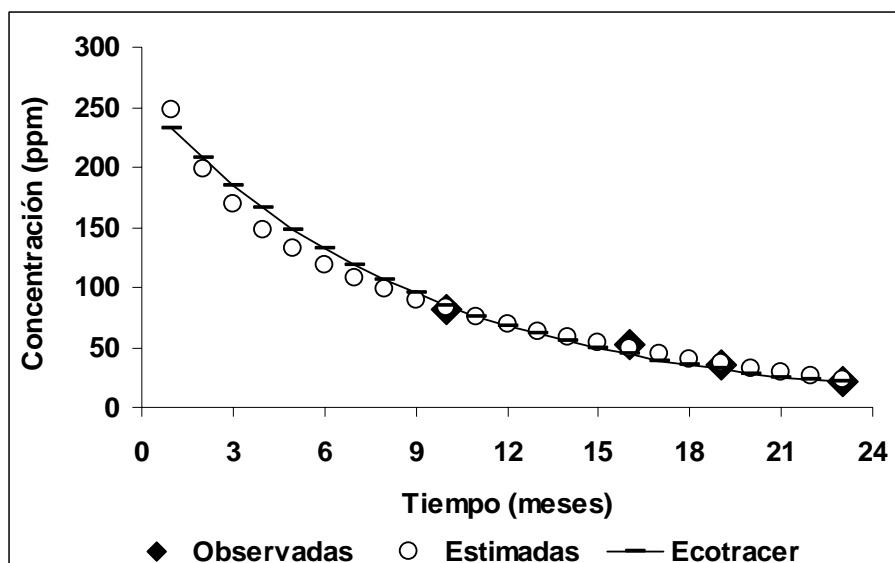


Figura 10. Relación de concentración de hidrocarburos totales en sedimento (ppm), respecto a valores observados y estimados.

7.2.4 Simulación de la respuesta de grupos biológicos ante el impacto por petróleo.

En la Tabla XXIV, se presentan los resultados de la simulación del escenario Ixtoc-I, correspondientes a las concentraciones de hidrocarburos totales, tanto del sedimento como de los grupos biológicos considerados.

Tabla XXIV. Resultados de la simulación, Ecotracer/Ecosim del escenario del Ixtoc-I, concentración de hidrocarburos totales (ppm*) en sedimento y en especies biológicas.

Grupo	Inicio Ixtoc (mes 1)	Fin Ixtoc (mes 10)	Retorno a condiciones naturales -en sedimento- (mes 19)
Sedimento	222	82	31
Delfines	0.009	0.561	0.873
Tiburones	0.019	0.31	0.35
Aves marinas	0.10	1.58	1.18
Tortugas marinas	0.0001	0.010	0.020
Meros	0.002	0.066	0.107
Sierras	0.002	0.060	0.065
Calamar	18.1	5.1	1.6
Pargos	0.6	1.3	0.7
Jureles	0.002	0.08	0.090
Pulpo	0.0002	0.005	0.006
Cazon	0.6	1.6	1.1
Rayas	0.0002	0.002	0.002
Corvinas	0.00004	0.003	0.004
Sardinas	0.0001	0.001	0.0003
Bagres	0.0004	0.019	0.022
Huachinangos	0.09	0.56	0.52
Mojarras	0.0004	0.005	0.004
Roncos	0.00003	0.004	0.006
Jaibas	0.0002	0.001	0.001
C. Rosado	7.6	0.01	0.001
C. Blanco	3.4	0.11	0.005
C. Café	8.2	0.38	0.018
C. 7 barbas	0.001	0.001	0.001

* **ppm** = partes por millón (mg/kg)

En lo que respecta al decaimiento de las concentraciones de hidrocarburos totales en el sedimento se muestra que en el primer mes se dió una reducción aproximada del 10.5% de la concentración inicial y para cuando finalizó el derrame esta había decaído un 67%. El retorno a los niveles de concentración previos al derrame, ocurrió 9 meses después de finalizado el evento. Los tiempos de residencia de hidrocarburos fósiles en los sedimentos son variables, pudiendo ir de meses a años, y está en relación a la velocidad de degradación de estos. En las zonas costeras tropicales la velocidad puede ser mucho mayor por la

presencia de nutrientes, luz, temperatura, oxígeno y sustrato, así como bacterias y oxidación fotoquímica que inducen altas tasas de biodegradación (Botello *et al.*, 1996c; NCR, 2002), lo cual podría ser el caso de lo sucedido en el presente evento, en el cual la persistencia fue de meses antes de retornar a los niveles previos a este.

Los efectos de petrolización pueden ser limitados o insignificantes y de corto tiempo cuando la exposición es mínima y los niveles residuales de petróleo son mínimos o rápidamente intemperizados, así los efectos no están directamente relacionados al volumen vertido, es más una compleja función de la tasa de vertimiento, la naturaleza del hidrocarburo liberado y del ecosistema local en sus aspectos físicos y biológicos (NCR, 2002).

Una vez que los niveles de concentración llegaron a los que se tenían previos al accidente, surge la consideración sobre si estos no representaban un riesgo para el ecosistema y sus componentes biológicos. Conforme a Baker (1999) y Bohem *et al.* (2001) la definición de “limpio” en el periodo posterior a un derrame no puede significar una completa ausencia de hidrocarburos de petróleo o de hidrocarburos totales, se hace necesario referirse a concentraciones especificadas o a una variedad de otros criterios, tales como: que no exceda los niveles normales previos para una localidad en particular, que no exceda los límites estatutorios, que no sea letal para organismos especificados, que no cause efectos deletéreos subletales a organismos especificados, que no tenga impactos detectables en la función de un ecosistema, no impida el uso humano de un área, etc. Existen muchas posibles definiciones de limpio que conllevan diferentes percepciones de riesgo, incluyendo riesgo a la estabilidad del ecosistema, la productividad de los componentes del ecosistema, salud humana o economías locales.

7.2.5 Análisis de las principales vías de flujo de partículas en la cadena trófica.

Las concentraciones de hidrocarburos totales en los organismos, como se presentó en la Tabla precedente (XXIV), van desde 0.00004 a 18.1 ppm, en corvina y calamar respectivamente, al inicio del derrame y, de 0.0003 y 1.6 ppm en sardinas y calamar respectivamente, al momento en que se retorna a concentraciones naturales en sedimento. En todos los casos se tiene que en los crustáceos, inician con concentraciones más altas respecto al grupo de peces, con la consideración de que este grupo se alimenta del detritus,

módulo del ecosistema donde finalmente se depositan los hidrocarburos que se derraman, pero conforme pasa el tiempo las concentraciones decaen rápidamente, aquí se debe de tomar en cuenta la biología del grupo ya que son organismos de vida corta y las poblaciones se renuevan anual/bianualmente. En el grupo de peces, particularmente de interés pesquero, se presentan diferencias respecto al tiempo en que alcanzan su máxima concentración de hidrocarburos y el nivel trófico al que pertenecen, así tenemos un grupo de máxima concentración en un intervalo de 15 a 18 meses y nivel trófico en un intervalo de 2.9 a 3.8 (sierra, jurel, corvina, bagres y roncós); un segundo grupo con intervalo de máxima concentración de 12 a 13 meses y el intervalo de nivel trófico 2.3 a 2.7 (rayas, huachinangos y mojarras), y finalmente un tercer grupo con intervalo de 6 a 9 meses y nivel trófico de 3 (cazón y sardinas). Lo interesante de los dos últimos grupos es que en su dieta se incluye al detritus, y en general las concentraciones de hidrocarburos se presentan más altas respecto a los del primer grupo, lo que conduce a delimitar al detritus como la vía inicial de flujo de partículas a través de los niveles tróficos intermedios y, de ahí a las concentraciones más altas en los depredadores tope (tiburones, delfines, aves marinas y tortugas).

En general en los organismos pertenecientes a los niveles tróficos superiores (principalmente peces y otros depredadores tope como delfines, tiburones y aves marinas) muestran tendencia a magnificar éstas, lo anterior se contrapone a lo que varios autores (Neff, 1979; Eisler, 1987; Broman *et al.*, 1990; NCR, 2002) han encontrado al respecto, ya que se ha observado que contrario a la presencia de biomagnificación, las concentraciones decrecen con el incremento de los niveles tróficos, en general, los hidrocarburos tienen poca tendencia a bioamplificarse en las cadenas tróficas, debido probablemente a que la mayoría de estos compuestos son rápidamente metabolizados (y en particular los HAP), y es de hacerse notar que muchas de las especies seleccionadas en el presente estudio (mamíferos, aves, peces y crustáceos) poseen eficientes sistemas enzimáticos para metabolizar estos productos, a los cuales rápidamente metabolizan y excretan (Neff, 1987). Además al parecer la transferencia directa desde los sedimentos hacia los organismos que viven en o sobre el sedimento es mínima, los organismos bentónicos raramente contienen altas concentraciones de HAP, que son encontrados en los sedimentos donde viven.

También hay que tomar en cuenta, conforme a los resultados de eficiencia ecotrófica del modelo, que el aprovechamiento del detritus es bajo por parte de los organismos.

En este punto, el grupo a tener en cuenta por sus los valores de concentración, son los calamares, ya que presentan los valores más altos de todos los grupos, la explicación probable es de que este tipo de organismos (moluscos) no poseen los eficientes sistemas enzimáticos de los otros grupos referenciados, más bien el petróleo y sus derivados lo eliminan, y las tasas al respecto son más lentas, probablemente al igual que otros moluscos bivalvos de interés comercial (p.e. *Mytilus edulis*, *Rangia cuneata* y ostiones de los géneros *Ostrea* y *Crassostrea*) (Neff 1979, 1982; Eisler, 1987), pudiese presentar el caso de bioacumulación (Brooks, 1997).

Lo que reflejan los resultados de la simulación en Ecotracer/Ecosim, es que toma en cuenta las tasas de degradación del contaminante, las relaciones tróficas de los organismos y las eficiencias de los flujos tróficos, pero aquí la consideración que cabe hacer, respecto a la simulación, es que supone la presencia del proceso de bioacumulación del compuesto, y una vez más en ese sentido, los estudios efectuados al respecto indican que lo anterior no sucede por las mismas razones expuestas para el caso de biomagnificación. Los resultados de Ecotracer, en los grupos de depredadores tope, se pueden referenciar a la composición de su dieta y a la cantidad que de esta consumen, siendo principal y coincidentemente (en general) sardinas, jureles y meros, que a su vez poseen altas biomásas (principalmente los dos primeros) dentro del ecosistema.

También se debe de tomar en cuenta que la biodisponibilidad desde los sedimentos y el alimento es menor de aquella que esta en solución en el agua, así como el petróleo se intemperiza, su viscosidad y peso molecular promedio se incrementan lo que a su vez hace decrecer la tasa de partición de derivados de alto peso molecular (como los HAP), lo que decrece la accesibilidad de estos compuestos hacia los organismos acuáticos (NRC, 2002), en refuerzo a lo anterior, si se relaciona la concentración de hidrocarburos totales en los organismos respecto de las del sedimento, la proporción promedio que se obtiene es muy baja (aproximadamente 5%), lo anterior como un acercamiento de modo grueso a un factor de acumulación.

Durante la respuesta a un derrame se debe de considerar, las variaciones potenciales en las tasas de ingesta y eliminación de hidrocarburos por parte de las especies marinas (peces, crustáceos y moluscos) debido a variaciones estacionales y fisiológicas. Estas diferencias deben de considerarse cuando se comparan resultados analíticos de muestras de diferentes especies, colectadas en diferentes tiempo del año o durante diferentes estadíos de vida de los organismos (Yender *et al.*, 2002).

La utilidad de la subrutina de Ecotracer, está dada en que proporciona una herramienta útil para reflejar este tipo de escenarios, en el seguimiento de un contaminante a través de la trama trófica, pero el encuadre de la interpretación de sus resultados debe de darse en tener el mejor conocimiento posible del comportamiento general y específico del contaminante, tanto en el ambiente como en la biota, y de ahí circunscribir los análisis y conclusiones más pertinentes y objetivas. Un aspecto que hubiera sido de gran valía, como referente al mejor reflejo de los resultados, era el de haber contado con datos de concentración de HAP (totales y específicos), tanto previos al derrame (como punto referente de comparación), durante y posterior al mismo, ya que este compuesto es el que toxicológicamente es el de mayor relevancia. Por lo que las inferencias de los resultados presentes se acotan en sus alcances, y el panorama de la magnitud del impacto no se puede clarificar lo mejor posible.

Conforme a Botello *et al.*, (1996c), para diciembre de 1980, las concentraciones de hidrocarburos totales en los organismos estudiados ya eran similares a las reportadas previamente al desarrollo de las actividades petroleras en el área de la Sonda de Campeche, lo que lleva a inferir que estas concentraciones en organismos eran de origen biogénico más que petrogénico.

En el monitoreo interinstitucional (IMP, 1980) realizado para el seguimiento, control y determinación de los efectos sobre el ambiente marino, relativos al derrame del pozo Ixtoc-I, se encontró, en resumidos puntos:

- la cuantificación de hidrocarburos en muestras de agua de mar, no rebasaron los niveles considerados como normales;
- en los estudios sobre sedimentos, no se revelaron alteraciones ni en la integración, ni en los contenidos de hidrocarburos en la materia orgánica normal de las comunidades de la biota;

- la aplicación de dispersantes no representó un elemento lesivo a la vida marina;
- no se revelaron alteraciones sobre el fitoplancton y su actividad fotosintética;
- no hubo diferencias significativas en la evaluación de biomasa del zooplancton;
- no se encontraron aves marinas, ni peces muertos flotando sobre la superficie del mar atribuibles al derrame;
- de los resultados relevantes de bioensayos, respecto a la toxicidad del crudo del Ixtoc-I, utilizando en todos los casos concentraciones muy por arriba de las que pudieran encontrarse en el ambiente marino: no se afectó la velocidad fotosintética del fitoplancton, no se afectó al zooplancton, no afectación al nacimiento y supervivencia de larvas de peces, no se presentó mortalidad de peces, no hubo mortalidad en invertebrados (cangrejos, almejas y camarón);
- para junio de 1980 (tres meses posteriores al finalizar el evento), las condiciones de las playas y las actividades pesqueras, tanto litoral como ribereña, fueron similares a las existentes antes de que se iniciara el derrame.

En lo que coinciden varios especialistas (NRC, 2002), mucho de lo que se conoce acerca de los impactos de los hidrocarburos del petróleo viene a partir de los estudios de derrames catastróficos de petróleo y de afloramientos crónicos. Estos dos aspectos de la contaminación por petróleo (vertimiento e impacto) son distintos, y no es posible evaluar directamente daños ambientales a partir de la tasa de vertimiento de la masa de petróleo. Las tasas de vertimiento reflejan la intensidad y localización del uso que la sociedad hace del petróleo, mientras que los efectos tienden a reflejar la cantidad de compuestos tóxicos de hidrocarburos que alcanzan a los organismos marinos y a la diferente susceptibilidad de varios de ellos, de las poblaciones y de los ecosistemas, de aquí que se debe ser fuertemente cauto al inferir impactos desde las tasas de vertimiento de masas de petróleo. De acuerdo con NRC (2002), lo anterior sería un análisis defectuoso, las respuestas ecotoxicológicas son dirigidas por la dosis de los hidrocarburos de petróleo disponibles a un organismo, no por la cantidad de petróleo vertido en el ambiente, esto es debido a los complejos procesos ambientales actuando sobre el petróleo vertido, la dosis es raramente directamente y linealmente proporcional a la cantidad vertida.

El punto final de esta sección, es lo concerniente a la definición de recuperación ecológica, dadas las dificultades del conocimiento de cuáles eran las condiciones previas al derrame y de cómo interpretarlas de cara a las fluctuaciones y tendencias ecológicas naturales. De acuerdo con Baker (1999) definir de manera realista la recuperación de un retorno a las condiciones existentes previas al derrame es imposible de decir; esto es, no es factible decir si un ecosistema que se ha recuperado de un derrame de petróleo es el mismo o diferente de aquel que hubiera persistido en la ausencia del derrame. El tiempo de recuperación para comunidades marinas petrolizadas varía presumiblemente desde unas pocas semanas en aguas abiertas a un año en los habitats mas expuestos (Sloan, 1999). A continuación se presentan los resultados de la simulación del escenario de Ambiente Natural (Tabla XXV).

Tabla XXV. Resultados de la simulación, Ecotracer/Ecosim del escenario Ambiente Natural, concentración de hidrocarburos totales (ppm*) en sedimento y en especies biológicas.

Grupo	MES				
	1	3	6	9	12
Sedimento	31.3	31.3	31.3	31.3	31.3
Delfines	0.0017	0.02	0.05	0.09	0.12
Tiburones	0.004	0.02	0.040	0.054	0.060
Aves marinas	0.02	0.13	0.23	0.25	0.23
Tortugas marinas	0.00002	0.0002	0.0008	0.0016	0.0023
Meros	0.0003	0.0020	0.006	0.011	0.015
Sierras	0.0003	0.0025	0.007	0.010	0.012
Calamar	2.3	1.5	0.8	0.5	0.3
Pargos	0.13	0.22	0.23	0.19	0.15
Jureles	0.0004	0.0031	0.009	0.013	0.016
Pulpo	0.00003	0.0002	0.0005	0.0007	0.0008
Cazon	0.18	0.30	0.32	0.30	0.26
Rayas	0.00004	0.0002	0.00034	0.00041	0.00040
Corvinas	0.00001	0.0001	0.00040	0.00060	0.00070
Sardinas	0.00001	0.0001	0.00014	0.00011	0.00008
Bagres	0.00008	0.0007	0.0021	0.0032	0.0038
Huachinangos	0.017	0.05	0.08	0.09	0.10
Mojarras	0.00008	0.0004	0.0007	0.0008	0.0008
Roncos	0.00001	0.0001	0.0004	0.0007	0.0009
Jaibas	0.00003	0.0001	0.00019	0.00022	0.00023
C. Rosado	2.9	0.63	0.062	0.006	0.001
C. Blanco	2	0.94	0.30	0.10	0.03
C. Cafe	3.4	1.7	0.62	0.2	0.08
C. 7 barbas	0.00012	0.0003	0.00032	0.00024	0.00017

* ppm = partes por millón (mg/kg)

La concentración de hidrocarburos totales en sedimento se mantiene sin cambio a lo largo del tiempo de simulación, ya que como se especificó en la metodología, no se le asignó tasa de decaimiento por considerarse una entrada constante, de pulsos no determinados en cuanto a su periodicidad, pero que se ha considerado su presencia y descarga durante miles años. Respecto a las concentraciones en los organismos, se observa la misma tendencia descrita en el escenario del Ixtoc-I, donde en los crustáceos decrecen las concentraciones a lo largo del tiempo de simulación, pero en los niveles tróficos superiores se muestra tendencia al incremento, en este punto se hacen las mismas consideraciones en relación al análisis de los resultados previos. No obstante a que juega un papel muy importante la biología de las poblaciones, particularmente el hecho de que los crustáceos y especialmente los camarones son de vida corta y las poblaciones se renuevan anual/bianualmente tal que cualquier traza desaparecerá de la población en ese lapso. Pero contrario ocurre con los depredadores tope y especies de larga longevidad, de ahí la biomagnificación.

Para dimensionar las implicaciones de la presencia de hidrocarburos en el ecosistema de la Sonda de Campeche, ya sea que esta se dé por la operación de la industria petrolera (derrames accidentales y/o vertimientos operacionales) o por emanaciones naturales (chapopoterías), se realizó un ejercicio de valoración de riesgo de factores de toxicidad. Como se especificó anteriormente se tomaron valores de concentración de HAP Totales y específicos en sedimentos. En la Tabla XXVI se presentan los resultados para la valoración de riesgo de factores de toxicidad equivalente para el Benzo[a]Pireno –B[a]Pe-conforme a la metodología establecida por CalEPA (1994) y Yender *et al.* (2002).

Tabla XXVI. Cálculo de factores de toxicidad equivalentes para B[a]P, en sedimentos de la Sonda de Campeche.

Contaminante	Concentración (mg/kg)	Factor de Equivalencia Tóxica	Benzo[a]Pireno Equivalente (B[a]Pe)
Benzo[a]pireno	0.007	1.0	0.007
Benzo[a]antraceno	0.020	0.1	0.002
Benzo[b]fluoranteno	0.005	0.1	0.001
Benzo[k]fluoranteno	261	0.01	2.6
Criseno	0.012	0.001	0.00001
Dibenz[a,h]antraceno	0.080	1.0	0.080
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0.000	0.1	0.000
Total			2.7

El método utilizado (Factor Tóxico de Equivalencia), consiste en que esta aproximación primero estima la potencia de B[a]P y entonces expresa los niveles ambientales de otros HAP como “B[a]P equivalentes”. Para estimar la potencia de una fracción de HAP de una mezcla, el número total de B[a]Pe de la mezcla es multiplicado por la potencia para B[a]P, el resultado es numéricamente equivalente a sumar riesgos atribuibles a la totalidad de HAP individuales en la mezcla considerados carcinógenos, obteniendo el valor de B[a]Pe = 2.7 ppm. En conjunto con el anterior resultado, se obtuvo el de la concentración de B[a]P = 0.007 ppm, y el de HAPtotales = 110 ppm. El siguiente paso en el análisis es comparar las concentraciones de contaminantes con criterios establecidos de calidad, para lo cual se obtuvieron dos de ellos, y que a continuación se describen en la Tabla XXVII.

Tabla XXVII. Lineamientos de calidad para la evaluación de concentraciones de químicos en sedimentos marinos (valores en mg/kg -ppm).

	LEL ⁽¹⁾	SEL ⁽¹⁾	Persaud <i>et al.</i> ,1993
B[a]P	0.370	14.4	
HAPtotales*	4	100	
	ERL ⁽²⁾	ERM ⁽²⁾	Long <i>et al.</i> ,1995
B[a]P	0.430	1.6	
HAPtotales*	4	45	

⁽¹⁾ LEL (Low Effect Level) es el nivel del más bajo efecto, que puede ser tolerado por la mayoría de los organismos bentónicos. SEL (Severe Effect Level) es el nivel de efecto severo, representa las concentraciones en sedimento que podrían potencialmente eliminar la mayoría de los organismos bentónicos. Éstas Guías protegen contra la biomagnificación de contaminantes a través de la cadena alimenticia desde las fuentes de contaminante del sedimento

⁽²⁾ ERL (Effects Range Low) Efectos de bajo rango, que representa una concentración a la cual impactos bentónicos adversos son encontrados en aproximadamente 10% de los casos de estudio. ERM (Effects Range Median) Efectos de rango medio, contaminación mayor que el valor de ERM indica impactos bentónicos adverso en más del 50% de los casos de estudio.

* es la suma de 16 compuestos de HAP.

El valor obtenido de concentración para HAPtotales, y conforme a los criterios de calidad serían de efecto severo, lo que significaría que se presentase un efecto tóxico sobre la fauna béntica al exceder el valor guía, situación que no se ha presentado (aún con el derrame del Ixtoc-I) en el ecosistema de la Sonda de Campeche, por lo que se pone en duda el valor reportado por PEMEX (2002c) de 110 ppm, con base a las siguientes consideraciones: en primera instancia, y conforme a NCR (2002) se considera que los HAP típicamente constituyen del 0.1 al 10% de los hidrocarburos totales (valor que dependerá altamente del tipo de petróleo), considerando esta proporción, y para el caso el Ixtoc-I en que la concentración de hidrocarburos totales máxima calculada fué de 248 ppm, entonces la concentración posible de HAP, tomando inclusive el % máximo, sería de 24.8 ppm. Si tomáramos como referencia este último valor, entonces se estaría dentro de los parámetros aceptables, sin llegar aún así a un riesgo moderado. Por parte de la concentración de B[a]P, el HAP de más alto riesgo carcinogénico, se encuentra por debajo de los niveles de riesgo, y conforme a Yender *et al.* (2002), este tipo de compuestos tiene muy bajas concentraciones en los crudos de petróleo.

Por último, en relación al potencial de afectación para el consumo humano de productos del mar conteniendo hidrocarburos, no se puede realizar una valoración cuantificable de riesgo ya que no existe información disponible relativa a las concentraciones de HAP totales y específicos en tejidos, que son los de interés por su potencial de toxicidad (específicamente los productos metabólicos intermediarios). En este aspecto en las Normas Oficiales Mexicana (NOM) no existen disposiciones que contemplen las especificaciones sanitarias (calidad química) de estos compuestos específicos en el consumo de productos del mar y que protejan la salud humana.

La Agencia de Protección Ambiental de los EE UU (U. S. EPA, por sus siglas en inglés), estableció un aviso relativo a alimentos provenientes del mar (peces), recomendando a los oficiales de salud adoptar el contenido en tejidos de estos organismos de 6 ppm de HAP totales, como límite para este tipo de alimentos (USEPA, 2000c); estos límites están basados sobre valoraciones de riesgo para la salud humana. A pesar de lo anterior, se encontró variada información, relativa a esta agencia, en la que para situaciones diferentes y en localidades diferentes de los EE UU, relacionadas con la seguridad en el consumo de

productos del mar contaminados con hidrocarburos, donde cada estado adopta su regulación particular al respecto, cuando sucede un evento o en caso de prevención a este. La explicación relativa se da en base a los valores antecedentes (screening values) del sitio de interés, es decir valores de referencia tanto en el medio ambiente (aire, agua o sedimento) como en la biota, y de ahí norman un criterio para establecer normas o en su defecto la base de retorno a condiciones normales después de que ocurrió algún evento de contaminación (p. e. un derrame petrolero).

Considerando finalmente la trayectoria de inicio, desarrollo y plena operación de la industria petrolera en la zona marina de la Sonda de Campeche durante tres décadas, el ecosistema en el cual incide y el efecto que pudiera o ha tenido en él, la industria petrolera, surgen las siguientes reflexiones: no se ha tenido información del estado del ecosistema antes del inicio de esta industria, en el sentido del conocimiento y descripción del ecosistema (estructura y función). La información generada ha sido discontinua en tiempo y espacio o no se ha generado, lo que se conjunta con la siguiente consideración, la de carecer de un programa permanente de monitoreo que genere información consistente y precisa para tener un control adecuado del seguimiento de la relación industria petrolera-ecosistema, lo que ha conllevado a la posibilidad de sobre -o sub- dimensionar los posibles impactos y daños ocasionados.

Así la perspectiva, surgida en los años recientes, es el desarrollar el estudio y comprensión de los efectos de largo plazo de contaminación aguda y crónica, cuestiones estas que han recibido una incrementada atención; tales como el dilucidar los efectos que resultan desde una contaminación persistente ya que no se sabe el límite superior para la extensión de un efecto potencial de largo plazo (NCR, 2002).

Mientras estudios dirigidos han identificado algunos efectos subletales específicos de largo plazo en desarrollos de la industria del petróleo, las preguntas más significativas no contestadas permanecen, y son aquellas que son relativas a los efectos en el ecosistema de exposiciones crónicas de largo plazo y de bajo nivel, resultantes de las descargas y derrames causadas por las actividades de desarrollo y explotación (Sloan, 1999; NCR, 2002). En última instancia se debe determinar si el potencial para los efectos de los campos de producción son significativos con respecto a la escala geográfica, qué son los efectos

acumulativos, si la integridad del ecosistema se ve comprometida y, si existen impactos significativos a los recursos que los humanos valoran, tales como las pesquerías, mamíferos marinos, especies amenazadas o raras o ambientes agradables antiestéticos.

El petróleo puede matar organismos marinos, reducir sus aptitudes a través de los efectos subletales y alterar la estructura y función de las comunidades y ecosistemas marinos. Mientras tales efectos han sido ambiguamente establecidos en estudios de laboratorio y después de derrames bien estudiados, el determinar los sutiles efectos de largo plazo sobre las poblaciones, comunidades y ecosistemas a bajas dosis y en la presencia de otros contaminantes constituyen retos científicos significativos (NCR, 2002). Múltiples variables espaciales y temporales hacen que descifrar los efectos sea extremadamente difícil, especialmente cuando se consideran escalas temporales y espaciales a las cuales las poblaciones y ecosistemas cambian.

CONCLUSIONES

- Una circunstancia especial de las actividades de exploración y producción está en el hecho de que su localización y relación con los ambientes naturales, frágiles o no, está predeterminada por el yacimiento y la geología del sitio, lo que impide en gran medida tomar decisiones sobre su ubicación o la utilización de otros sistemas naturales.
- El tener una pobre línea de base ecológica previa al establecimiento de la industria petrolera con la finalidad de tener puntos comparativos con el (o los) estados post desarrollo de la industria complica de sobremanera la evaluación de impacto. Algo similar ocurre con la caracterización del escenario base ambiental en presencia de las emanaciones naturales (chapopoterías).
- La información generada subsecuentemente a la fecha, ha adolecido de continuidad y especificidad como reflejo de la carencia de un programa estructurado, de estudios continuos y estandarizados conforme a las líneas actuales del estado del arte enfocado a generar la información vital para abordar la problemática ambiental que genera la industria petrolera.
- En consonancia con el punto anterior, no es posible cuantificar y/o cualificar objetivamente la magnitud del efecto de la industria petrolera en el ecosistema de la Sonda de Campeche, lo que ha conducido a la posibilidad de sobre o subvaluar estas consecuencias.
- Los posibles efectos de los derrames petroleros en los componentes del ecosistema se consideran puntuales, pero se hace necesario el determinar la magnitud de los efectos a largo plazo.
- Las actividades de la RMNE, y su posible impacto, inciden específicamente costa afuera donde se ubica la zona de mayor actividad petrolera y pesquera.
- En relación a las pesquerías, y en el mismo sentido, tampoco es posible concluir la existencia de un impacto directo o indirecto hacia estas, atribuible a la industria petrolera, al menos no con la información de referencia con que se cuenta, o de los resultados de diferentes estudios relativos. No obstante hay evidencias indirectas en el caso de mero y camarón, pero sin consecuencias significativas en las pesquerías.

- Los resultados de la construcción del modelo ECOPATH muestran, en general, un sistema altamente detritívoro y tróficamente dependiente de este en la producción secundaria, aspecto importante para la posibilidad de delinear impactos y/o efectos del petróleo en el ambiente, ya que este módulo del ecosistema representa el reservorio final de este compuesto químico y de ahí su posible impacto en las relaciones tróficas de los componentes bióticos.
- La construcción de modelos tipo ECOPATH proporcionan una útil herramienta ya que en una primera instancia proporcionan una radiografía del ecosistema (en su estructura y función) retroalimentable, con la posibilidad de seguimiento de cambios en este, y que permite realizar experimentos de simulación de impactos (como derrames petroleros) en especies ecológicas claves para el ecosistema, y visualizar efectos en este último (Ulanowicz y Baird, 1999; Okey y Pauly, 1999; Okey, 2004).
- La subrutina de Ecotracer/Ecosim permitió establecer escenarios de impacto, y delinear en estos, posibles vías de efectos del petróleo en el sedimento y organismos marinos, la carencia de información cualificada limitó el alcance para efectuar inferencias más objetivas de los resultados obtenidos.
- En el ejercicio efectuado de valoración del riesgo toxicológico ambiental en sedimento de HAP y B[a]P, y de mezclas de B[a]Pe, aún con las limitantes y reservas de la calidad de la información obtenida, y su comparación con lineamientos de calidad para la evaluación de concentraciones de químicos en sedimentos marinos, ubican el impacto de estos compuestos en el ambiente dentro de los parámetros aceptables, sin llegar a un riesgo moderado

RECOMENDACIONES

- Implementar estudios conducentes a distinguir el impacto ambiental atribuible a la industria petrolera en la región, de aquellos causados por factores naturales (p. e. cambios climáticos, hidrográficos, afloramientos naturales), así como de otros impactos antropogénicos (p. e. pesca comercial, contaminaciones industriales).

- Establecer programas continuos y estandarizados de monitoreo, que integren los estudios a realizar en la zona de interés, en puntos selectos de elevado riesgo de derrames petroleros o de descargas, para acrecentar la habilidad en determinar efectos y recuperación del ecosistema, y así estar en posibilidad de entender los procesos que controlan las respuestas del ecosistema a la contaminación, particularmente en procesos de largo plazo.
- Establecer programa de monitoreo de concentraciones de HAP carcinógenos en especies de importancia pesquera para consumo humano, específicamente de aquellas consideradas como de alto contenido graso, dada la afinidad de estos compuestos, y en particular de sus productos metabólicos intermedios (de importancia toxicológica) a concentrarse en tejidos con alto contenido lipídico (Meador *et al.*, 1995). Especies tales como el pargo, mero, jureles y sardinas (CESCCO, 1994), mismas que se deben de considerar en una alerta sanitaria en caso de un accidente petrolero, para consumo humano e inclusive de considerar en la posibilidad del cierre temporal de las pesquerías respectivas, hasta el reestablecimiento de condiciones sanitarias adecuadas.
- Implementar programas específicos dirigidos hacia los denominados organismos centinelas, como serían los moluscos bivalvos (almejas), dadas las características de hábitat, hábitos alimenticios y sus procesos de eliminación y concentración de HAP.
- Finalmente determinar especies ecológicas claves para el ecosistema, y a partir de retroalimentar el programa de ECOPATH, efectuar experimentos de simulación de efectos de impactos por compuestos del petróleo (cambios de biomasa por mortalidad).

REFERENCIAS

- Allen, K.R. 1971. Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 28:1573-1581.
- Antoine, J.W. and J.C. Gilmore. 1970. Geology of the Gulf of México. *Ocean Industry.* 5(5): 34-38.
- Arinç, E., A. Sen and A. Bozcaarmutlu. 2000. Cytochrome P4501A and associated mixed function oxidase induction in fish as a biomarker for toxic carcinogenic pollutants in the aquatic environment. *Pure Appl. Chem.*, Vol. 72 (6): 985–994.
- Arreguín-Sánchez, F., A. Hernández-Herrera, M. Ramirez-Rodriguez and H.Pérez-España. 2004a. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling* 172:373-382.
- Arreguín-Sánchez, F., M.Zetina-Rejón, S. Manickchand-Heileman, M. Ramirez-Rodriguez and L.Vidal. 2004b. Simulated response to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwestern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling* 172:421-432.
- Arreguín-Sánchez, F., E.Arcos and E. A. Chavez. 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* 156:167-183.
- Arreguín-Sánchez, F. 2001. Hacia el manejo de pesquerías en el contexto del ecosistema: el caso México. *Dossier. Bulletin* Vol. 14:1-4.
- Arreguín-Sánchez, F. 2000. Octopus – red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatán, México. *Ecol. Mod.* 129:119-129.
- Arreguín-Sánchez, F. and S. Manckchand-Heileman. 1998. The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of México. *J. Fish Biol.* 53 (Suplement A): 143 –153.
- Arreguín-Sánchez, F., L. E. Schultz-Ruíz, A. Gracia, J. A. Sánchez y T. Alarcón. 1997. Estado Actual y Perspectivas de las Pesquerías de Camarón, p. 185-203. *En: D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez.(Eds.) Análisis y Diagnóstico de los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 7. 496 p.*
- Arreguín-Sánchez, F. and E. Valero. 1996a. Trophic role of the red grouper (*Epinephelus morio*) in the ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan, Mexico, p. 19-27. *In: F.*

- Arreguín-Sánchez, J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (eds.) Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers. ICLARM Conf. Proc. 48, 449 p.
- Arreguín-Sánchez, F., M. Contreras, V. Moreno, R. Burgos and R. Valdes. 1996b. Population dynamics and stock assessment of red grouper (*Epinephelus morio*) fishery on Campeche Bank, Mexico. P. 207 – 222. *In:* F. Arreguín-Sánchez, J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (eds.) Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers. ICLARM Conf. Proc. 48, 449 p.
- Arreguín-Sánchez, F., J. Ramos-Miranda, J. A. Sánchez, D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil and Yáñez-Arancibia. 1994. A diminishing blackish water clam (*Rangia cuenata*) fishery and perspectives of recovery in Lagoon Pom, Campeche, Mexico. *Jaina*, 5:(2) 7.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco and E.A. Chávez. 1993a. A trophic box of the coastal fish communities of the southwestern Gulf of México. *J. Fish Biol.* 53 (Supplement A): 143-153.
- Arreguín-Sánchez, F., J.C. Seijo and E. Valero-Pacheco. 1993b. An application of ECOPATH II model for analysis of the community of the north continental shelf of Yucatan, Mexico, p. 269-278. *In:* V. Christensen and D. Pauly, (Eds). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Baird, D, and R. Ulanowicz. 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecological Monographs* 59: 329-364.
- Baker, J. M. 1999. Ecological effectiveness of oil spill countermeasures: how clean is clean? *Pure Appl. Chem.* 71 (1): 135–151.
- Barron, M. G., M. G. Carls, R. Heintz and S. D. Rice. 2004. Evaluation of Fish Early Life-Stage Toxicity Models of Chronic Embryonic Exposures to Complex Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Mixtures. *Toxicological Sciences* 78: 60–67
- Berthou, F., G. Balouet, G. Bodennec, and M. Marchand. 1987. The occurrence of hydrocarbons and histopathological abnormalities in oysters for seven years following the wreck of the Amoco Cadiz in Brittany (France). *Marine Environmental Research* 23:103-133.
- Beyer, J., R.K. Bechmann, I.C. Taban, E. Aas, W. Reichert, E. Seljeskog and S. Sanni. 2001. Biomarker measurements in long term exposures of a model fish to produced water components (PAHs and alkylphenols). *Akvamiljø*. 28 p.

- Boehm, P. D., D. S. Page, G. S. Douglas, J. S. Brown, A. E. Bence, W. A. Burns, P. J. Mankiewicz and A. W. Maki. 2001. The importance of characterizing the chemical baseline in oil spill and ecological risk assessments –Use and misuse of “pristine”. Presented at the SETAC, 22nd Annual Meeting. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 11 – 15 November, Baltimore, M. D.
- Boehm, P. D. and D. L. Fiest. 1982. Subsurface distributions of petroleum from an offshore well blowout. The Ixtoc-I blowout, Bay of Campeche. *Environmental Science and Technology* 16: 67-74.
- Boese, B. L., R. J. Ozretich, J. O. Lamberson, R. C. Swartz, F. A. Cole, J. Pelletier, and J. Jones. 1999. Toxicity and phototoxicity of mixtures of highly lipophilic PAH compounds in marine sediment: Can the capital sigma PAH model be extrapolated? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 36:270-280.
- Botello, A.V., G. Ponce Vélez, A. Toledo, G. Díaz González y S. Villanueva. 1996a. Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México, p. 25 – 44. *En: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárate Lomelí. (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX. Serie Científica, 5. 666 p.*
- Botello, A.V. 1996b. Fuentes, transformación y caracterización geoquímica del petróleo en el ambiente marino, p. 211 – 223. *En: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárate Lomelí. (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX. Serie Científica, 5. 666 p.*
- Botello, A. V., G. Ponce V. y S. A. Macko. 1996c. Niveles de concentración de hidrocarburos en el Golfo de México, p. 225 – 253. *En: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárate Lomelí. (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX. Serie Científica, 5. 666 p.*
- Botello, A. V. y S. Villanueva. 1987. Vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sistemas costeros del Golfo de México y áreas adyacentes. I. Sonda de Campeche. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Auton. México.* 14(1):45 - 52.

- Botello, A.V., Castro S.A. and R. Guerrero. 1982. Baseline studies for hydrocarbons and organic carbon isotope ratios of recent sediments in the Bank of Campeche before the Ixtoc-I oil spill. *In: L. H. Keith, Energy and Environmental Chemistry*. Ann Arbor Science, 119-128.
- Broman, D., C. Naf, I. Lundbergh, and Y. Zebuhr. 1990. An in situ study on the distribution biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston *Mytilus edulis* L and *Somateria mollissima* L) from the Baltic: An ecotoxicological perspective. *Environ Toxicol. Chem.* 9(4):429-442.
- Browder, J.A. 1993. A pilot model of the Gulf of Mexico continental shelf, p. 279-284. *In: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Browder, J, B. Brown, W. Nelson and A. Bane. 1991. Multispecies fisheries in the Gulf of Mexico. *ICES mar. Sci. Symp.*, 193: 194-197.
- CalEPA, 1994. "Benzo(a)pyrene as a toxic air contaminant. Part B: Health Assessment," Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, Berkeley, CA.
- Canter, L. 1998. Manual de evaluación de impacto ambiental. Técnicas para la evaluación de los estudios de impacto. Ed. Mc Graw Hill. Colombia. 841 p.
- Capurro, A. L. 1972. La Circulación Oceánica en el Golfo de México. *Memorias del IV Congreso Nacional de Oceanografía*. México. 3-11.
- Carranza-Edwards, A., L. Rosales-Hoz and A. Monreal-Gomez. 1993. Suspended sediments in the southeastern Gulf of Mexico. *Marine Geology*. 112: 257-269.
- Castro J.L. y F. Arreguín-Sánchez. 1991. Evaluación de las pesquerías del camarón café *Penaeus aztecus* del litoral mexicano del noroeste del Golfo de México. *Ciencias Marinas*. 4:147-159.
- CESCCO (Centro de estudios y control de contaminantes) 1994. Determinación de bifenilos policlorados (BPC'S) y plaguicidas organoclorados en peces comestibles de la Bahía de la isla de Utila. *Contaminantes Químicos / Monografía 4 – 94*. Tegucigalpa, Honduras. pp.28.
- www.cephbase.org 2004.
- Christensen, V. 1998. Fishery induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *J. Fish Biol.* (Supplement A) 53: 128-142.

- Christensen, V. 1996. Managing fisheries involving predator and prey species. *Rev. Fish Biol.* 6: 417-442.
- Christensen, V. 1995. Ecosystems maturity –towards quantification. *Ecol. Modelling.* 77: 3-32.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1995. Fish production, catches and the Carrying Capacity of the World Oceans. *Naga, The ICLARM Quartely*, 18(3): 34-40.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1993. Flow characteristics of aquatic ecosystems. In *Trophic Models of Aquatic Ecosystems* (Christensen, V. and Pauly D., eds). *The ICLARM Conference Proceedings* 26: 338 – 352.
- Christensen, V. and D. Pauly. 1992. Ecopath II, a system for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Modelling.* 61:169-185.
- Christensen, V., C. J. Walters, and D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim Version 4, Help system.
- Clark, R. B. 1997. Marine Pollution. 4rd. ed., Clarendon Press, Oxford. 215 p.
- CONAPESCA.2002. Anuario Estadístico de la Pesca 2001. SAGARPA. México.
- Conesa Fernández-Vitora, V. 1995. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Ed. Mundi-Prensa. España. 390 p.
- Contreras, M.G., V. Moreno G. y R. Burgos R. 1995. Estado actual de la pesquería del mero (*Epinephelus morio*) en Yucatán. En: CD-Multimedia: Atlas Pesquero de México, Pesquerías Relevantes. SEPESCA, INP. Cenedic Univ. de Colima, México.
- Czitrom, S. P., R.F. Ruiz, M.A. Alatarre and A.R. Padilla. 1986. Preliminary study of a front in the Campeche Bay, Mexico. *Marine Interfaces Ecohydrodynamics* (Nihoul, J. C. J., eds). Elsevier, Amsterdam, pp. 301-311.
- De Jesús-Navarrete, A. 1993. Concentración de hidrocarburos totales en los sedimentos de la Sonda de Campeche, México. *Caribbean Journal of Science* 29: 99-105.
- De Jesús-Navarrete, A. 1989. Evaluación de los niveles de hidrocarburos totales en los sedimentos de la Sonda de Campeche, México, y su posible efecto sobre la comunidad de nematodos bénticos. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN. Mérida. 144 p.
- Dicks, B. 1998. The Environmental Impact of Marine Oil Spills –effects, recovery and compensation. *International Seminar on Tanker Safety, Pollution Prevention, Spill Response and Compensation*, 6th November 1998, Rio de Janeiro, Brasil. 1-8.

- Dunaway M E. 2004. Biological communities near natural oil and gas seeps. Mineral Management Service Pacific OCS Region. 4pp. <http://www.mms.gov/omn/pacific/enviro/seeps2.htm>
- Eisler, R. 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85(1.11).
- Environment Canada (2003) An alternate approach to VOC speciation reporting. <http://www.ec.gc.ca/pdb>
- Espina, S. y C. Vanegas. 1996. Ecofisiología y contaminación, p. 45 – 68. *En*: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárate Lomelí. (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. *EPOMEX*. Serie Científica, 5. 666 p.
- Farrington, J.W. 1985. Oil pollution: a decade of research and monitoring. *Oceanus*. 28:3-22. www.fishbase.org 2004.
- Flores-Hernández, D., P. Sánchez-Gil , J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez (Eds.). 1997. Análisis y Diagnóstico de los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. *EPOMEX* Serie Científica, 7. 496 p.
- Flores Hernández, D., P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez. 1997. Panorama de los recursos pesqueros críticos del Golfo de México, p. 1-17. *En*: D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez.(Eds.) Análisis y Diagnóstico de los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. *EPOMEX* Serie Científica, 7. 496 p.
- Flores-Hernández, D.P., G. Mex-Gasca y J. Ramos-Miranda. 2000. Ecología y dinámica poblacional del camarón siete barbas *Xiphopenaeus krueyeri* (Séller, 1862) de la laguna de Términos, sur del Golfo de México. Memorias del III Foro de Camarón del Golfo de México y del Mar Caribe. SAGARPA. 89p.
- García, C. B. and L. O. Duarte. 2002. Consumption to Biomasa (Q/B) Ratios and Estimates of Q/B-predictor Parameters for Caribbean Fishes. *ICLARM Quartely*. 25(2): 19- 31.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de Clasificación Climática de Köpen. Instituto de Geografía. UNAM. México. 264 p.
- Gardner, M. R. and W. R. Ashby. 1970. Connectance of large dynamical /cybernetic) systems. *Nature* 228: 5273 pp 784.

- Gold-Bouchot, G., O. Zapata-Pérez, E. Noreña-Barroso, M. Herrera-Rodríguez, V. Ceja-Moreno and M. Zavala-Coral. 1999. Oil Pollution in the Southern Gulf of Mexico. *In*: Kumpf, H., K. Steidinger and K. Sherman (Eds.) *The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. Assessment, Sustainability, and Management*. Ed. Blackwell Science (publishers). pp.372-382.
- Gold-Bouchot, G. y F. Fiers. 1991. El impacto de la actividad petrolera sobre la meiofauna de la Sonda de Campeche. *JAINA*, 2(4):7.
- Gómez, O.G., F. Robles, y R. Arteaga. 1999. Situación actual de las pesquerías ribereñas de escama en Tamaulipas y norte de Veracruz, periodo 1996-97. CRIP Tampico. Informe Técnico del Instituto Nacional de la Pesca (inédito).
- Gonzalez, C., A.V. Botello and G. Diaz. 1992. Presence of aliphatic hydrocarbons in sediments and organisms from Campeche Bank, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 24: 267-270.
- González, C.E. 1990. Determinación de los niveles de hidrocarburos alifáticos y aromáticos en sedimentos recientes de la plataforma continental de los estados de Tabasco y Campeche, México. Tesis Licenciatura (Biólogo). ENEP-Zaragoza, Univ. Nal. Autón. México. 108 pp.
- González-Macías, M.C. 1997. Análisis de la comunidad bentónica en una chapopotera del Golfo de México y sus relaciones con la presencia crónica de hidrocarburos del petróleo. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 114 p.
- González, O. J. 1996. Formulating an ecosystem approach to environmental protection. *Environmental Management*.. 20(5): 597-605.
- Guédez-Mozur, C., D. De Armas, R. Reyes y L. Galván. 2003. Los Sistemas de Gestión Ambiental en la Industria Petrolera Internacional. *INTERCIENCIA* 28(9): 528-533.
- Guénette, S. and V. Christensen (eds). 2005. Food web models and data for studying fisheries and environmental impacts on Eastern Pacific ecosystems, Fisheries Centre Research Reports 13(1): 237pp
- Guzmán del Proo, S.A., E. A. Chavez, F.M. Alatraste, S. de la Campa, G. De la Cruz, L. Gamez, R. Guadarrama, A. Guerra, S. Mille, and D. Torruco. 1986. The impact of the Ixtoc I oil spill on zooplankton. *Journal of plankton Research* 8 (3): 557-581.
- Hedges, J. I. and P.L. Parker. 1976. Land-derived organic matter in surface sediments from the Gulf of Mexico. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40: 1019-1029.

- Hernandez-Arana, H. 2003. Influence of natural and anthropogenic disturbance on the soft bottom macrobenthic community of the Campeche Bank, Mexico. PhD Thesis. University of Plymouth at Plymouth (UK). 211 p.
- Hernández-Tabares, I., A. Valdez-Guzmán, C. Quiroga-Brahms y R.C. Martínez-Portugal, 1999. Estudio de las pesquerías de peces ribereños del estado de Veracruz: Huachinango, 1998. CRIP Veracruz. Informe Técnico del Instituto Nacional de la Pesca. (inédito).
- Herrera, R. M. 1992. Evaluación de los efectos de los hidrocarburos sobre la comunidad de nematodos bentónicos de vida libre de la plataforma continental de la Península de Yucatán. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN. Mérida. 161 p.
- Hofelt, C. S., M. Honeycutt, J. T. McCoy and L. C. Haws. 2001. Development of a Metabolism Factor for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Use in Multipathway Risk Assessments of Hazardous Waste Combustion Facilities. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 33: 60–65.
- Houde, E.D., J.C. Leak, C.E. Dowd, S.A. Berkeley and W.J. Richards. 1979. Ichthyoplankton Abundance and Diversity in the Eastern Gulf of Mexico. A final report by Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami and National Marine Fisheries Service for the U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Gulf of Mexico OCS Office, New Orleans, LA. NTIS No. PB299-839/AS. Contract No. AA550-CT7-28. 546 p.
- IMP (Instituto Mexicano del Petróleo). 2001a. E-1 Identificación de las actividades no petroleras y los niveles de contaminación asociados que han tenido impacto sobre el medio ambiente. SOCIAL. Instituto Mexicano del Petróleo, México. 104 p.
- IMP (Instituto Mexicano del Petróleo). 2001a. Proyecto Alianza F.37062. E-7 Identificación y análisis de los aspectos socioeconómicos que han sufrido cambios con relación al establecimiento y desarrollo de las actividades petroleras en la región. SOCIAL. IMP, México. 83p.
- IMP (Instituto Mexicano del Petróleo).2000. Anuario Estadístico 2000. Instituto Mexicano del Petróleo. PEP RMNE. Cd. del Carmen, México. 65 p.
- IMP (Instituto Mexicano del Petróleo). 1980. Informe de los trabajos realizados para el control del pozo Ixtoc 1, el combate del derrame de petróleo y determinación de sus efectos sobre el

- ambiente marino. Programa coordinado de estudios ecológicos en la Sonda de Campeche. IMP. México. 250 p.
- INP (Instituto Nacional de la Pesca). 2001. Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo 1999 – 2000. México. 1047 p.
- IPIECA (Internacional Petroleum Industry Environmental Conservation Association). 1997. Biological impacts of oil pollution: fisheries. IPIECA Report Series, Vol. 8. 28 p.
- IRIS (Integrated Risk Information System). 1994. EPA's carcinogenicity risk assessment verification endeavor work group. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Criteria and Assessment Office.
- Jensen, M. E., P. Bourgeron, R. Everett and I. Goodman. 1996. Ecosystem management –a landscape ecology perspective. *Water Resources Bulletin*. Apr. 32(2):203-216.
- Kavanagh, P., N. Newlands, V. Christensen and D. Pauly. 2004. Automated parameter optimization for Ecopath ecosystems models. *Ecol. Mod.* 172: 141 –149.
- Kavanagh, P. 2002. Automated mass balance procedure for ECOPATH ecosystems models, Users's guide. Fisheries Centre, University of British Columbia. Canada. 27 p.
- Kay, J., T. Allen, R. Fraser, J. Luvall and R. Ulanowicz. 2001. Can we use energy based indicators to characterize and measure the status of ecosystems, human, disturbed and natural?. Proceedings of the international workshop: *Advances in Energy Studies: exploring supplies, constraints and strategies*, Porto Venere, Italy, 23-27 May, 2000. pp. 121-133.
- Kay, J. 1994. The Huron Natural Area: an Ecosystem approach. www.fes.uwaterloo.ca/u/jjkay/pubs/envmgmt/index.html
- Kennish, M.J. 1997. Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution. CRC Press. New York. 315 p.
- Kumpf, H, K. Steidinger and K. Sherman (editors). 1999. The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: assessment, sustainability, and management. Blackwell Science. 736 p.
- Levine. S. 1980. Several measures of trophic structure aplicable to complex food webs. *Journal of Theoretical Biology*. 83: 195 – 207.
- Licea, D.S. 1977. Variación estacional del fitoplancton de la Bahía de Campeche, México (1971-1972). FAO. *Fisheries Report*. 200: 253-273.

- Licea, D.S. y H. Santoyo. 1991. Algunas características ecológicas del fitoplancton de la Región Central de la Bahía de Campeche. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nat. Autón. México*, 18 (2): 157-166.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*. 23: 399 – 418.
- Lizárraga, P. M. 1996. Microbiología del petróleo en el sur del Golfo de México. p. 265 – 277. *En: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárate Lomelí. (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX. Serie Científica, 5. 666 p.*
- Lizarraga-Partida, M.L., F. B. Izquierdo-Vicuña, F.B. and I. Wong Chang. 1991. Marine Bacteria on the Campeche Bank oil field. *Marine Pollution Bulletin* 22: 401-405.
- Lizarraga-Partida, M.L., H. Rodríguez Santiago and J.M. Romero J. 1982. Effects of the Ixtoc-I blowout on heterotrophic bacteria. *Marine Pollution Bulletin*. 13: 67-70.
- Long, E. R., D. D. MacDonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. 19(1) 81-97.
- Mallakin, A., B. J. McConkey, G. Miao, B. McKibben, V. Snieckus, D. G. Dixon and B. M. Greenberg. 1999. Impacts of structural photomodification on the toxicity of environmental contaminants: Anthracene photooxidation products. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 43:204-212.
- Manickchand-Heileman, S., L.A. Soto and E. Escobar. 1998a. A preliminary Trophic Model of the Continental Shelf, South-western Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 46: 885-899.
- Manickchand-Heileman, S., F. Arreguín-Sánchez, A. Lara-Domínguez and L. A. Soto. 1998b. Energy flow and network analysis of Terminos lagoon, SW Gulf of Mexico. *J.Fish Biol.* 53 (Supplement A): 179-197.
- Martínez-Lopez, B. and A. Pares-Sierra. 1998. Circulation in the Gulf of Mexico Induced by Tides, Wind and the Yucatan Current. *Ciencias Marinas* 24: 65-93.
- McAuliffe, C.D., J.C. Johnson, S.H. Greene, G.P. Canevari, and T.D. Seaf. 1980. Dispersion and weathering of chemically treated crude oils on the ocean. *Environ. Sci. Technol.* 14:1509-1518.

- McCourt, J., and L. Shier. 2001. Preliminary findings of oil-solids interaction in eight Alaskan rivers. Proceedings of the 2001 Oil Spill Conference, Washington, D.C. American Petroleum Institute, pp. 845-849.
- McDonald, S. J., K. L. Willett, J. Thomsen, K. B. Beatty, K. Connor, T. R. Narasimhan, C. M. Erickson, and S. H. Safe. 1996. Sublethal detoxification responses to contaminant exposure associated with offshore production platforms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53(11):2606-2617.
- Meador, J. P., J. E. Stein, W. L. Reichert, and U. Varanasi. 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews Environmental Contamination and Toxicology*. 143:79-165.
- Monreal-Gómez, M.A. y D.A. Salas-de-León. 1990. Simulación de la circulación en la Bahía de Campeche. *Geofísica Internacional*. 29: 101-111.
- Monroy G., C. 1998. Análisis bioeconómico de la pesquería del mero *Epinephelus Morio* en el Banco de Campeche bajo condiciones de riesgo incertidumbre. Tesis de Maestría, CINVESTAV, Unidad Mérida, Yucatán, México. 118 p.
- Monroy G. C., R. Burgos, M.E.González y de la Rosa and M.Garduño.1996. Analyses of Catch-per-Effort data for Red Snapper on Campeche Bank in 1992. 350-354 pp. En: Arreguín-Sánchez F., J. L. Munro, M.C. Balghos & D. Pauly. (eds). *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*. ICLARM Con. Proc 48:350-354.
- Morales-Zárate, M.V., F. Arreguin, J. López-Martinez and S.E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* 174(4):331-345.
- Neff, J.M. 1979. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment: Sources, Fates and Biological Effects*. Applied Science Publishers, London. 262 pp.
- Neff, J. M., and W. E. Haensly. 1982. Long-term impact of the Amoco Cadiz oil spill on oysters, *Crassostrea gigas*, and plaice, *Pleuronectes platessa*, from Aber-Benoit and Aber-Wrach, Brittany, France. Pages 269-328 in *Ecological Study of the Amoco Cadiz Oil Spill*. NOAA-CNEXO Report.

- NOAA. 1992a. Oil spills, case histories 1967 – 1991. Summaries of Significant U.S. and International Spills. National Oceanic and Atmospheric Administration/Hazardous Material Response and Assessment Division. Washington, 224 p.
- NOAA. 1992b. An Introduction to Coastal Habitats and Biological Resources for Oil Spill Response. National Oceanic and Atmospheric Administration/Hazardous Material Response and Assessment Division. Washington, 401 p.
- NOAA. 1993. Shoreline countermeasures manual. Tropical Coastal Environments. National Oceanic and Atmospheric Administration/Hazardous Material Response and Assessment Division. Washington, 101 p.
- NOAA. 2004. LME 5: Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. Tomado del sitio internet na.nefsc.noaa.gov/lme/text/lme5.htm (29/I/2003).
- NRC (National Research Council). 1985. Oil in the sea: Inputs, fates and effects. National Academy Press. Washington, DC 601 pp.
- NRC (National Research Council). 2002. Oil in the sea III: Inputs, fates and effects. National Academy Press. Washington, DC 265 pp.
- Odum, E.P. 1972. Ecología. Ed. Interamericana. México, 600 p.
- Okey, T. A. 2004. Shifted community states in four marine ecosystems: some potential mechanisms. PhD Thesis. The University of British Columbia. Vancouver, Canada. 173 p.
- Okey, T. A., and Pauly, D. 1998. Trophic mass-balance model of Alaska's Prince William Sound ecosystem, for the post-spill period 1994-1996. The Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, B.C. Canada, Research reports, 16 p.
- Olson, R. J. and G. M. Watters. 2003. A Model of the Pelagic Ecosystem in the Eastern Tropical Pacific Ocean. In Bulletin. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California. Vol 22 pp. 90
- Ortiz, H. M. 1990. Los poliquetos de la Sonda de Campeche y Canal de Yucatán. Su relación con los hidrocarburos. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN. Mérida. 99 p.
- Page, D. S., P. D. Boehm, G. S. Douglas, A. Bence, W. A. Burns and P. J. Mankiewicz. 2001. The application of chemistry to defining the fate, effects and sources of hydrocarbons in the *Exxon Valdez* spill zone in Prince William Sound, Alaska. Presented at the SETAC, 22nd

- Annual Meeting. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 11 – 15 November, Baltimore, M. D.
- Page, D. S., P. D. Boehm, G. S. Douglas, and A. Bence. 1995. Identification of hydrocarbon sources in the benthic sediments of Prince William Sound and the Gulf of Alaska following the Exxon Valdez spill. pp. 41-83 In: Wells, P. G.; Butler, J. N., and Hughes, J. S., eds. *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.
- Patton, J.S., Rigler, M.W., Boehm, P.D., and Fiest, D.L. (1981). Ixtoc I oil spill: flaking of surface mousse in the Gulf of Mexico. *Nature* 290(5803), 1235-1238.
- Pauly, D., V. Christensen and C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and EcoSpace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES. J. Mar. Sci.* 57: 1-10.
- Pauly, D. 1999. Fishing down marine food webs as integrative concept. pp. 4-6. *En*: D. Pauly, V Christensen & L. Coelho (Eds.) Proceedings of the '98 EXPO Conference on Ocean Food Webs and Economic Productivity, Lisbon, Portugal, 1-3 July 1998. ACP-EU Fisheries Research Report 5.
- Pauly, D. 1997. Integrando dimensiones ecológicas y socio-económicas a la investigación pesquera del sur del Golfo de México, p.437-446. *En*: D. Flores-Hernández, P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez.(Eds.) Análisis y Diagnóstico de los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. *EPOMEX Serie Científica*, 7. 496 p.
- Pauly, D. and V. Christensen. 1996. Mass-Balance Model of Alaska Gyre. In J. Purcell, M. Arai, A. Jarre-Teichmann, L. Huato, J. Purcell, P. Livingston, A. Trites and K. Heise, J. Kelson, Y. Wada and S. Speckmann, R. Buckworth, C. Walters, J.J. Polovina, Fisheries Centre Research Reports. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada. Vol 4(1)
- Pauly, D. and V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. 371: 225-257.
- Pauly, D. and V. Christensen. 1993. Stratified Models of Large Marine Ecosystems: A General Approach and an Application to the South China Sea, p. 148 –174. *En*: K. Sherman, L. M. Alexander and B.D. Gold (Eds.) Large marine ecosystems: stress, mitigation and

- sustainability. AAAS Press (American Association for the Advancement of Science publishing division), Washington, DC. 376 p.
- Pauly, D., F. Arreguín-Sánchez, J. Browder, V. Christensen, S. Manickchand-Heilemann, E. Martínez and L. Vidal. 1993a. Toward a Stratified Mass-balance model of Trophic Fluxes in the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. P. 278-293. *En: Christensen, V. & D. Pauly (Eds.) Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Payne, J. F. 1977. Mixed function oxidases in marine organisms in relation to petroleum hydrocarbon metabolism and detection. *Marine Pollution Bulletin* 8(5):112-116.
- PEMEX. 2003. Anuario Estadístico 2003. PEMEX Exploración y Producción. México. 64 p.
- PEMEX. 2002a. Anuario Estadístico 2002. PEMEX Exploración y Producción. México. <http://www.pemex.org.mx>
- PEMEX. 2002b. Evaluación de Riesgo Ecológico e Impacto de las Operaciones Industriales (Análisis General). PEMEX Exploración y Producción. México. 257 p. <http://www.pemex.org.mx>
- PEMEX. 2002c. Informe Anual de Seguridad, Salud y Medio Ambiente. PEMEX. Dirección Corporativa de Seguridad Industrial y Protección Ambiental. México. 55 p.
- PEMEX. 2001. Anuario Estadístico 2001. PEMEX Exploración y Producción. México. 51 p.
- PEMEX. 2000. Seguridad Salud y Medio Ambiente. Informe 2000. PEMEX. Dirección Corporativa de Seguridad Industrial y Protección Ambiental. México. 47 p.
- PEMEX. 1999. Las Reservas de Hidrocarburos de México, Volumen I. Evaluación al 1 de enero de 1999. PEMEX Exploración y Producción. México. 199 p.
- PEMEX. 1993a. Evaluación de la calidad del agua, sedimentos y algunos aspectos biológicos en el litoral del Golfo de México. PEMEX Gerencia de Protección Ambiental. México. 139 p.
- PEMEX. 1993b. Región Marina. PEMEX. México. 82 p.
- Persaud, D., R. Jaagumagi, and A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Ottawa, Ontario. 23p.

- Pimm, S. and J. Hyman. 1987. Ecological stability in the context of multispecies fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44(Suppl. 2): 84-94.
- Polovina, J.J., and Ow, M.D. 1983. ECOPATH: a user's manual and program listings. National Marine Fisheries service, NOAA, Honolulu, Adm. Rep. H-83-23, 46 p.
- Polovina, J.J. 1993. The first ECOPATH. In: V. Christensen and D. Pauly, Eds., Trophic models of aquatica ecosystems, ICLARM. Conf. Proc., 26 p. vii –viii.
- Ramírez, R.M. 2002. Impacto de las vedas en la pesquería del camarón rosado *Farfantepenaeus duorarum* en la Sonda de Campeche México. Tesis Doctoral. CICIMAR-IPN. México. 79p.
- Región Marina Noreste. 2000. Anuario Estadístico 2000. PEP RMNE. México. 65 p.
- Sánchez, García L. 1995. Evaluación del efecto de los hidrocarburos de petróleo sobre la taxocenosis bentónica dominante del Banco de Campeche, México. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN. Mérida. 136 p.
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibia y F. Amescua Linares. 1981. Diversidad, distribución y abundancia de las especies y poblaciones demersales de la Sonda de Campeche (Verano, 1978). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 8(1): 209-240.
- Santiago, J. and A. Baro. 1992. Mexico's giant fields, 1978-1988 decade. *American Association of Petroleum Geologist (memoir) 54*: 73-99.
- Sherman, K., Alexander, L. M., and Gold, B.D. 1991. Food Chains, Yields, Models and Management of Large Marine Ecosystems. Library of Congress cataloging in Publication Data, Colorado, 320 p.
- Sloan, N. A. 1999. Oil Impacts on Cold-water Marine Resources: A Review Relevant to Parks Canada's Evolving Marine Mandate. Parks Canada. National Parks, Occasional paper; no. 11. Canada, 67 p.
- Solís-Ramírez, M. J. 1994. La pesquería del pulpo del Golfo de México y Caribe Mexicano. En: Atlas Pesquero y Pesquerías Relevantes de México. C.D. Multimedia. Secretaría de Pesca, INP. CENEDIC. Univ. de Colima, México.
- Soto, L.A., A. García and A.V. Botello. 1982. Study of the penaeid shrimp population in relation to petroleum hydrocarbons in Campeche Bank, p. 81-100. In: *Procc. 33 Ann. Meeting Caribb. Fish. Inst.*

- Stout, S.A., A.D. Uhler and K.J. McCarthy. 1998. PAH con provide a unique forensic 'fingerprint' for hydrocarbons products. *Soil & Groundwater Cleanup*. 1-4.
- Sundt, R. C. and T. Baussant. 2003. Uptake, tissue distribution and elimination of C4-C7 alkylated phenols in cod. Dietary vs. waterborne exposure. RF-Akvamiljø. 28 p.
- Toledo Ocampo, A. 1996. Caracterización ambiental del Golfo de México, p. 1 –24. *En: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárata Lomelí. (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX. Serie Científica, 5. 666 p.*
- Ulanowicz, R.E. 1984. Community measures of marine food networks and their possible applications. pp. 23-47. *In: M.J.R. Fasham (ed.). Flows of Energy and Materials in Marine Ecosystems. Plenum, London.*
- Ulanowicz, R.E. 1986. Growth and Development: Ecosystem Phenomenology. Springer, New York, 203 p.
- Ulanowicz, R.E. and J. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow networks. *International Journal of Systematic Sciences*. 21(2): 429-437.
- Ulanowicz, R.E. and Kay, J.J. 1991. A package for the analysis of ecosystem flow networks. *Environ. Software* 6, 131–142.
- Ulanowicz, R.E. 1995. Ecosystem trophic foundations: Lindeman Exonerata. pp. 549-560. *In: B.C. Patten and S.E. Jorgensen (eds.). Complex Ecology: the part-whole relation in ecosystems. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.*
- Ulanowicz, R.E. and D. Baird. 1999. Nutrient controls on ecosystem dynamics: The Chesapeake mesohaline community. *J. Mar. Sys.* 19:159-172.
- USEPA, 2000c, National Primary Drinking Water Regulations; Radionuclides; Final Rule, Federal Register: Volume 65, Number 236 (December 7, 2000), Page 76707-76753. <http://www.epa.gov/safewater/rads/radfr.html>
- Vasconcellos, M., S. Mackinson, K. Sloman and D. Pauly. 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecol. Mod.* 100:125-134.
- Vázquez-Botello, A., G. Ponce-Vélez y G. Díaz-González. 1993. Hidrocarburos aromático policíclicos (PAH's) en áreas costeras del Golfo de México. *Hidrobiológica* 3: 1-15.

- Vega-Cendejas, M. E. 1998. Trama trófica de la comunidad nectónica asociada al ecosistema de manglar en el litoral norte de Yucatán. Tesis Doctoral. UNAM.. México. 170 p.
- Vega-Cendejas, M. E. and F. Arreguin-Sanchez. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling* 137:119-133.
- Vidal-Hernández, L. 2000. Exploring the Gulf of Mexico as a Large Marine Ecosystem through a stratified spatial model. Tesis de Maestría, The University of British Columbia, Canada. 158 p.
- Vuorinen, P. J., M. Keinänen, and H. Vuontisjärvi. 2003. Bile PAH-metabolite concentrations in perch (*Perca fluviatilis*) exposed to crude oil and sampled in the Gulf of Finland near an oil refinery and in Baltic salmon (*Salmo salar*). Finnish Game and Fisheries Research Institute. 9 p.
- Walter, G.C. 1979. A compartmental model of marine ecosystem. *Stat. Ecol. Ser.* 10:29-42.
- Walters, C., V. Christensen and D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystem from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 7: 139-172.
- Walters, C., D. Pauly and V. Christensen. 1999. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2:539-554.
- Wheeler, R.B. 1978. The fate of petroleum in the marine environment. Special Report. Exxon Production Research Company, Houston Tex., 32 pp.
- Whittaker, R.H. 1975. *Communities and Ecosystems*. McMillan Publishing Co. Inc. 2d. Ed. New York, 189 p.
- Yáñez-Arancibia, A., J. G. Rojas, P. Sánchez-Gil and A. Lara-Domínguez. 1997. The Gulf of México. Strategic Priority for Sustainable Development. *Rev. Mex. Caribe* (4) 130-147.
- Yáñez-Arancibia, A. y J. L. Rojas Galavíz. 1990. El Golfo de México: una prioridad nacional. *Jaina*, 1(1) 2-4.
- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez-Gil. 1988a. *Ecología de los Recursos Demersales Marinos. Fundamentos en Costas Tropicales*. AGT Editor, S.A., México, 228 p.
- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez-Gil. 1988b. Caracterización Ambiental de la Sonda de Campeche frente a la Laguna de Términos. 3: 41-50. *En: Yáñez-Arancibia, A. y J. W. Day*

- (Eds.). *Ecología de los Ecosistemas Costeros en el sur del golfo de México: La Región de la Laguna de Términos. Inst. Cinc. del Mar y Limnol.* UNAM. México.
- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez-Gil. 1986. Los peces dermesales de la plataforma continental del sur del Golfo de México 1. Caracterización ambiental, ecología y evaluación de las especies, poblaciones y comunidades. *Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, Publ. Esp. 9*: 1–230.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986a. Ecología, impacto ambiental y recursos pesqueros: el caso del Ixtoc-I y los peces. Cap. 5. *En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.) Ecología de la Zona Costera.* AGT Editor, S.A., México, 189 p.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986b. Evaluación de la pesca dermesal costera: Los peces de la fauna acompañante del camarón. Cap. 7. *En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.) Ecología de la Zona Costera.* AGT Editor, S.A., México, 189 p.
- Yáñez-Arancibia, A. and P. Sánchez-Gil. 1983. Environmental behavior of Campeche Sound ecological system, off Términos Lagoon, México: Preliminary results. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 10* (1): 117-136.
- Yender, R., J. Michel, and C. Lord. 2002. *Managing Seafood Safety after an Oil Spill.* Seattle: Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration, National Oceanic and Atmospheric Administration. 72 pp.
- Zetina-Rejón, M., F. Arreguin-Sánchez and E. A. Chávez. 2004. Exploration of harvesting strategies for the management of a Mexican coastal lagoon fishery. *Ecological Modelling* 172:361-372.
- Zetina-Rejón, M. y F. Arreguín-Sánchez, F. 2003. Flujos de energía y estructura trófica de la Sonda de Campeche. *Memorias del III Foro de Camarón del Golfo de México y del Mar Caribe.* SAGARPA. pp. 37 – 44.

ANEXO 1

1 Propiedades del petróleo crudo o productos del petróleo

Las propiedades del petróleo líquido, incluidos el crudo o productos refinados, que son más importantes para entender el comportamiento y destino de los derrames o otros vertimientos, son: la viscosidad, densidad y solubilidad.

1.1 Comportamiento en el ambiente

El petróleo u otros productos derramados sobre el agua sufren una serie de cambios en sus propiedades físicas y químicas que, en combinación, se denomina “intemperismo” (Fig. 11).

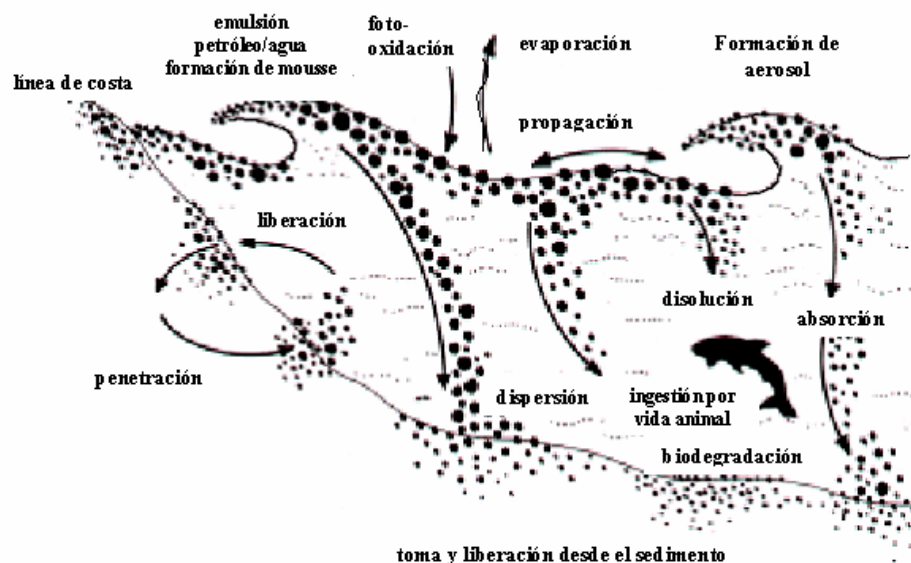


Figura. 11. Procesos generales de intemperismo que ocurren posterior a un derrame de petróleo.

El proceso de intemperismo ocurre a muy diferentes tasas, pero empieza inmediatamente después de que el petróleo es vertido al ambiente. Las tasas de intemperismo no son consistentes y son usualmente más altas inmediatamente después del vertimiento. Ambos, los procesos de intemperismo y las tasas a las cuales ocurren, dependen más sobre el tipo de petróleo que sobre las condiciones ambientales. La mayoría de los procesos de intemperismo son altamente dependientes de la temperatura. A continuación se describen sucintamente los procesos esquematizados en la Fig. 11.

1.1.1 Procesos de intemperismo de corto plazo.

Evaporación: es la transferencia de las fracciones volátiles del petróleo, desde la fase líquida a la fase de vapor. Las tasas de evaporación dependen de la composición del petróleo, superficie del área de la mancha, velocidad del viento, estado del mar, temperatura del agua y la radiación solar. Este proceso ocurre principalmente en las primeras 24 horas después del vertimiento, para continuar a más baja tasa por dos semanas. Durante las primeras 24 – 48 horas después de un derrame, la evaporación es el proceso de intemperismo más importante. La cantidad de petróleo evaporado depende primeramente de la composición del mismo, entre más ligero más alta la pérdida por el proceso.

Disolución: es la transferencia de los componentes solubles en agua en el petróleo hacia el agua. Empieza inmediatamente después del vertimiento y se considera que continúa a través del proceso de intemperismo. La pérdida de petróleo por este proceso, sin embargo es menor cuando se compara con los otros procesos. Menos del 0.1% (petróleo muy pesado) al 2% (gasolina) del volumen del petróleo derramado actualmente se disuelve en la columna de agua, pero los componentes que se disuelven son con frecuencia los más tóxicos y pueden, a bajas concentraciones, también contaminar organismos marinos.

1.1.2 Procesos de intemperismo de largo plazo.

Biodegradación: es el proceso por el cual organismos degradadores de hidrocarburos, tales como bacterias, hongos y levaduras, rompen los hidrocarburos del petróleo a dióxido de carbono y agua. Las tasas dependen del tipo de petróleo y pueden ulteriormente estar limitadas por oxígeno, nutrientes y/o la superficie de área disponible para los microorganismos. Los petróleos más pesados pueden requerir de años a décadas para biodegradarse, siendo este proceso un mecanismo muy importante para remover los residuos de petróleo persistentes y que permanecen después de que los esfuerzos de limpieza de la costa han concluido.

Foto-oxidación: en la presencia de oxígeno, la luz natural del sol puede causar que los hidrocarburos del petróleo sean sometidos a reacciones químicas, proceso conocido como fotólisis. Aunque la toxicidad de los productos de la foto-oxidación es una preocupación porque son más solubles en el agua y reactivos, las tasas de foto-oxidación de la fracción

líquida o sólida del petróleo son muy lentas para significativamente afectar el balance de masas de un derrame dentro de los primeros meses.

Sedimentación: es el proceso por el cual las partículas de petróleo flotantes, se hunden al fondo de la columna de agua y se convierten en parte de los sedimentos del fondo, la sedimentación puede ocurrir cuando gotas de petróleo son adsorbidas a la materia particulada, tal como la arena y la arcilla. El petróleo sedimentado provee una vía de largo plazo de exposición para los organismos bentónicos. Sin embargo, este grado de grano fino, de contaminación submareal es altamente inusual. Más frecuentemente ocurre la sedimentación cuando el petróleo impacta en playas arenosas y se adhiere al sedimento, entonces es erosionado y depositado en pequeñas cantidades en el ambiente cercano a la orilla.

1.1.3 Procesos de intemperismo que cambian la localización del petróleo.

Dispersión: el petróleo rápidamente se extiende en una capa muy delgada sobre la superficie del agua, la tasa a la cual ocurre está determinada por la tensión superficial del petróleo, las corrientes de agua y viento. La difusión realza la tasa y el efecto de otros procesos de intemperismo por incrementar la exposición del petróleo a la luz solar y al aire.

Advección: el petróleo se mueve sobre la superficie del agua debido a las fuerzas generadas por vientos y corrientes en un proceso conocido como advección. La velocidad y dirección del viento puede variar rápidamente en el tiempo.

Submersión: la mayoría de los petróleos flotan sobre la superficie del agua porque son menos densos que ella. Si el petróleo es más denso que el agua, o se hace denso así como los componentes más ligeros se evaporan, el petróleo puede sumergirse. Si se fija a sedimentos suspendidos, el petróleo puede hundirse al fondo. Una vez que es depositado sobre el fondo, los procesos de intemperismo son muy lentos, el petróleo sumergido puede ser una fuente crónica de contaminación, por la lenta disolución de las fracciones solubles en agua y por cubrimiento físico de mariscos y equipo de pesca.

En la Tabla XXVIII, se presentan resumidos los procesos de intemperismo, así como de movimiento, que remueven los hidrocarburos desde su punto de origen.

TablaXXVIII. Procesos que mueven los hidrocarburos del petróleo lejos del punto de origen, (modificado de NCR, 2002).

Tipo de entrada	Intemperismo					Transporte o Movimiento Horizontal	Transporte o Movimiento Vertical	Sedimentación
	Persistencia	Evaporación	Emulsificación	Disolución	Oxidación			
Afloramientos naturales	años	A	M	M	M	A	M	M
<u>Derrames:</u>								
Gasolina	días	A	NR	M	B	B	B	NR
Destilados Ligeros	días	M	B	A	B	M	A	B
Crudos	meses	M	M	M	M	M	M	M
Destilados Pesados	años	B	M	B	B	A	B	A
Agua de Producción	días	M	NR	M	M	B	B	B
Operación de buques	meses	M	B	M	B	M	B	B
Atmosférica Terrestre	días D	H M	NR B	M B	M B	A M	NR M	NR M

NOTA: A = alta; B = baja; M = moderada; NR = no relevante; D = desconocido

ANEXO 2

Relación de nombres comunes y científicos de las especies de peces que se registran como captura en el Estado de Campeche.

ABADEJO	<i>Myctroperca bonaci</i>
ACAMAYA O LANG.	<i>Macrobrachum carcinus</i>
ARMADO	<i>Orthopristis chrysoptera</i>
BAGRE O BOSH	<i>Arius felis, Aruis melanopus</i>
BANDERA	<i>Bagre marinus</i>
BESUGO	<i>Rhomboplites pelamis</i>
BONITO	<i>Sarda sorda</i>
BOQUINETE	<i>Lacholanus maximus</i>
CABRILLA	<i>Epinephelus fulrus. F. cruentatus</i>
CANANE	<i>Ocyurus chrysurus</i>
CARITO O PETO	<i>Scomberomorus cavalla</i>
CAZON: Cangüay, chacpat, tutzún, pech-chata.	<i>Carcharhinus acronotus, Carcharhinus porosus, Rhizoprionodon terraenovae, Sphyrna tiburo.</i>
CHACCHI	<i>Haemulon plumieri, H. striatum, H. sciurus.</i>
CHARAL	<i>Anchoa hepsetus, A. lyolepis, A. mitchell.</i>
CHERNA	<i>Epinephelus itajara</i>
CHUCUMITE	<i>Centroponus parallelus</i>
CHOPA	<i>Lobates surinamensis</i>
COCHINITA	<i>Balistes retula, B. capriscus</i>
COJINUDA	<i>Caranx chysos</i>
CORCOBADO	<i>Vomer setapinnis</i>
CORONADO	<i>Seriola zonata</i>
CORUCO	<i>Haemulon americanus</i>
CORVINA	<i>Cynoscion arenarius. C. nebulosus, C. nothus.</i>
ESMEDREGAL	<i>Rachycentron canadus</i>
HUACHINANGO	<i>Lutjanus campechanus</i>
JUREL	<i>Caranx ruberi, C. hippos</i>
LENGUADO	<i>Fam: bothidae - solidae</i>
LIZA	<i>Migil cephalus</i>
LEBRANCHA	<i>Hugil curema</i>
MACABI	<i>Elops saurus</i>

ANEXO 2: continua

MERO	<i>Ephinephelus morio</i>
MOJARRA BLANCA	<i>Eugerres plumieri</i>
MOJARRA CASTARRICA	<i>Cichlasoma urophthalmus</i>
MOJARRA PALETA	<i>Cichlasoma sp</i>
MOJARRA PINTA	<i>Cichlasoma motaguense</i>
MOJARRA TENHUYACA	<i>Pentenia splendida</i>
PALOMETA	<i>Trachinotus guodei</i>
PAMPANO	<i>Trachinotus carolinus</i>
PARGO MULATO	<i>Lutjanus griseus, L. jocu.</i>
PARGO CHACALCAY	<i>Lutjanus synagris</i>
PARGO CHACALCAY	<i>Lutjanus synagris</i>
PAYASO	<i>Equetus lanceolatus</i>
PEJELAGARTO	<i>Lepisosteus ocpuatus, L. spatula, L. tropicus.</i>
PEJEREY	<i>Pomatomus saltatrix</i>
PICUDA	<i>Sphyrna guachancho</i>
POSTHA	<i>Archosargus unimaculatus</i>
RATON	<i>Menticirrhus americanus, M. littoralis</i>
RAYA	<i>Raja texana, Aetrobatus narinari</i>
ROBALO	<i>Centropomus undecimalis</i>
RONCO	<i>Barrdrella chrysoura, B. roncus</i>
RUBIA	<i>Lutjanus synagris, Haemulon sciurus</i>
SABALO	<i>Megalops atlántica</i>
SARGO	<i>Archosargus probatocephalus</i>
SIERRA	<i>Scomberomorus maculatus</i>
TIBURÓN GATA	<i>Ginglymostoma cirratum</i>
TIBURÓN CORNUDA	<i>Sphyrna lewini, Sphyrna mokarran</i>
TIBURÓN JAQUETON: Curro y Rollizo	<i>Carcharhinus brevipinna, Carcharhinus limbatus</i>
TIBURÓN TINTORERA	<i>Galeocerdo cuvieri</i>
TIBURÓN XMOA	<i>Carcharhinus leucas</i>
XPOMPOL	<i>Sphoeroides testudineus</i>
