



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES EN LA LAGUNA EL YUCATECO, TABASCO, MÉXICO: UNA DÉCADA DE ESTUDIO

T E S I S

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

P R E S E N T A

M. en C. MARÍA GUADALUPE PONCE VÉLEZ

JURADO EXAMINADOR:

DR. ALFONSO VÁZQUEZ BOTELLO	(DIRECTOR DE TESIS)
DR. MARIO ARTURO ORTÍZ PÉREZ	(PRESIDENTE)
DRA. MARISA MAZARI HIRIART	(VOCAL)
DRA. LAURA GEORGINA CALVA BENÍTEZ	(SUPLENTE)
DR. GILBERTO DÍAZ GONZÁLEZ	(SUPLENTE)

COMITÉ TUTORAL:

DR. ALFONSO VÁZQUEZ BOTELLO
DRA. SILKE CRAM HEYDRICH
DR. GILBERTO DÍAZ GONZÁLEZ





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



OFICIO/PCT/ELFM/131/11.

Asunto: Aprobación de título de tesis y
Asignación de jurado para Examen de
grado

MARIA GUADALUPE PONCE VELEZ

Estudiante de Doctorado
Geología Ambiental
P r e s e n t e.

El Comité Académico del Posgrado, reunido en sesión ordinaria el 25 de enero del año en curso, analizó y **APROBÓ** su solicitud de jurado para examen de grado, con la tesis **“Los contaminantes Orgánicos Persistentes en La Laguna El Yucateco, Tabasco, México: Una década de estudio”**, designando a los siguientes investigadores:

Dr. Mario Arturo Ortiz Pérez	Presidente
Dra. Marisa Mazari Hiriart	Vocal
Dr. Alfonso Vázquez Botello	Secretario
Dra. Laura Georgina Calva Benitez	Suplente
Dr. Gilberto Díaz González	Suplente

Sin otro particular por el momento, reciba un saludo cordial.

Atentamente.
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”
Ciudad Universitaria a 27 de enero de 2011
COORDINADORA DEL PROGRAMA

DRA. ELSA LETICIA FLORES MARQUEZ

c.c.p. Archivo

ELFM/mlro.

DEDICATORIA

Esta contribución en el campo de las Ciencias Ambientales está dedicada a México, porque es la Patria que me vió nacer y que me ha brindado la oportunidad de tener lo más amado: unos padres ejemplares, un hermano genial, un esposo amoroso y brillante y unas hijas maravillosas; además, me ha permitido ser una mujer feliz, una profesionalista de calidad y sobre todo me ha enseñado el compromiso y la dedicación que debemos tener con los nuestros y con nuestra casa, es decir, con la humanidad y con el planeta.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Alfonso Vázquez Botello, responsable del Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, por el apoyo brindado para la realización de este trabajo. Por ser más que mi Director de Tesis, Tutor y Jefe, por compartirme y enseñarme en todos estos años el compromiso y la dedicación al trabajo científico y sobre todo, por apoyar las ideas y los proyectos para volverlos realidad.

A los miembros del Jurado y del Comité Tutoral, Dra. Laura Georgina Calva Benítez, Dra. Silke Cram Heydrich, Dr. Gilberto Díaz González, Dra. Marisa Mazari Hiriart, Dr. Mario Arturo Ortíz Pérez, Dr. Alfonso Vázquez Botello, por su guía y contribución a través de las revisiones, exámenes y observaciones, para la mejora de este trabajo y el fortalecimiento de mis conocimientos. Gracias por su dedicación y respeto.

Al Dr. Gilberto Díaz González por apoyar desde el inicio este proyecto con sus conocimientos analíticos y ser mi Maestro en el arte de la cromatografía, el trabajo de campo y de laboratorio y sobre todo por ser un gran amigo y brindarme su apoyo incondicional.

A la M. en C. Claudia Eugenia García Ruelas por ser una pieza clave del Equipo de Orgánicos en el Laboratorio de Contaminación Marina y haber contribuido en las colectas y los análisis de este proyecto. Además, gracias por ser una gran amiga y estar ahí siempre.

A la Biól. Susana Villanueva Fragoso por contribuir de manera importante en la realización de este proyecto, con su compromiso y ahínco para que todo llegara a buen término; por compartir los momentos difíciles y brindarme su comprensión.

A todos los que han sido y son parte del grupo de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, Aurora González Fierro, Lucía Rueda Quintana, Mayra Fabregat Vázquez, Pilar Amieva Obregón, Rey Gutiérrez Tolentino, Magdalena González López, Rosaura Páez Bistrain, Dulce Leyva Cardoso, Enedina Chávez García, Gilberto Díaz González, Susana Villanueva Fragoso, Claudia García Ruelas, Tere Hinojosa Cruz, Adriana Montes Nava, Francisco Rivera Ramírez, Maribel Morales Villafuerte, por ser parte de un equipo entusiasta, trabajador y responsable con los compromisos académicos. Cada uno de ellos contribuyó en este proyecto a lo largo de los años de su operación y en la conformación de esta tesis. Gracias compañeros y amigos.

Al Posgrado en Ciencias de la Tierra de la UNAM por la oportunidad de hacer realidad una meta; a la Dra. Elizabeth Solleiro Rebolledo, al Dr. Mario Villalobos Peñalosa, a Maria Luisa Reyes Ochoa y a Gloria Benítez Alba, por apoyarme con orientación y paciencia en lo necesario durante mi periodo de estudiante hasta lograr cumplir el compromiso contraído.

A la Dra. Guadalupe J. De la Lanza Espino por ser mi Maestra desde la licenciatura y transmitirme la pasión por el conocimiento del océano y las zonas costeras, pero más que nada por su exigencia y respeto para hacer de mi una mejor profesionista cada día.

Al Quím. Leonardo García Hernández, a los miembros de las cooperativas pesqueras de los municipios de Huimanguillo y Cárdenas, Tabasco y a todas las personas de esa entidad costera que participaron en el trabajo de campo, en la obtención de muestras y compartieron las vicisitudes vividas durante este estudio.

A Petróleos Mexicanos por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto de investigación *"Diagnóstico de los efectos ambientales de la industria petrolera asociados a la Región sur de PEP"* INF-EIII-100, del cual se derivó esta tesis. Es uno de los ejemplos contundentes de una sinergia productiva entre sociedad, industria y ciencia.

A mi familia, *Hugo, Iasi y Erandeni* por entender siempre, ser solidarios y mi mejor equipo para afrontar este gran reto profesional. A *Soco*, por ser cómplice de esta aventura y mi ejemplo más grande de ser humano. A *Marco* por enseñarme que nunca hay que detenerse para lograr la meta. A *Naty* y a *Doris* por ser sobrevivientes, continuar cerca y representar lo que significa volver a empezar.

A mis amigos y colegas Yola, Marina, Leo, Gus, Gaby, Toño, Alice, Nacho, Ma. Esther, Susy, Irma, Alma, Héctor, Carlos, Miguel Ángel, Lauris, Maggy, Eli, Almis, por brindarme su amistad, compañerismo y apoyo durante el recorrido de mis años académicos y estar cerca en las etapas finales de esta tesis. Gracias por el aguante.

A todas las personas que contribuyeron en esta etapa de mi formación profesional, así como en la realización de esta tesis y sobre todo, en ayudarme a crecer.

PRESENTACIÓN DEL TRABAJO DE TESIS

En este trabajo se evaluó la presencia de un grupo complejo y vasto de contaminantes orgánicos persistentes en el ecosistema costero lagunar tropical El Yucateco perteneciente al estado de Tabasco en el sureste del Golfo de México; constituye uno de los pocos estudios a largo plazo en esta área del conocimiento ambiental y proporciona información científica confiable sobre los patrones de distribución, acumulación y riesgo que estas sustancias tienen en el medio natural. La tesis está organizada en siete secciones; el capítulo uno comprende información general sobre los diversos grupos de compuestos estudiados conformando la introducción al tema, los antecedentes de las investigaciones relevantes existentes a nivel nacional e internacional sobre los datos pioneros y el estado del arte de este tipo de contaminantes, los planteamientos establecidos al inicio del trabajo en forma de preguntas e hipótesis asociadas y los objetivos definidos del mismo.

El capítulo dos corresponde al área de estudio con una estructura suscita, considerando información relacionada con el tema central de la tesis. En el capítulo tres se incluyen las metodologías utilizadas en esta investigación, abarca desde el trabajo de campo para la colecta del material en el ecosistema lagunar, hasta los análisis de laboratorio específicos desarrollados por diversos grupos de alta especialidad en el campo de las ciencias ambientales. En el capítulo cuatro se presentan los resultados y la discusión de los mismos, iniciando con la materia orgánica y el carbono isotópico debido a la interacción tan estrecha que tienen con los compuestos de interés y que representan el marco geoquímico de referencia; posteriormente, se analiza cada uno de los tres grandes grupos de contaminantes orgánicos persistentes en las diversas matrices ambientales siguiendo el orden, agua, sedimentos superficiales, núcleos sedimentarios y biota; esta sección termina con el tema de comportamiento integral donde se hace un análisis estadístico multivariado con todos los datos obtenidos en este trabajo, que previamente fueron analizados y discutidos con detalle.

Los capítulos cinco, seis y siete se refieren a los apartados de conclusiones, recomendaciones y literatura citada, respectivamente.

CONTENIDO

Dedicatoria	i
Agradecimientos	ii
Presentación del Trabajo de Tesis	v
Contenido	vi
Índice de Figuras	ix
Índice de Cuadros	xvii
Resumen	xix
Abstract	xxi
Capítulo I. Información General	
I.1. Introducción	1
I.2. Antecedentes	6
I.3. Preguntas e Hipótesis	14
I.4. Objetivos	16
Capítulo II. Área de Estudio	17
Capítulo III. Metodologías	
III.1. Colecta de Campo	20
III.2. Análisis de Laboratorio	26
III.2.1 Análisis Cromatográfico y Control de Calidad	32
III.2.2 Análisis Geoquímicos	38
III.2.2.1 Carbono Orgánico	38
III.2.2.2 Granulometría	39
III.2.2.3 Carbono Isotópico	40

III.3. Análisis de Datos	41
Capítulo IV. Resultados y Discusión	
IV.1. Materia Orgánica (MO)	42
IV.1.1 Sedimentos Superficiales	42
IV.1.2 Núcleos Sedimentarios	54
IV.2. Carbono Isotópico ($\delta^{13}\text{C}$)	57
IV.2.1 Sedimentos Superficiales	59
IV.2.2 Núcleos Sedimentarios	69
IV.3. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)	71
IV.3.1 Agua	71
IV.3.2 Sedimentos Superficiales	81
IV.3.3 Núcleos Sedimentarios	109
IV.3.4 Organismos	119
IV.4. Bifenilos Policlorados (BPCs)	127
IV.4.1 Agua	127
IV.4.2 Sedimentos Superficiales	129
IV.4.3 Núcleos Sedimentarios	148
IV.4.4 Organismos	154
IV.5. Plaguicidas Organoclorados (POCs)	162
IV.5.1 Agua	162
IV.5.2 Sedimentos Superficiales	170
IV.5.3 Núcleos Sedimentarios	194
IV.5.4 Organismos	200

IV.6. Comportamiento Integral	210
IV.6.1 Sedimentos	210
IV.6.2 Organismos	216
Capítulo V. Conclusiones	222
Capítulo VI. Recomendaciones	226
Capítulo VII. Literatura Citada	228

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la laguna El Yucateco, Tabasco, México.	18
Figura 2. Localización de los sitios de colecta de agua, sedimentos superficiales y núcleos en la laguna El Yucateco, Tab.	21
Figura 3. Metodología para el análisis de hidrocarburos del petróleo en agua costera y marina (UNESCO, 1976; Keith, 1991).	26
Figura 4. Metodología para el análisis de hidrocarburos del petróleo en sedimentos superficiales costeros y marinos (UNEP/IOC/IAEA, 1992).	27
Figura 5. Metodología para el análisis de hidrocarburos del petróleo en organismos costeros y marinos (UNEP/FAO/IOC/IAEA, 1993).	28
Figura 6. Metodología para el análisis de plaguicidas organoclorados (POCs) y bifenilos policlorados (BPCs) en aguas naturales (USEPA, 1979 modificado por CIOH, 1982).	29
Figura 7. Metodología para el análisis de plaguicidas organoclorados (POCs) y bifenilos policlorados (BPCs) en sedimentos costeros y marinos (UNEP/IAEA, 1982).	30
Figura 8. Metodología para el análisis de plaguicidas organoclorados (POCs) y bifenilos policlorados (BPCs) en organismos costeros y marinos (UNEP/FAO/IOC/IAEA, 1986).	31
Figura 9. Cromatograma de los 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) identificados por cromatografía de gases-FID.	33
Figura 10. Cromatograma de los siete bifenilos policlorados (BPCs) identificados por cromatografía de gases-ECD.	34
Figura 11. Cromatograma de los 16 plaguicidas organoclorados (POCs) identificados por cromatografía de gases-ECD.	35
Figura 12. Comportamiento temporal de (a) materia orgánica y (b) carbono orgánico en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	43
Figura 13. Diferencias estacionales significativas en el contenido de la materia orgánica sedimentaria de la laguna El Yucateco, Tab.	44
Figura 14. Dendrograma del comportamiento temporal de la materia orgánica sedimentaria de la laguna El Yucateco, Tab.	45

- Figura 15. Dendrograma del comportamiento espacial de la materia orgánica sedimentaria de la laguna El Yucateco, Tab. 47
- Figura 16. Distribución espacio-temporal de la materia orgánica en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. a) 1996, 2001 y 2003; b) 2004 y 2005; c) 2006 y 2007. 48
- Figura 17. Distribución espacial general de la materia orgánica sedimentaria en la laguna El Yucateco, Tab. 51
- Figura 18. Diferencias significativas entre el contenido de materia orgánica de los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 55
- Figura 19. Perfil vertical de la materia orgánica en los núcleos sedimentarios evaluados en la laguna El Yucateco, Tab. 56
- Figura 20. Comportamiento temporal del carbono isotópico en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007. 59
- Figura 21. Comportamiento temporal del carbono isotópico en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. a)1996-2003; b)2004-2007. 61
- Figura 22. Distribución espacial general del carbono isotópico sedimentario en la laguna El Yucateco, Tab. 62
- Figura 23. Diferencias temporales significativas de la señal isotópica del carbono en sedimentos superficiales en la laguna El Yucateco, Tab. 65
- Figura 24. Dendrograma temporal de la señal isotópica del carbono en sedimentos superficiales en la laguna El Yucateco, Tab. 65
- Figura 25. Dendrograma espacial de la señal isotópica del carbono en sedimentos superficiales en la laguna El Yucateco, Tab. 66
- Figura 26. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y el carbono isotópico en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 67
- Figura 27. Correlaciones significativas entre el tipo de sedimento y el carbono isotópico de la laguna El Yucateco, Tab. 68
- Figura 28. Distribución del carbono isotópico en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005. 70
- Figura 29. Diferencias significativas de la señal isotópica del carbono sedimentario entre los núcleos de 2005 de la laguna El Yucateco, Tab. 70

Figura 30. Comportamiento temporal de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.	71
Figura 31. Comportamiento espacio-temporal de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	72
Figura 32. Diferencias temporales significativas de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.	74
Figura 33. Dendrograma temporal de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.	75
Figura 34. Dendrograma espacial de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.	76
Figura 35. Distribución espacial general de los HAPs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab.	79
Figura 36. Comportamiento temporal de los HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab., y concentraciones de referencia relacionadas con daño bentónico.	81
Figura 37. Comportamiento espacio temporal de los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 y 2001.	84
Figura 38. Comportamiento espacio temporal de los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2003-2005.	85
Figura 39. Comportamiento espacio temporal de los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2006 y 2007.	86
Figura 40. Áreas críticas de toxicidad sedimentaria por HAPs en la laguna El Yucateco, Tab.	88
Figura 41. Dendrograma temporal de los HAPs sedimentarios en la laguna El Yucateco, Tab.	89
Figura 42. Diferencias espaciales significativas de los HAPs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab.	90
Figura 43. Dendrograma espacial de los HAPs sedimentarios en la laguna El Yucateco, Tab.	91
Figura 44. Distribución temporal de las familias aromáticas de HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	93

Figura 45. HAPs de baja y alta masa molecular en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	95
Figura 46. Origen dominante de los HAPs sedimentarios en las diversas épocas de colecta en la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	97
Figura 47. Fuentes dominantes de los HAPs sedimentarios en los sitios de colecta de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	98
Figura 48. HAPs cancerígenos potenciales en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	104
Figura 49. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	106
Figura 50. Correlaciones significativas entre el carbono isotópico y los HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	107
Figura 51. Correlaciones significativas entre arenas, limos y HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	108
Figura 52. Distribución de Σ HAPs en los núcleos sedimentarios y los criterios de calidad para evaluar daño bentónico en la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.	110
Figura 53. Composición de HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.	113
Figura 54. HAPs cancerígenos en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.	114
Figura 55. HAPs por número de anillos bencénicos en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.	115
Figura 56. HAPs ligeros (≤ 3 anillos) vs pesados (≥ 4 anillos) en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.	116
Figura 57. Diferencias temporales y espaciales de los HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.	117
Figura 58. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab.	118
Figura 59. Variabilidad temporal de los HAPs en los organismos evaluados de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio. 1997-2007.	119

Figura 60. HAPs dominantes en los organismos capturados en 1997 en la laguna el Yucateco, Tab.	121
Figura 61. Perfil molecular de HAPs en peces y crustáceos de la laguna El Yucateco, Tab. 2003-2007. Valores promedio.	123
Figura 62. HAPs cancerígenos bioacumulados en organismos de la laguna El Yucateco, Tab.	124
Figura 63. Compuestos dominantes en el Aroclor 1260 en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2001.	130
Figura 64. Contenido de clorobifenilos prioritarios de los arocloros (ASTDR, 2000).	131
Figura 65. Comportamiento temporal del contenido de BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab., y concentraciones de referencia relacionadas con daño bentónico.	132
Figura 66. Tendencia temporal de los congéneres de BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio. 2003-2007.	134
Figura 67. Distribución espacio-temporal de la Σ BPCs en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio 2001, 2003 y 2004.	137
Figura 68. Distribución espacio-temporal de la Σ BPCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores Promedio 2005 a 2007.	138
Figura 69. Comportamiento espacio-temporal de la Σ BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2003-2007.	140
Figura 70. Dendrograma espacial de los BPCs sedimentarios en la laguna El Yucateco, Tab. 2001-2007.	141
Figura 71. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	143
Figura 72. Correlaciones significativas entre el contenido sedimentario de HAPs y BPCs en la laguna El Yucateco, Tab.	144
Figura 73. Perfil vertical de Σ BPCs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 2005.	149
Figura 74. Tendencia histórica de los congéneres de BPCs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio 2005.	151

Figura 75. Distribución vertical de los congéneres de BPCs en los estratos históricos de los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 2005.	152
Figura 76. Bifenilos policlorados en peces de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	155
Figura 77. BPCs en crustáceos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	156
Figura 78. Comportamiento temporal del contenido de BPCs en las especies analizadas de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	159
Figura 79. Comportamiento temporal de los POCs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	164
Figura 80. Comportamiento espacio-temporal de los POCs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. 2004-2007.	166
Figura 81. Patrón general de los POCs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab.	167
Figura 82. Diferencias temporales significativas de los POCs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. 2004-2007.	168
Figura 83. Dendrograma espacial de los POCs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio 2004 a 2007.	168
Figura 84. Comportamiento temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	171
Figura 85. Perfil molecular de los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 1996 a 2007.	174
Figura 86. Distribución espacial de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996.	175
Figura 87. Distribución espacio-temporal de los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1997-2007.	176
Figura 88. Patrón global espacial y temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2001, 2003 y 2004.	177
Figura 89. Patrón global espacial y temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2005 a 2007.	178

Figura 90. Dendrograma temporal del contenido sedimentario de POCs en la laguna El Yucateco, Tab.	181
Figura 91. Dendrograma espacial del contenido sedimentario de POCs en la laguna El Yucateco, Tab.	182
Figura 92. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	184
Figura 93. Relaciones estadísticas significativas entre el carbono isotópico y los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	185
Figura 94. Correlaciones significativas entre los HAPs y los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	186
Figura 95. Perfil vertical de los POCs en la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005.	198
Figura 96. Perfil molecular de los POCs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio. 2005.	200
Figura 97. Comportamiento temporal de los POCs en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	201
Figura 98. Perfil molecular de los POCs en los peces de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	205
Figura 99. Perfil molecular de los POCs en los crustáceos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.	206
Figura 100. ACP de los datos globales espaciales de MO, textura, carbono isotópico, HAPs, BPCs y POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.	211
Figura 101. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, HAPs individuales, BPCs y POCs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.	212
Figura 102. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, HAPs, BPCs individuales y POCs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.	213
Figura 103. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, HAPs, BPCs y POCs individuales en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.	214
Figura 104. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, 39 COPs individuales en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.	215

Figura 105. ACP de HAPs individuales, BPCs y POCs en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007. 216

Figura 106. ACP de HAPs, BPCs individuales y POCs en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007. 217

Figura 107. ACP de HAPs, BPCs y POCs individuales en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007. 218

Figura 108. ACP de los 39 COPs individuales en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007. 219

Figura 109. ACP de los géneros biológicos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007. 221

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Coordenadas geográficas, características principales de los sitios de colecta de agua, sedimentos y núcleos, épocas de muestreo, parámetros evaluados y matriz analizada en la laguna El Yucateco, Tab.	22
Cuadro 2. Núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Estratos, dimensiones, periodo comprendido.	23
Cuadro 3. Relación de las especies de peces y crustáceos evaluadas en la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.	25
Cuadro 4. Límites de detección (LMD), de cuantificación (LMC), coeficiente de variación (CV), curva de calibración y porcentaje de recuperación de los COPs evaluados.	36
Cuadro 5. Material de referencia sedimentario IAEA-417 para HAPs, IAEA-432 para POCs. Valores en μgg^{-1} para HAPs y en ngg^{-1} para POCs peso seco.	37
Cuadro 6. Tipo de sedimento dominante, materia orgánica y carbono orgánico global en los diversos sitios evaluados en la laguna El Yucateco, Tab.	50
Cuadro 7. Valores de carbono isotópico ($\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$) en diversas matrices ambientales.	58
Cuadro 8. Comportamiento espacio-temporal de la ΣHAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en μgg^{-1} . 1996-2007.	83
Cuadro 9. Índices moleculares establecidos para el origen de los HAPs.	94
Cuadro 10. Comportamiento temporal de los HAPs individuales (μgg^{-1} peso seco) en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.	102
Cuadro 11. Grado de contaminación por ΣHAPs y benzo(a)pireno de los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.	109
Cuadro 12. Origen dominante de los HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab.	117
Cuadro 13. Bifenilos policlorados en agua de la laguna El Yucateco, Tab. Diciembre, 2007. Valores en ngL^{-1} .	128
Cuadro 14. Aroclor 1260 en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en ngg^{-1} peso seco. 2001.	130
Cuadro 15. Congéneres dominantes de los arocloros (ASTDR, 2000).	135

Cuadro 16. Comportamiento espacio-temporal de la Σ BPCs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en ngg^{-1} peso seco. 2001-2007.	139
Cuadro 17. Distribución de POCs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio en ngL^{-1} de 2003 a 2007.	165
Cuadro 18. Concentraciones máximas permisibles de POCs en agua potable y agua salada establecidos para México y diversos países. Valores en μgL^{-1} .	169
Cuadro 19. Distribución temporal de los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio por compuesto en ngg^{-1} peso seco. 1996-2007.	172
Cuadro 20. Comportamiento espacio-temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en ngg^{-1} peso seco. 1996-2007.	180
Cuadro 21. Índices de los POCs para determinar la antigüedad de su uso y/o aplicación en el ambiente.	187
Cuadro 22. Índices de antigüedad del uso y/o aplicación de los POCs más comunes registrados en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab.	188
Cuadro 23. Plaguicidas organoclorados en el núcleo sedimentario 05-E5 de la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005. Valores en ngg^{-1} peso seco.	196
Cuadro 24. Plaguicidas organoclorados en el núcleo sedimentario 05-E7 de la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005. Valores en ngg^{-1} peso seco.	197

RESUMEN

Se determinaron cuatro grupos de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en agua, sedimentos superficiales, núcleos sedimentarios y biota del ecosistema costero laguna El Yucateco en el estado de Tabasco en el sureste del Golfo de México, en el periodo 1996-2007, con dos colectas estacionalmente contrastantes por año. El objetivo central del trabajo fue establecer el comportamiento integral de los COPs en este ambiente estuarino sometido a presiones ambientales intensas derivadas de actividades antropogénicas durante más de cinco décadas y ser la base para la formulación de programas y acciones tendientes a la reducción, mitigación o rehabilitación del impacto ambiental provocado. Se utilizaron metodologías internacionales certificadas y los grupos de COPs medidos fueron: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs), Bifenilos Policlorados (BPCs) y Plaguicidas Organoclorados (POCs); se registró un total de 39 compuestos individuales además de algunos parámetros sedimentológicos como carbono orgánico total, carbono isotópico y textura; el total de muestras analizadas fue mayor a 1000.

Los HAPs registrados en el agua y los sedimentos del área de estudio disminuyeron marcadamente hacia el 2006, con excepción de los datos sedimentarios de lluvias de ese año debido a un derrame de petróleo ocurrido dentro de la laguna. Fueron registrados hidrocarburos poliaromáticos de riesgo ambiental como el benzo(a)pireno, el dibenzo(a,h)antraceno y el benzo(a)antraceno considerados como probables carcinogénicos en humanos; la composición estructural aromática de estos compuestos evidenció a los procesos pirolíticos como la fuente dominante de donde se originan sin dejar de lado la presencia de aquellos derivados del petróleo. En los organismos evaluados, los peces tuvieron un mayor contenido de hidrocarburos que los crustáceos a pesar de los mecanismos enzimáticos de depuración más desarrollados con los que cuentan; de manera global, las concentraciones de los HAPs en la laguna estudiada han disminuido y se identificaron sitios específicos donde la recuperación del sistema está ocurriendo lo que permite la pesca de especies con menores contenidos de hidrocarburos.

Los BPCs en la columna de agua solamente fueron detectados en la época de nortes 2007; en los sedimentos se registraron las concentraciones más altas en esta misma colecta y en general, los niveles detectados a lo largo del estudio fueron mayores a los criterios de calidad sedimentaria internacionales establecidos para evitar provocar daño bentónico; este comportamiento denotó un aporte alóctono de estos contaminantes industriales y los eventos hidrometeorológicos extremos contribuyeron de manera importante al transporte de los mismos así como afectando los patrones dinámicos y los procesos naturales del ecosistema, como el ocurrido en el otoño de 2007 en el área de estudio. Los peces detritívoros tuvieron las mayores concentraciones, superando a los crustáceos, demostrando que los hábitos alimenticios fueron el factor relevante en la bioacumulación de COPs.

Los POCs registrados en el agua tuvieron un incremento en las épocas de lluvias, mostrando un patrón cíclico dependiente de las actividades agrícolas, más que de las relacionadas con el sector salud. En los sedimentos se encontró una tendencia hacia el aumento del contenido de estos hidrocarburos halogenados; se detectaron plaguicidas clasificados como prohibidos, entre ellos, aldrín, dieldrín y DDT, así como lindano. Al igual que para los bifenilos, los peces tuvieron un mayor contenido de POCs que los crustáceos y el registro de estos agroquímicos, los colocó fuera de la normatividad nacional, con los riesgos intrínsecos para los consumidores finales.

La hidrodinámica, los aportes espaciales y temporales, el transporte fluvial y atmosférico, fueron los factores más importantes que actuaron sobre los patrones de distribución, acumulación y depuración de los COPs tanto en el agua como en los sedimentos de la laguna El Yucateco y determinaron la disponibilidad para ser introducidos a la biota lo cual se puede transformar en un problema ecológico y de salud pública de gran envergadura.

ABSTRACT

On the coastal ecosystem El Yucateco lagoon in the Tabasco State, at the southeastern Gulf of Mexico, four groups of Persistent Organic Pollutants (POPs) were identified for water, surface sediments, sediment cores and biota, in the 1996-2007 period, with two contrasting seasonal year collections. The main objective of this study was to establish the integral behavior of POPs in the estuarine environment, subject to intense environmental pressures resulting from human activities for more than five decades, as the basis for the formulation of programs and actions aimed to reduce, mitigate or rehabilitate environmental impact caused. Certified international methodologies were used, the groups of POPs measured were: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Organochlorine Pesticides (POCs), there were a total of 39 individual compounds, as well as parameters based on sediments such as total organic carbon, isotopic carbon and texture; the samples analyzed were more than 1000.

Registered PAHs in water and sediments of the study area declined sharply by 2006, with the exception of sedimentary data coming from rains for that year, due to an oil spill into the lagoon. Polyaromatic Hydrocarbons of environmental risk were recorded, such as benzo(a)pyrene, dibenz(a,h)anthracene and benzo(a)anthracene, considered as a probable carcinogen for human; the aromatic structural composition of these compounds showed that pyrolytic processes were the dominant source of their origin, without neglecting the presence of those coming from petroleum products. In organisms tested, fishes had higher oil content than crustaceans, in despite of the enzymatic mechanisms of debugging that they have developed; globally, the concentrations of PAHs in this lagoon have decreased and specific system sites were identified where recovery is occurring, allowing fishing of species with lower oil content.

PCBs in water were detected only at northerlies or "nortes" season of 2007, sediments showed higher concentrations in general and in the same date, levels detected during this study were greater than the international sediment quality criteria established to

avoid causing benthic damage; this behavior indicated an allochthonous input of these industrial pollutants and extreme hydrometeorological events contributed significantly to transport them as well as affecting the dynamic patterns and natural ecosystem processes, such as occurred in the autumn of 2007 in the study area. Detritivorous fishes had the highest concentrations, exceeding crustaceans, so that main factor in the bioaccumulation of POPs is the dominant food habit.

The POCs registered in water increased at the rainy season, showing a cyclic pattern dependent on agricultural activities, more than those related to the health sector. Pesticides classified as banned were found in sediments with a trend toward the increasing content of these halogenated hydrocarbons, those including aldrin, dieldrin, DDT and lindane. As for the PCBs, fishes had higher content than that for crustaceans and they are outside of the national regulations by registering these chemicals, with the risks inherent to the final consumers.

Hydrodynamics, the temporary and space contributions as well as atmospheric and riverside transport were the most important factors that acted on the patterns of distribution, accumulation and depuration of POPs in both water and sediments of the El Yucateco lagoon, and determined their availability to be introduced into the biota which can be transformed as an ecological and public health problem of major importance.

CAPÍTULO I. INFORMACIÓN GENERAL

I.1 INTRODUCCIÓN

Los estuarios son áreas de gran importancia ecológica, ambiental y económica. Debido a la alta tasa de producción primaria, la cantidad y diversidad de ambientes que presentan, son el hábitat de una gama amplia de especies vegetales y animales de importancia comercial. De igual forma, pueden actuar como reservorios de sedimentos de granos finos, y por ende almacenar contaminantes persistentes, así como de alto riesgo, por lo que actúan como fuentes secundarias de contaminantes orgánicos hacia los sistemas marino-costeros (Luo *et al.*, 2006).

El sistema lagunar estuarino El Yucateco en el Estado de Tabasco es un área costera sometida a una explotación petrolera intensa desde 1950 ya que se ubica en una zona de yacimientos naturales de este energético (CIMADES, Comisión Interinstitucional para el Medio Ambiente y el Desarrollo Social, 1997). Derivado de esta realidad, ha ocurrido un impacto ambiental severo sobre el ecosistema acuático y sus recursos existentes, siendo los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) los de mayor peligro para el medio natural y para los núcleos humanos que viven en las inmediaciones de la laguna y obtienen alimento de ella.

Los COPs han cobrado interés en la comunidad científica en los últimos 25 años debido a que se ha demostrado que una gran cantidad de ellos, tienen características cancerígenas, mutagénicas y genotóxicas, además de su capacidad para bioacumularse, biomagnificarse y dispersarse a grandes distancias, la mayoría son resultado del transporte atmosférico, acuático o biológico, pudiendo ser detectados en zonas donde jamás han sido utilizados (Moore *et al.*, 2002). El carácter lipofílico de estas sustancias hace que sean incorporados y acumulados en los tejidos de los organismos vivos, lo que conllevan a daños potenciales al provocar efectos adversos para la salud (Oren *et al.*, 2006).

Dentro de este grupo genérico, las familias más estudiadas han sido los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y los plaguicidas organoclorados (POCs), dejando al pasado reciente la investigación de los bifenilos policlorados (BPCs) ya que su evaluación ambiental tiene una mayor dificultad analítica respecto a los otros dos y no había sido confiablemente demostrada su potencialidad tóxica.

Existen revisiones muy completas de las propiedades y comportamientos de los COPs; para los hidrocarburos aromáticos policíclicos se cuenta con los trabajos de Neff (1979), NRC (1985), Botello (1996a,b), Boffetta *et al.* (1997), Baumard *et al.* (1998), Soclo *et al.* (2000). Para los POCs, se tienen publicaciones nacionales como la de Albert (1996), el documento gubernamental emitido en 1998 y actualizado en 2004 por la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST, 2004) y el de González-Farías (2003), donde se establece el panorama nacional general del uso y estado de salud de los diversos ambientes mexicanos respecto a este grupo de compuestos orgánicos, así como las investigaciones internacionales de McEwen y Stephenson (1979), Stetter (1983), Fowler (1990), Kalovanova (1991) y Mackay y Fraser (2000) quienes han estudiado la presencia, características, toxicidad y persistencia ambiental de estos compuestos. Para los BPCs, están los trabajos de Alford-Stevens (1986), Eganhouse y Gossett (1991) y los documentos técnico-científicos que las agencias internacionales y nacionales como la Organización Panamericana de la Salud y la Organización Mundial de la Salud (OPS/OMS, 1979), el Instituto Nacional de Ecología (INE, 1999), la Agencia de Alimentos y Drogas de Estados Unidos (USFDA, 2001), la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR, 2000, 2005) y la Agencia Internacional para la Investigación sobre Cáncer (IARC, 2011), han elaborado sobre las características fisicoquímicas y toxicológicas de estas sustancias.

Identificar la distribución y los patrones de acumulación de los compuestos antropogénicos presentes en los cuerpos de agua, es un paso de vital importancia para poder determinar la magnitud de la disponibilidad de estas sustancias y su potencialidad para ser asimilados por los organismos acuáticos (Tricklebank *et al.*, 2002). En este

sentido, se ha observado que aquellas especies que habitan en el fondo de estos ecosistemas, están en contacto con concentraciones mayores de COPs comparativamente con los organismos que ocupan los estratos cercanos a la superficie del agua, donde los niveles de estos xenobióticos en los sedimentos suspendidos son menores (Bulkley *et al.*, 1981); también se cuenta con investigaciones sobre cómo las concentraciones altas de estos contaminantes registradas en sedimentos, pueden afectar la calidad sanitaria de los recursos pesqueros y su consumo puede llegar a ser un riesgo para la salud humana (Peris *et al.*, 2005). La evaluación de COPs en diferentes grupos biológicos ha llevado a proponer que no solo los invertebrados sésiles o sedentarios son buenos indicadores de la contaminación orgánica y Das *et al.* (2002) consideran factible emplear peces como organismos centinelas, debido a que ocupan hábitats diversos en el ecosistema y cuentan con diferentes hábitos alimenticios, consecuentemente pueden reflejar el nivel de contaminación al que están expuestos (Tricklebank *et al.*, 2002).

La información generada en la última década sobre los orígenes de los COPs, apoya el hecho de que la mayoría de los hidrocarburos aromáticos son principalmente pirolíticos y que en el medio costero y marino provienen de fuentes antropogénicas como las descargas urbanas, los vertimientos accidentales de los buques-tanque, las plataformas y pozos petroleros y cada fuente otorga un patrón característico de poliaromáticos que permite identificar los procesos que los generaron (Benlahcen *et al.*, 1997; Soclo *et al.*, 2000; Yunker *et al.*, 2002; Arias *et al.*, 2010; da Silva y Bicego, 2010). De igual forma, los plaguicidas organoclorados tienen un amplio espectro, larga actividad, duración ambiental y bajo costo por lo que han tenido una amplia utilización en agricultura, ganadería y campañas sanitarias en la lucha contra vectores transmisores de enfermedades al hombre (Sun *et al.*, 2006). Han sido prohibidos y/o restringidos en una gran cantidad de países desarrollados desde hace más de 30 años, mientras que en naciones en desarrollo, como la nuestra, siguen utilizándose principalmente por sus menores costos, favoreciendo con ello el deterioro ambiental de los ecosistemas que reciben sus residuos e incrementando el riesgo del daño a la salud humana (CCA,

Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, 2000; González-Farías, 2003).

Los bifenilos policlorados comparten diversas propiedades con los POCs, son xenobióticos tóxicos, persistentes, bioacumulables y existen reportes en la literatura científica del siglo XXI donde se ha demostrado su transferencia a etapas frágiles de la vida humana como son los primeros meses de vida, mediante la placenta y la leche materna, por lo que se encuentran en la lista mundial de contaminantes prioritarios para los que se han estado instrumentando planes de acción regionales y globales para reducir su liberación al ambiente; por ejemplo, el Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte, suscrito por Canadá, Estados Unidos de América y México a raíz del establecimiento del Tratado de Libre Comercio (INE, 1999) y el Convenio de Estocolmo el cual México ratificó en 2002.

Los tres grupos de COPs descritos brevemente coexisten en el sistema lagunar El Yucateco en Tabasco, entidad litoral del Golfo de México donde la confluencia de las actividades agropecuarias, industriales y urbanas han generado una gran presión ambiental sobre sus ecosistemas, de ahí la necesidad de contar con un registro completo y confiable de aquellas sustancias dañinas a lo largo del tiempo, y que sirva como modelo para establecer programas de monitoreo en aquellos sitios costeros mexicanos de gran fragilidad ecológica e importancia social que permitan evaluar el grado de alteración real y así poder proponer medidas de mitigación que logren revertir el posible daño hecho por las diversas actividades humanas que no fueron planificadas para proteger a los ecosistemas.

Los primero registros de COPs en El Yucateco datan de 1996 bajo la responsabilidad del Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y de forma continua se ha venido contando con el análisis de mayor número de compuestos orgánicos persistentes hasta lograr un acervo de resultados de aproximadamente 10 años, por lo que la relevancia de este trabajo radica en el análisis científico de estos datos

ambientales para establecer tendencias tanto en los orígenes como en los destinos de los COPs, su patrón de acumulación en sistemas costeros y su riesgo ambiental real hacia el ambiente y hacia los consumidores de los productos pesqueros que de ahí se extraen, así como establecer propuestas de mejora ambiental y/o en su caso, de usos diversos del ambiente acuático de forma segura.

En nuestro país, es difícil contar con una base de información de contaminantes en un sistema costero determinado que abarque una década de estudio o más; las restricciones financieras hacen que los programas de vigilancia a largo plazo no sean impulsados por parte de las instituciones relacionadas con el estudio de los ecosistemas y su calidad ambiental; en el caso particular de la laguna El Yucateco, esto se logró debido a la presión social existente en el Estado de Tabasco sobre Petróleos Mexicanos (PEMEX) a finales de la década de los ochenta y principios de los noventa; fue el detonante para que la industria paraestatal autorizara y financiara una evaluación de la situación ambiental prevaleciente en el Estado, surgiendo el macroproyecto “Diagnóstico de los efectos ambientales de la industria petrolera asociados a la Región Sur de PEP (PEMEX Exploración y Producción)”, conocido como Proyecto Ambiental de la Región Sur (PARS) donde se incluyó, entre muchos otros ecosistemas acuáticos y terrestres, a la laguna El Yucateco. De esta forma, se integraron los resultados de 39 compuestos orgánicos persistentes, todos ellos tipificados como prioritarios a nivel internacional, registrados en la columna de agua, en los sedimentos superficiales, en el registro histórico sedimentario de los núcleos, así como en la biota presente del ecosistema lagunar estuarino estudiado.

I.2 ANTECEDENTES

Los contaminantes orgánicos persistentes han sido estudiados desde hace varias décadas con diferentes ópticas, se han evaluado de forma individual o grupal y es hasta los últimos años en los que se ha buscado la integración de varias familias de estos contaminantes, determinando su presencia y comportamiento en ambientes acuáticos. De los tres grupos, los hidrocarburos aromáticos policíclicos son los que cuentan con una cantidad mayor de investigación ya que el impacto ambiental provocado por el petróleo y su estudio científico data desde la época de los setenta o incluso de los sesenta, ya que ha ido de la mano con el desarrollo y el mejoramiento tecnológico de la química analítica. Los trabajos pioneros en este rubro son los de Commins (1969), Youngblood y Blumer (1975), Farrington y Tripp (1977), Hase y Hites (1977), Laflamme y Hites (1978), Neff (1979), NRC (1985), Brooks (1990), donde se han establecido las características de estos compuestos y su comportamiento en los ecosistemas costeros y marinos.

Hites y colaboradores (1977; 1980) evaluaron los orígenes de los HAPs presentes en los sedimentos marinos, al igual que Budzinsky *et al.* (1997), Benlahcen *et al.* (1997), Baumard *et al.* (1998), Soclo *et al.* (2000), Yunker *et al.* (2002) y Arias *et al.* (2010), quienes han utilizado índices moleculares para identificar la fuente principal de donde se derivan los poliaromáticos presentes en los ambientes sedimentarios costeros. Comparativamente, el aspecto toxicológico se ha reportado en la literatura de forma más frecuente en los últimos 15 años; la recopilación que hacen Boffetta y colaboradores (1997) es una de las mejores sobre el riesgo de causar cáncer por exposición a los HAPs, está basada en la información oficial que ha establecido la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) y la Agencia Internacional para la Investigación sobre Cáncer (IARC), por sus siglas en inglés, donde se tienen clasificados a la mayoría de las sustancias y compuestos químicos que han sido evaluados de forma experimental para registrar de manera confiable si son o no cancerígenos y en que grado; de igual forma, la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR) (1995) ha

emitido una serie de perfiles toxicológicos individuales para una gran cantidad de compuestos y sustancias peligrosas entre los que se cuentan a los HAPs.

En México, los trabajos de Botello (1978, 1996a,b) y colaboradores (1980, 1982, 1983, 1986, 1987, 1991, 1992, 1993, 1996, 1997, 1998, 2001, 2002), forman parte de las investigaciones pioneras sobre los niveles de hidrocarburos derivados del petróleo, principalmente en el Golfo de México, tanto en la región marina oceánica como en los ecosistemas costeros; Farrán *et al.* (1987) estudiaron la contaminación por petróleo en el río Coatzacoalcos, Veracruz, utilizando las proporciones de carbono isotópico y marcadores moleculares; Díaz-González *et al.* (1994) cuantificaron los HAPs presentes en la columna de agua en la laguna Mecoacán, Tabasco. Gold-Bouchot y su grupo han investigado diversos aspectos de los HAPs, su acumulación en ostiones de la laguna de Términos, Campeche (1995b; Noreña *et al.*, 1999), sus niveles en estos bivalvos y sedimentos de varias lagunas de Tabasco (1997). Zavala-Cruz y sus colaboradores (1996, 2005) han investigado el impacto de las actividades relacionadas con la industria petrolera sobre los suelos, las comunidades vegetales terrestres y sumergidas así como sobre la hidrología de los principales campos petroleros del estado de Tabasco, y han encontrado una gama de alteraciones como salinización, inundaciones provocadas por la infraestructura, invasión de especies halófitas, deterioro de suelo, entre otros efectos negativos de gran escala (Zavala-Cruz, 1996). García-López *et al.* (2006) hicieron la caracterización de las comunidades vegetales en la zona de influencia de los campos petroleros Cinco Presidentes, Rodador y La Venta en Tabasco y categorizaron su área de estudio en diferentes jerarquías relacionadas con los niveles de hidrocarburos y metales pesados.

Sharma *et al.* (1997) reportaron hidrocarburos aromáticos para sedimentos de la laguna Madre, Tamaulipas. Calva y colaboradores (2002) midieron la presencia de estos hidrocarburos en los núcleos sedimentarios de la laguna Sontecomapan en Veracruz. Botello *et al.* (2002) y García-Ruelas *et al.* (2004) evaluaron el contenido de HAPs en los moluscos bivalvos y los sedimentos costeros del Pacífico subtropical mexicano; Ponce-Vélez y colaboradores (2006) registraron los niveles de HAPs y metales pesados

en los sedimentos de la plataforma continental del Golfo de México desde Tamaulipas hasta Campeche. García-López *et al.* (2006) evaluaron los niveles de hidrocarburos aromáticos y alifáticos así como de metales pesados en los suelos y las comunidades vegetales de la zona de influencia de los campos petroleros Cinco Presidentes, Rodador y La Venta en Tabasco categorizando el grado de contaminación por los niveles de estos grupos de sustancias.

Los reportes sobre los plaguicidas organoclorados son abundantes en la literatura científica; dentro de los trabajos iniciales están los de McEwen y Stephenson (1979) quienes son de los primeros en elaborar documentos serios sobre el uso y la importancia ambiental de estos compuestos; Stetter (1983) contribuyó en la compilación hecha por Büchel sobre la química de los plaguicidas, con las características de los hidrocarburos clorados que tienen propiedades insecticidas. Fowler (1990) hizo una revisión de las concentraciones de POCs que se reportan en el ambiente marino; Kalovanova (1991) compiló la información sobre la toxicología hacia los humanos derivada de los diversos plaguicidas; Mackay y Fraser (2000) elaboraron un documento completo sobre los mecanismos y modelos del proceso de bioacumulación de los compuestos orgánicos persistentes. Rendón-von Osten (1990) y posteriormente Calva y Torres (1998) han hecho documentos científicos de divulgación sobre los plaguicidas donde se resume la información básica fundamental de este grupo de COPs. Carvalho (2006) elabora una revisión científica acerca de los plaguicidas, la agricultura y la seguridad alimentaria en el mundo.

En nuestro país, los trabajos sobre este tema han ido en aumento; uno de los principales es el de Albert (1996) quien además de ser la precursora del tema (Albert y Armienta, 1977; Albert *et al.*, 1980; Albert *et al.*, 1988), es una de las especialistas más respetada nacional e internacionalmente; en su trabajo de 1996, hizo una recopilación de la información nacional existente hasta esa fecha de los POCs, así como su distribución en el país con el planteamiento de los posibles “focos rojos” ambientales, la tendencia temporal del uso de estos compuestos, su complejidad de medición ambiental, la historia social y económica de los mismos, así como su presencia en los

ecosistemas costeros del Golfo de México (Albert y Benítez, 1996); recientemente, actualiza esta revisión sobre la química y la ecotoxicología de los insecticidas (Albert y Loera, 2005). En este tenor, se cuenta con el catálogo oficial de plaguicidas, documento emanado por el gobierno federal a partir de los años noventa con diversas actualizaciones, en un intento por tener el padrón nacional de los compuestos de este tipo que se introducen, comercializan y utilizan en las diversas actividades relacionadas con ellos (CICOPLAFEST, 2004).

Rosales y colaboradores fueron de los primeros en determinar los niveles de POCs en sedimentos de ambientes costeros mexicanos tanto en el Golfo de México como en el Pacífico subtropical (1979; 1985). Además de los estudios ya mencionados por Albert y Rosales, en el Golfo de México se cuenta con la investigación coordinada por Botello y Páez (1986) donde se reportaron los niveles de organoclorados en la cuenca del río Coatzacoalcos, Veracruz; Gold-Bouchot y colaboradores (1993; 1995a) evaluaron estos compuestos en el río Palizada, Campeche; Botello *et al.* (1994) registraron la presencia de organoclorados en ostiones y sedimentos de las lagunas Mecoacán y Machona en Tabasco. Díaz-González *et al.* (2005) realizaron un estudio en los sistemas fluviolagunares aledaños a la laguna de Términos en Campeche midiendo el contenido de POCs en la vegetación sumergida y los peces; Rendón-von Osten *et al.* (2005) reportaron el contenido de estos contaminantes en los sedimentos marinos de la costa sur de Campeche. Carvalho *et al.* (2009) evaluaron POCs y BPCs en los diversos compartimentos ambientales en la laguna de Términos, Campeche, identificando sitios con alto contenido de DDT relacionados con las áreas urbanas.

Por su parte, Galindo y su grupo, en el noroeste del país, se han dedicado a estimar a estos xenobióticos en la región de Sinaloa desde diversos aspectos ambientales: los efectos tóxicos en el camarón *Penaeus vannamei* (1996a), los cambios fisiológicos y bioquímicos en larvas de este crustáceo expuestas a organoclorados (1996b), la medición de los residuos de plaguicidas tanto clorados como fosforados en agua, sedimentos y camarones de los ecosistemas costeros Ensenada del Pabellón, Bahía de Santa María (1999a) y en la Bahía de Ohuira en Sinaloa (1999b). En la Península de

Baja California, Gutiérrez-Galindo y colaboradores, han valorado la presencia de organoclorados en mejillones y ostiones de esta región (1983; 1984), en peces y moluscos del Valle de Mexicali y del Alto Golfo de California (1988a; 1988b) e investigaron los niveles de organoclorados en la zona marina del área fronteriza con Estados Unidos (1998). Aunado a estos trabajos, Osuna-Flores y Riva (2002) analizaron los sedimentos de la Bahía de Ohuira en el sistema lagunar de Topolobampo en Sinaloa; Carvalho junto con otros investigadores publican en 1996, uno de los primeros registros sobre residuos de agroquímicos en el ecosistema lagunar de Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa y posteriormente en 2002 realizan un estudio sobre la distribución, el destino y los efectos de los plaguicidas en las lagunas costeras del noroeste de México. González-Farías *et al.* (2002) en la misma región del Golfo de California, estudiaron la distribución de los POCs en los sedimentos del ecosistema lagunar costero Agiabampo-Bacorehuis-Jitzamuri, Sinaloa; el mismo autor publicó en 2003 una revisión de los plaguicidas presentes en la zona costera de México y en 2006 junto con otros especialistas, relacionaron el contenido de carbono orgánico y los plaguicidas en sistemas estuarinos tropicales del noroeste mexicano.

De los pocos trabajos realizados en el Pacífico Sur, están los de Rueda *et al.* (1998), Botello *et al.* (2000), quienes analizaron los POCs en sedimentos y peces de las lagunas costeras de Chiapas; Leyva-Cardoso *et al.* (2003) registraron el contenido de organoclorados en sedimentos marinos de la Bahía de Petacalco en Guerrero y el de Hernández-Romero *et al.* (2004) quienes reportaron la calidad del agua y la presencia de estos compuestos en los humedales del sur de México. Entre los trabajos más recientes, está el de Montes *et al.* (2011) quienes evaluaron los niveles de contaminación debido a plaguicidas organoclorados en sedimentos del sistema lagunar Navachiste-Macapule, Sinaloa y reportaron la presencia de metoxiclor, endrín y heptacloro cuyas concentraciones sugieren su uso ilegal.

Comparativamente, es menor el número de los trabajos reportados sobre el grupo de los bifenilos policlorados (BPCs), debido principalmente a su complejidad de análisis, a sus costos y a que no se contaba con información confiable sobre su toxicidad sino

hasta los años ochenta. Alford-Stevens (1986) publicó datos básicos sobre la identificación y medición de estos compuestos clorados; Eganhouse y Gossett (1991) describieron cómo a partir de la determinación de los BPCs en muestras ambientales, se pueden asociar las fuentes y la magnitud de las mismas; Onuska y Davies (1991) aplicaron el análisis multivariado para explicar la distribución de los bifenilos en diversos compartimentos ambientales marinos; Porte y Albaigés (1993) estudiaron los patrones de bioacumulación de los BPCs en bivalvos, crustáceos y peces del Mediterráneo, haciendo recomendaciones sobre los estudios de biomonitoreo. Frame y colaboradores se dieron a la tarea de identificar y cuantificar los congéneres que constituyen las primeras mezclas comerciales de bifenilos conocidas como arocloros y sus trabajos son referencias mundiales obligadas (1996a,b, 1997, 1999).

Muir *et al.* (1996) determinaron la tendencia espacial y el registro histórico sedimentario de estos compuestos industriales en lagos canadienses y árticos; Pierard y colaboradores (1996) registraron la distribución de los BPCs en sedimentos costeros de acuerdo con el tamaño de la partícula sedimentaria; Garton *et al.* (1996) estudiaron el destino y el transporte de los bifenilos en sitios profundos marinos. La Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR) en el año 2000, elaboró un documento muy completo sobre el perfil toxicológico de estos contaminantes así como sus características, los procesos principales que los afectan y los efectos biológicos sobre la vida silvestre y la salud humana. Tam y Yao (2002) midieron las concentraciones de bifenilos en sedimentos costeros de manglar en ambientes asiáticos, identificando sitios de alarma debido a los altos niveles encontrados.

Los estudios integrales sobre COPs en los ambientes costeros y marinos, hoy en día son los más comunes ya que tratan de explicar el comportamiento real de estos compuestos en los ecosistemas donde se presentan como mezclas complejas. La Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos, NOAA por sus siglas en inglés, tiene programas de monitoreo costero desde la década de los setenta, en los que se han seleccionado tanto los organismos centinelas, como los sitios de

estudio, la gama de sustancias y compuestos para análisis, la cual se ha ido incrementando con el tiempo y con el desarrollo y estandarización de métodos analíticos más sofisticados (Goldberg *et al.*, 1978, 1983; Farrington *et al.*, 1983; Sericano *et al.*, 1995; O'Connor, 1996, 1998, 2002; Wade *et al.*, 1988, 1998, 2008). García y colaboradores (2000) cuantificaron BPCs y DDTs en tejidos diversos de varias especies de peces mesopelágicos del Mediterráneo; Santschi *et al.* (2001) estimaron la contaminación histórica de HAPs, BPCs, DDTs y metales pesados en los núcleos sedimentarios de la zona estadounidense del Golfo de México; Guruge y Tanabe (2001) determinaron los niveles de BPCs, DDTs y otros organoclorados en los sedimentos y la biota de la costa occidental de Sri Lanka. Yuan *et al.* (2001) reportaron la presencia de BPCs, HAPs y DDTs en sedimentos estuarinos de China identificando las fuentes principales y en ese mismo país, Mai *et al.* (2002) valoraron la distribución espacial de los POCs, los BPCs y los HAPs en sedimentos estuarinos y fluviales en el delta del río Perla; Telli-Karakoc *et al.* (2002) registraron las concentraciones de HAPs y BPCs en agua de mar, sedimentos y mejillones de la Bahía Izmir en el Mediterráneo oriental; Oren y colaboradores (2006) realizaron un estudio integral en el río Kishon en Israel sobre el origen de HAPs, DDTs, BPCs, así como su comportamiento en los sedimentos fluviales.

En nuestro país, este tipo de investigaciones integrales son escasas, algunos grupos de especialistas en el área de contaminación costera y marina los han realizado en la última década. En el noroeste del país, Macías-Zamora y colaboradores (2002) del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Baja California, realizaron una investigación integral en la Cuenca de las Californias sobre la presencia y las tendencias ambientales de los COPs; Páez-Osuna *et al.* (2002) llevaron a cabo un diagnóstico de la presencia de contaminantes orgánicos y metales pesados en bivalvos del Pacífico subtropical mexicano, desde Sonora hasta Jalisco; Botello coordinó un estudio integral sobre la calidad ambiental de la Bahía de Petacalco, Gro., debido a la presión ambiental ejercida por la central termoeléctrica Plutarco Elías Calles (Leyva-Cardoso *et al.*, 2003) y este mismo grupo de investigación ha desarrollado trabajos desde hace varios años en el estado de Veracruz y Tabasco para evaluar la presencia

de los COPs y metales pesados en diversos ecosistemas costeros de esa región. Noreña-Barroso *et al.* (2007) reportaron la variación temporal de COPs en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo a partir de 1996 y señalaron una tendencia hacia la disminución de estos xenobióticos evidenciando la efectividad de la estrategia de manejo ambiental utilizada para este fin. Rodas-Ortíz *et al.* (2008) encontraron una relación directa entre los niveles de benzo(a)pireno y hexaclorobenceno y el proceso de perturbación endocrina en los machos de las tilapias *Oreochromis niloticus* de Chiapas; este tipo de investigaciones es un ejemplo del impacto ecológico que tienen este tipo de COPs sobre la biota acuática expuesta.

I.3 PREGUNTAS E HIPÓTESIS

Las siguientes interrogantes fueron un planteamiento-guía para el desarrollo de esta investigación:

1. ¿Los COPs son un problema real en el ecosistema El Yucateco? ¿En qué magnitud?
2. ¿Cuál es la contribución de PEMEX en la presencia de COPs en este ecosistema?
3. ¿Las actividades agropecuarias han provocado un impacto sobre el ecosistema del Yucateco? ¿En qué medida?
4. ¿Los BPCs contribuyen de manera significativa en el riesgo ambiental del Yucateco?
5. ¿Cuál es la calidad ambiental del ecosistema El Yucateco?
6. La biota acuática comestible del Yucateco, ¿Representa un riesgo a la salud humana?
7. ¿Cómo ha sido la evolución de los COPs en este ambiente lagunar estuarino?

Las hipótesis asociadas a los cuestionamientos anteriores fueron:

1. Si las actividades humanas, principalmente las industriales, han existido desde hace más de 50 años en la región del Yucateco, se esperaría que los COPs fueran un problema real de gran magnitud.

2. Petróleos Mexicanos (PEMEX-PEP) ha sido el principal actor del desarrollo industrial en esta zona del Golfo de México, por lo que su contribución en el contenido de COPs en los ambientes acuáticos debe ser mayoritaria.
3. El desarrollo agropecuario en las inmediaciones de esta área costera es menor comparativamente con otro tipo de actividades antropogénicas, por lo tanto, el componente de agroquímicos en el grupo de los COPs debe ser menor.
4. Si los BPCs son compuestos relacionados con la industria petrolera, se debe observar un comportamiento similar al de los HAPs en este ecosistema acuático y al poseer propiedades tóxicas mayores, su sola presencia representa un riesgo para el ambiente donde existan.
5. La calidad ambiental derivada de la presencia de los diversos COPs evaluados, estará determinada por las concentraciones y el tipo de los compuestos que sean registrados. Es probable que a lo largo de este periodo, la calidad ambiental del sistema El Yucateco haya mejorado significativamente.
6. El riesgo a la salud humana estará en función del contenido de compuestos potencial o realmente tóxicos, esto es, de sus niveles, así como de la ingesta promedio que se haga del recurso pesquero. Se plantea el hecho de que el riesgo no exista o sea menor ya que la población humana que habita en el área del Yucateco tiene acceso a una diversidad de alimentos y no subsiste solamente de lo que provee la laguna.
7. Si las actividades de exploración, extracción y transporte de hidrocarburos han disminuido y prácticamente se han dejado de realizar en la zona del Yucateco, se esperaría que los COPs presenten una tendencia al decremento, evidentemente de forma gradual ya que requieren un periodo largo, en ocasiones de años, para su degradación natural en los ambientes acuáticos.

I.4 OBJETIVOS

General

El objetivo de este trabajo fue establecer el comportamiento integral de los COPs en un ambiente lagunar estuarino, sometido a presiones ambientales intensas derivadas de actividades antropogénicas durante más de cinco décadas y ser la base para la formulación de programas y acciones tendientes a la reducción, mitigación o rehabilitación del impacto ambiental provocado.

Específicos

1. Cuantificar los niveles de COPs (HAPs, BPCs y POCs) en agua, sedimentos superficiales, núcleos sedimentarios y biota durante dos épocas climáticas contrastantes: secas y lluvias, en un periodo de 10 años (1996-2007).
2. Determinar patrones de acumulación de los COPs registrados dentro del sistema lagunar estudiado utilizando datos geoquímicos como son textura, carbono orgánico y proporción isotópica del carbono en el compartimento sedimentario.
3. Establecer los orígenes de los COPs presentes en la laguna El Yucateco mediante el uso de marcadores moleculares e identificar las fuentes principales de donde provengan.
4. Estimar el riesgo ambiental derivado de la toxicidad intrínseca de los COPs presentes en los sedimentos costeros mediante el uso de criterios de calidad sedimentaria. Asimismo, conocer el impacto potencial sobre la salud humana debido al consumo de especies contaminadas por estos grupos de xenobióticos.

CAPÍTULO II. ÁREA DE ESTUDIO

El campo petrolero Cinco Presidentes comenzó su desarrollo a finales de la década de los cincuenta y su expansión se hizo en dos etapas: terrestre y lacustre; en el área lacustre se hicieron dragados en los pantanos (41 drenes) los cuales alteraron de forma muy importante la hidrología natural de la región inundable y las áreas de manglar. La actividad petrolera en este campo ha disminuido, ya que desde 1994 de un total de 321 pozos, estaban en producción solamente 59 en la zona terrestre y 9 en el área lacustre (Comisión Interinstitucional para el Medio Ambiente y el Desarrollo Social, CIMADES, 1997).

El sistema lagunar El Yucateco se localiza al noroeste del estado de Tabasco, entre los municipios de Huimanguillo y Cárdenas en las coordenadas 18°13'36" N y 94°10'36" O (Fig. 1), en el área de influencia de los campos petroleros Cinco Presidentes y La Venta Norte, los cuales corresponden al Activo Cinco Presidentes bajo la responsabilidad de Petróleos Mexicanos. Corresponde a la región hidrológica Coatzacoalcos 29 y a la cuenca del río Tonalá, laguna del Carmen y Machona 29A, específicamente a la subcuenca intermedia del río Tonalá 29Ad. Tiene una extensión de aproximadamente 270 ha, con una vasta red de canales (alrededor de 33 km) construidos por PEMEX en los años sesenta con una superficie de alrededor de 130 ha y drenan un volumen considerable de agua dulce a la laguna proveniente de los escurrimientos de las tierras aledañas inundables que circundan la zona; el río Chicozapote es el caudal principal que bordea el norte del cuerpo lagunar y provee la carga de material sedimentario todo el año. El padrón más reciente reporta 437 pozos petroleros, siete baterías de separación, tres estaciones de compresoras y una planta de inyección de agua; además de la presencia de una densa red de ductos con la finalidad de transportar petróleo y gas hacia la Unidad Petroquímica La Venta (Palma-López, 1999). El tiempo de residencia de la masa de agua en el cuerpo lagunar se ha estimado en 50.5 días, el flujo neto sale de la laguna la cual se comporta como un sistema exportador de nutrientes, dominando la desnitrificación y el metabolismo heterótrofo (Flores-Baca, 2010).

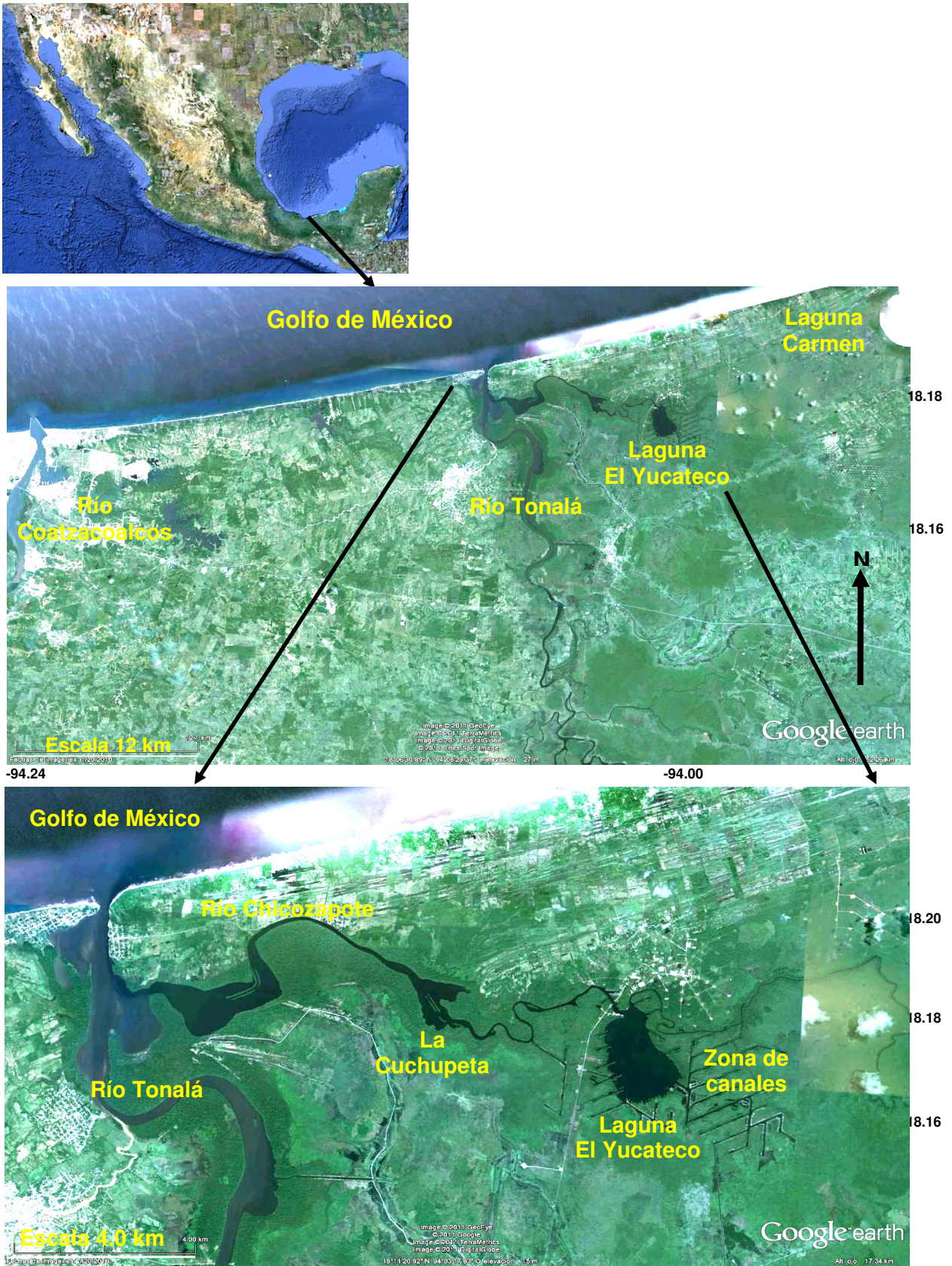


Figura 1. Localización de la laguna El Yucateco, Tabasco, México.

El material litológico en la región es palustre y de aluvión; los suelos predominantes son gleysol éutrico y gleysol vértico, con un contenido de materia orgánica de rico a moderado y un pH que varía de ligeramente ácido a ligeramente alcalino; en estos suelos existen grandes extensiones de pastizales de zacate alemán y vegetación hidrófila. El clima es de tipo Am(F) cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, una temperatura ambiente entre 25.8 y 27.8°C y la precipitación pluvial fluctúa entre 43.3 y 400 mm. La vegetación que bordea la laguna está representada principalmente por manglar, con la presencia de mangle rojo, blanco y negro, además de la asociada a pantanos como los tulares, popales y otros; la asociación cocotero-pastizal existe en aquellos sitios de la ribera donde se hicieron dragados por las actividades petroleras.

Las actividades humanas principales en las que basan su sostén las comunidades de la región son: agricultura, ganadería, forestal y pesca; el cultivo que mayor superficie ocupa es el cocotero, existiendo en menor grado los pastizales y frutales como el mango, los cítricos, el aguacate y la pimienta; en menor escala, se cría ganado bovino, cebú en particular, equinos, caprinos y se practica la avicultura a nivel de traspatios. La pesca se realiza de manera artesanal contando con una agrupación de pescadores integrada por 25-30 socios quienes capturan diversas especies de peces, principalmente mojarras, robalos, bagres y crustáceos como jaibas (CIMADES, 1997).

CAPÍTULO III. METODOLOGÍAS

Se analizó el contenido de COPs en el agua, los sedimentos superficiales y la biota de la laguna El Yucateco desde 1996 hasta 2007, en las dos épocas climáticas contrastantes de la región, secas y lluvias; además, se colectaron cuatro núcleos sedimentarios en sitios diferentes del ecosistema estuarino. Se realizó una colecta extraordinaria en diciembre de 2007 debido a que ocurrió un evento hidrometeorológico extremo en el estado de Tabasco (CEPAL, 2008; Senado de la República, 2008) y se consideró evaluar el impacto de esta eventualidad sobre el ecosistema en estudio.

III.1. Colecta de campo

Se estableció una red fija de estaciones, originalmente abarcó siete sitios (1996) y se incrementó a 12 a partir de septiembre de 2005 debido a la tendencia que mostraron los datos de la influencia marina sobre el ecosistema lagunar, así como la existencia de una zona anómala con gran acumulación orgánica hacia el este del área de estudio y una perturbación central derivada de la presencia de estructuras relacionadas directamente con la empresa petrolera mexicana; las estaciones de colecta de agua y sedimentos, se ubicaron en los diversos microambientes del área de estudio y se consideraron los factores ambientales primordiales que existen en la laguna, principalmente áreas lénticas, descargas fluviales permanentes, penetración de la marea, vórtices, estaciones de bombeo (Fig. 2); en el Cuadro 1 se presenta la información correspondiente a las coordenadas geográficas de los sitios de muestreo, así como las fechas correspondientes a las colectas realizadas y los rasgos más sobresalientes.

El agua se colectó subsuperficial, aproximadamente 30-40 cm debajo de la superficie e *in situ*, se cambió a fase hexánica para inmovilizar los compuestos hidrofóbicos de interés, se congeló hasta su análisis en el laboratorio. Con ayuda de una draga van Veen, se obtuvieron aproximadamente 10 cm de sedimentos superficiales del sitio de interés, se colocaron en frascos de vidrio previamente lavados y tratados, se congelaron hasta su análisis en el laboratorio. Los núcleos sedimentarios fueron obtenidos

utilizando un nucleador manual de metal con una camisa de acrílico, se mantuvieron fríos, a 4°C para su transporte, se congelaron en el laboratorio y fueron seccionados con un cortador de acero inoxidable en estratos de 6-10 cm (Calva *et al.*, 2005); se procesaron de forma similar a los sedimentos superficiales. Se tomó como referencia la tasa de sedimentación de 1.5 cm a^{-1} , reportada para otras lagunas costeras de Tabasco (Galavíz-Solís *et al.*, 1987), que comparten características geomorfológicas e hidrodinámicas con El Yucateco; con este dato, se hizo una estimación aproximada de las equivalencias temporales de los diferentes estratos que conformaron las cuatro columnas sedimentarias evaluadas, las cuales se utilizaron en el análisis de resultados y la discusión de los mismos (Cuadro 2).

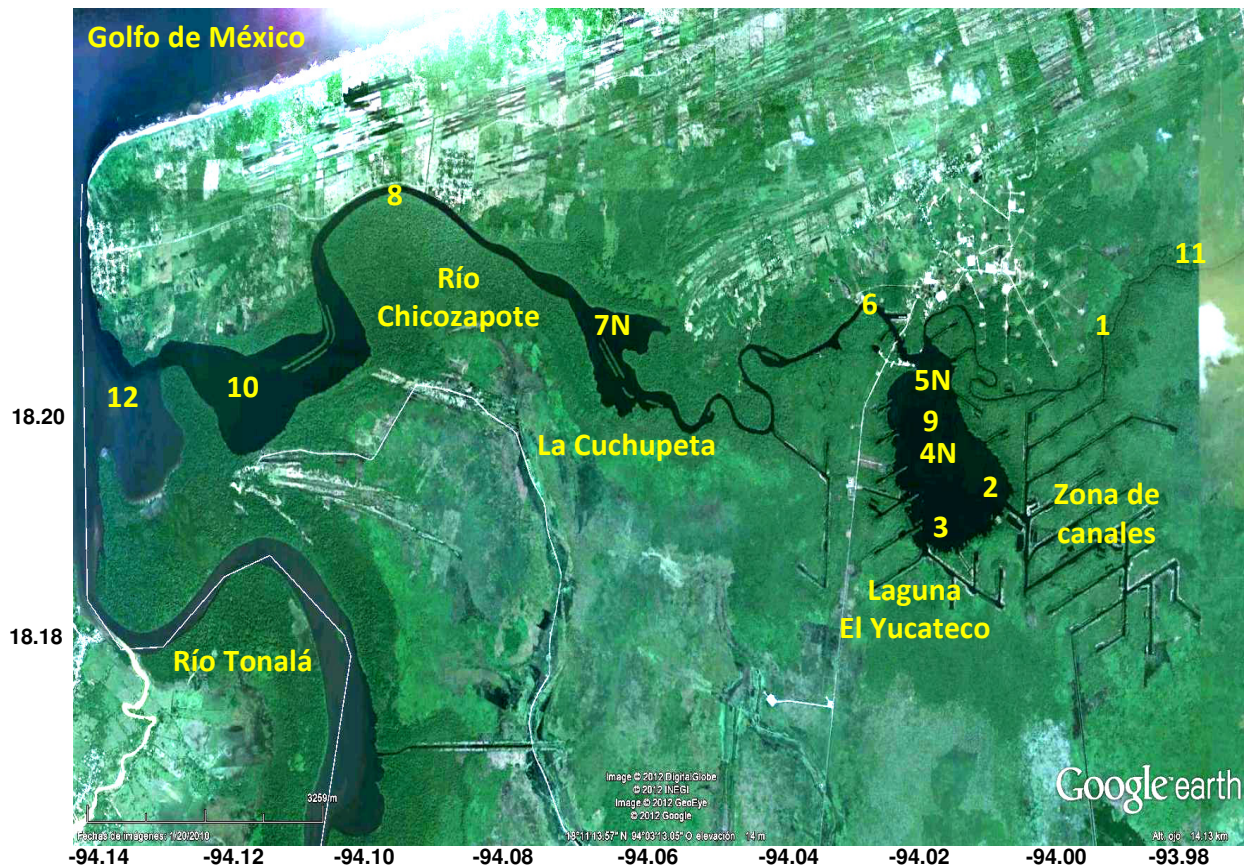


Figura 2. Localización de los sitios de colecta de agua, sedimentos superficiales y núcleos en la laguna El Yucateco, Tab.

Cuadro 1. Coordenadas geográficas, características principales de los sitios de colecta de agua, sedimentos y núcleos, épocas de muestreo, parámetros evaluados y matriz analizada en la laguna El Yucateco, Tab.

Estación	Características Principales	Latitud	Longitud
1	Área léntica, abundantes restos vegetales	18° 11.46 N	93° 59.44 O
2	Vórtices	18° 10.45 N	94° 00.35 O
3	Vórtices	18° 10.45 N	94° 01.18 O
4	Zona central lagunar; cabezal de ducto	18° 11.08 N	94° 00.58 O
5	Zona estuarina	18° 11.42 N	94° 01.07 O
6	Caudal del río Chicozapote	18° 11.42 N	94° 01.20 O
7	Área de influencia mareal	18° 11.49 N	94° 03.48 O
8	Área de influencia mareal	18° 12.30 N	94° 04.54 O
9	Zona central lagunar	18° 11.27 N	94° 01.05 O
10	Área de influencia mareal	18° 11.34 N	94° 06.54 O
11	Área léntica, abundantes restos vegetales	18° 12.04 N	93° 59.28 O
12	Área de referencia con mayor influencia marina	18° 11.37 N	94° 07.37 O

Épocas de colecta	Parámetros evaluados	Matriz analizada
Junio 1996	MO, HAPs, POCs	Agua, sedimentos
Febrero 1998	HAPs	Núcleos
Abril 2001	MO, HAPs, POCs, BPCs	Sedimentos
Agosto 2001	HAPs, POCs, BPCs	Sedimentos
Mayo 2003	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Septiembre 2003	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Junio 2004	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Septiembre 2004	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Abril 2005	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, núcleos, organismos
Septiembre 2005	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Marzo 2006	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Agosto 2006	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Marzo 2007	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Agosto 2007	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos
Diciembre 07	MO, HAPs, POCs, BPCs	Agua, sedimentos, organismos

Cuadro 2. Núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Estratos, dimensiones, periodo comprendido.

Estrato	cm	Años	Periodo
Núcleo 98-E4			
1	0-10	0-7	1998-1991
2	10-16	7-11	1991-1987
3	16-22	11-15	1987-1983
4	22-28	15-19	1983-1979
5	28-34	19-23	1979-1975
6	34-40	23-27	1975-1971
7	40-48	27-32	1971-1966
8	48-56	32-37	1966-1961
9	56-61	37-40	1961-1958
Núcleo 98-E5			
1	0-10	0-7	1998-1991
2	10-20	7-14	1991-1984
3	20-30	14-21	1984-1977
4	30-37	21-26	1977-1972
5	37-47	26-33	1972-1965
6	47-57	33-40	1965-1958
7	57-67	40-47	1958-1951
8	67-77	47-54	1951-1944
9	77-87	54-61	1944-1937
10	87-99	61-69	1937-1929
Núcleo 05-E5			
1	0-8.6	0-6	2005-1999
2	8.6-17.2	6-12	1999-1993
3	17.2-25.8	12-18	1993-1987
4	25.8-34.4	18-24	1987-1981
5	34.4-43.0	24-30	1981-1975
Núcleo 05-E7			
1	0-8.5	0-6	2005-1999
2	8.5-17.0	6-12	1999-1993
3	17.0-25.5	12-18	1993-1987
4	25.5-34.0	18-24	1987-1981
5	34.0-42.5	24-30	1981-1975
6	42.5-51.0	30-36	1975-1969
7	51.0-59.5	36-42	1969-1963

Para obtener las muestras biológicas, se contó con el apoyo de los pescadores locales y la captura se realizó mediante el uso de diferentes artes de pesca como atarraya, chinchorro o trampas. Los organismos provinieron de sitios diferentes que pueden coincidir o no a lo largo de los años de estudio; la biota analizada estuvo formada por peces de la clase Actinopterygii, con organismos pertenecientes a cinco órdenes y nueve familias taxonómicas; mientras que los crustáceos correspondieron a la clase Malacostraca, orden Decapoda y familia Portunidae.

En el Cuadro 3 se presenta la relación de las especies analizadas durante las capturas pesqueras de 1997 y de 2003 a 2007, con sus hábitos alimenticios dominantes. Se procesaron 170 muestras, de las cuales, 165 pertenecieron a 14 especies de peces y cinco fueron de tres especies de crustáceos. La mayoría de las muestras biológicas de peces correspondieron al grupo de las mojarras; además, existieron organismos propios de la región como el pejelagarto, especies indicadoras de calidad ambiental como los sábalos y la mayoría de ellos fueron de consumo local y regional.

Cuadro 3. Relación de las especies de peces y crustáceos evaluadas en la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.

Especie	Nombre Común	Clase	Orden	Familia	Hábito alimenticio dominante	Fecha de Colecta
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	Mojarra prieta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Junio, 1997
<i>Cichlasoma friedrichsthalii</i>	Mojarra	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Junio, 1997
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Junio, 1997
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	Actinopterygii	Elopiformes	Megalopidae	Carnívoro	Junio, 1997
<i>Callinectes rathbunae</i>	Jaiba	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	Carnívoro	Junio, 1997
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Septiembre, 2003
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Septiembre, 2003
<i>Mugil curema</i>	Liseta	Actinopterygii	Mugiliforme	Mugilidae	Herbívoro	Septiembre, 2003
					Detritívoro	
<i>Caranx latus</i>	Jurel	Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	Carnívoro	Septiembre, 2003
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra blanca	Actinopterygii	Perciformes	Gerridae	Carnívoro	Septiembre, 2003
<i>Pomadasys sp.</i>	Ronco	Actinopterygii	Perciformes	Haemulidae	Carnívoro	Septiembre, 2003
<i>Callinectes similis</i>	Jaiba azul	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	Carnívoro	Septiembre, 2003
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Junio, 2004
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Junio, 2004
<i>Mugil curema</i>	Liseta	Actinopterygii	Mugiliforme	Mugilidae	Herbívoro	Junio, 2004
					Detritívoro	
<i>Oligoplites saurus</i>	Chaqueta	Actinopterygii	Perciformes	Carangidae	Carnívoro	Junio, 2004
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	Actinopterygii	Elopiformes	Megalopidae	Carnívoro	Junio, 2004
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Septiembre, 2004
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Septiembre, 2004
<i>Mugil curema</i>	Liseta	Actinopterygii	Mugiliforme	Mugilidae	Herbívoro	Septiembre, 2004
					Detritívoro	
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Abril, 2005
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Abril, 2005
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Abril, 2005
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Septiembre, 2005
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Septiembre, 2005
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Septiembre, 2005
<i>Atractosteus tropicus</i>	Pejelagarto	Actinopterygii	Lepisosteiformes	Lepisosteidae	Carnívoro	Septiembre, 2005
<i>Ariopsis felis</i>	Bagre	Actinopterygii	Siluriformes	Ariidae	Carnívoro	Septiembre, 2005
<i>Callinectes sapidus</i>	Jaiba azul	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	Carnívoro	Septiembre, 2005
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Marzo, 2006
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Marzo, 2006
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Marzo, 2006
<i>Ariopsis felis</i>	Bagre	Actinopterygii	Siluriformes	Ariidae	Carnívoro	Marzo, 2006
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	Actinopterygii	Elopiformes	Megalopidae	Carnívoro	Marzo, 2006
<i>Mugil cephalus</i>	Liseta	Actinopterygii	Mugiliforme	Mugilidae	Herbívoro	Marzo, 2006
					Detritívoro	
<i>Callinectes sapidus</i>	Jaiba azul	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	Carnívoro	Marzo, 2006
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Agosto, 2006
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Agosto, 2006
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Agosto, 2006
<i>Atractosteus tropicus</i>	Pejelagarto	Actinopterygii	Lepisosteiformes	Lepisosteidae	Carnívoro	Agosto, 2006
<i>Mugil curema</i>	Liseta	Actinopterygii	Mugiliforme	Mugilidae	Herbívoro	Agosto, 2006
					Detritívoro	
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Marzo, 2007
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Marzo, 2007
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Marzo, 2007
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	Actinopterygii	Elopiformes	Megalopidae	Carnívoro	Marzo, 2007
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Ariopsis felis</i>	Bagre	Actinopterygii	Siluriformes	Ariidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	Actinopterygii	Elopiformes	Megalopidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Mugil cephalus</i>	Liseta	Actinopterygii	Mugiliforme	Mugilidae	Herbívoro	Agosto, 2007
					Detritívoro	
<i>Atractosteus tropicus</i>	Pejelagarto	Actinopterygii	Lepisosteiformes	Lepisosteidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Callinectes sapidus</i>	Jaiba azul	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	Carnívoro	Agosto, 2007
<i>Cichlasoma pearsei</i>	Mojarra pinta	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Diciembre, 2007
<i>Cichlasoma octofasciatum</i>	Mojarra castarrica	Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Carnívoro	Diciembre, 2007
<i>Centropomus pectinatus</i>	Robalo	Actinopterygii	Perciformes	Centropomidae	Carnívoro	Diciembre, 2007
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	Actinopterygii	Elopiformes	Megalopidae	Carnívoro	Diciembre, 2007
<i>Atractosteus tropicus</i>	Pejelagarto	Actinopterygii	Lepisosteiformes	Lepisosteidae	Carnívoro	Diciembre, 2007

III.2. Análisis de laboratorio

Se presentan los diagramas de las técnicas utilizadas para el análisis de HAPs en muestras ambientales costeras y marinas de agua (Fig. 3), sedimentos (Fig. 4) y biota (Fig. 5).

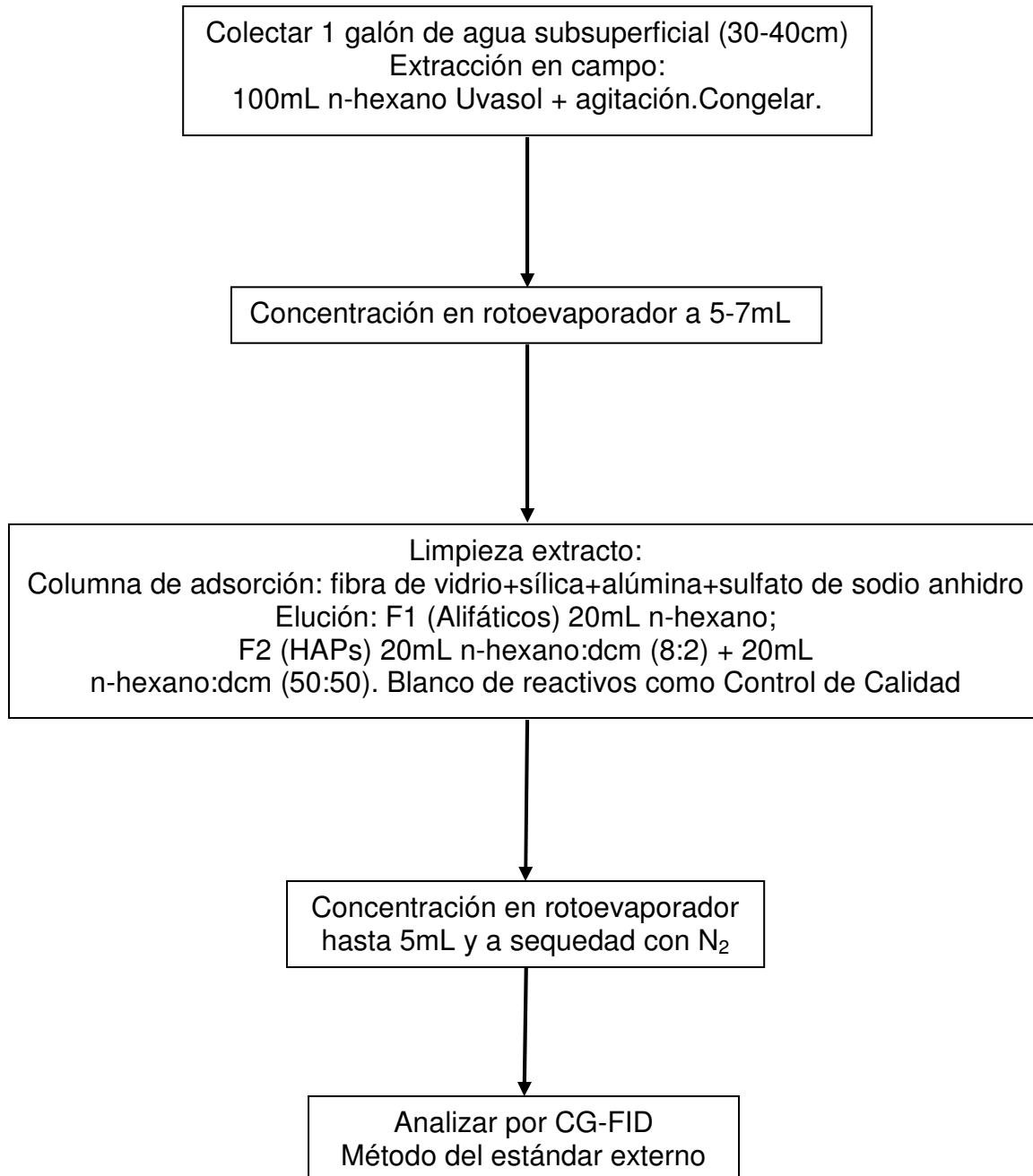


Figura 3. Metodología para el análisis de hidrocarburos del petróleo en agua costera y marina (UNESCO, 1976; Keith, 1991).

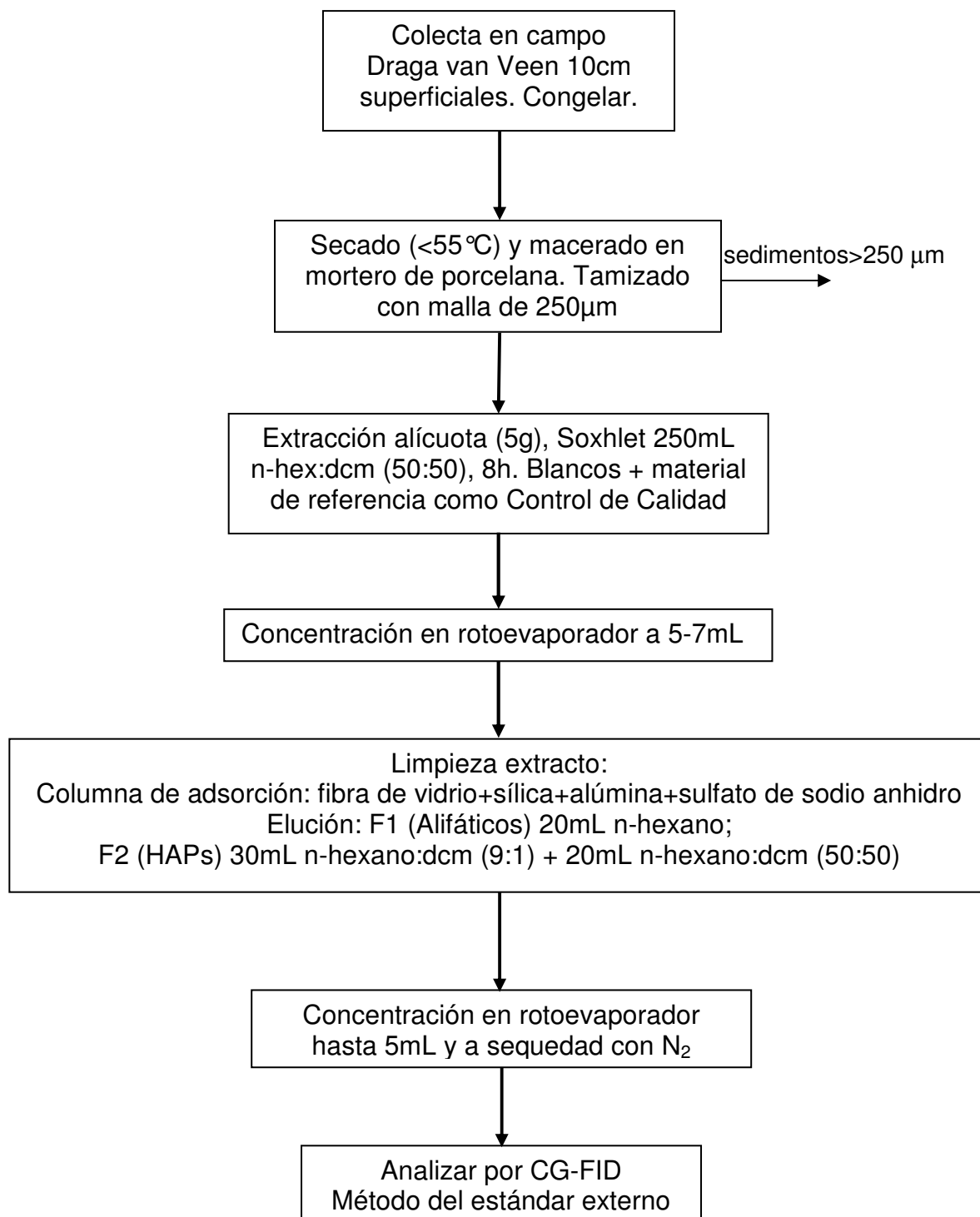


Figura 4. Metodología para el análisis de hidrocarburos del petróleo en sedimentos superficiales costeros y marinos (UNEP/IOC/IAEA, 1992).

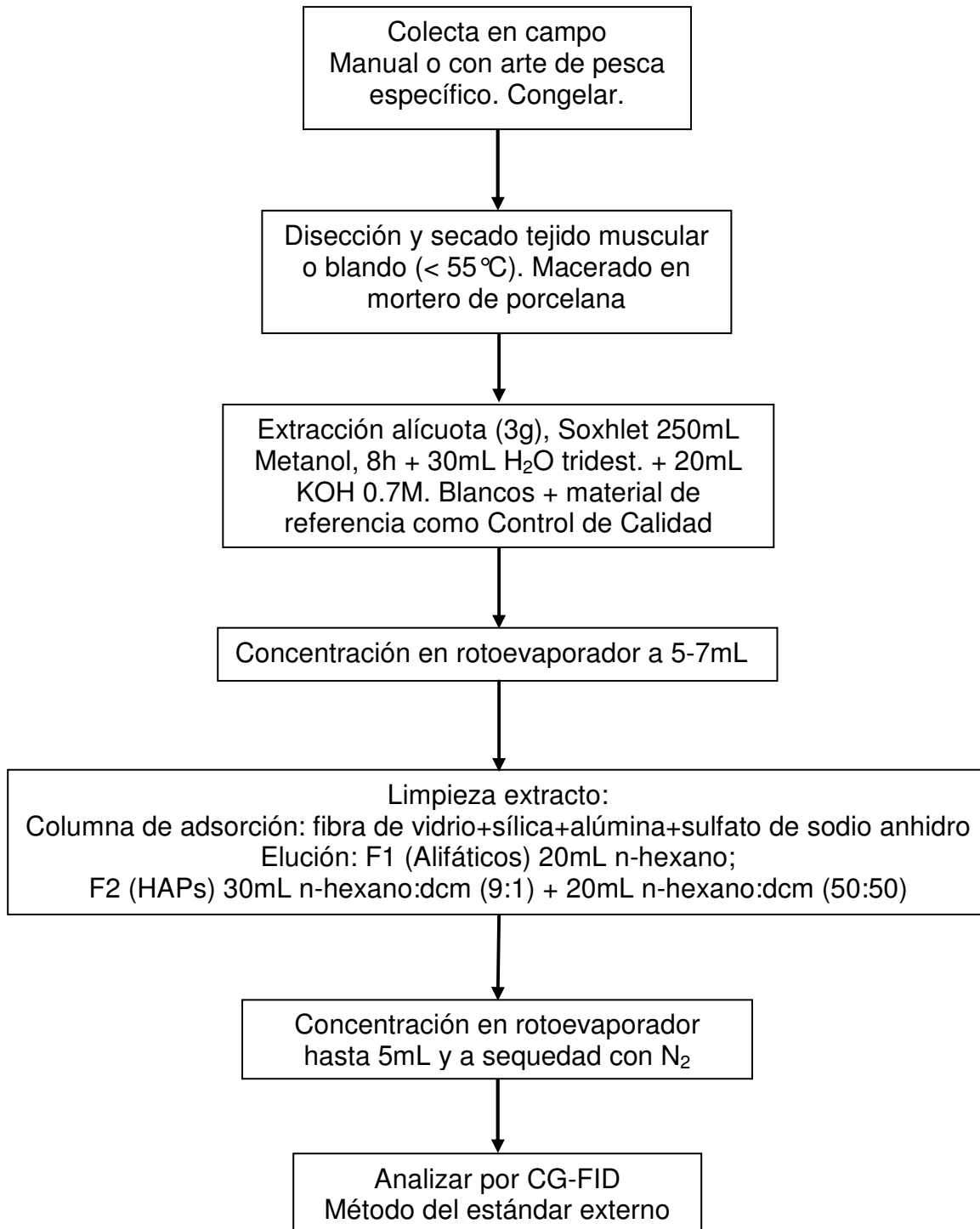


Figura 5. Metodología para el análisis de hidrocarburos del petróleo en organismos costeros y marinos (UNEP/FAO/IOC/IAEA, 1993).

Para el análisis encaminado a identificar y cuantificar los POCs y los BPCs, se utilizaron los métodos siguientes para agua subsuperficial (Fig. 6), sedimentos (Fig. 7) y biota (Fig. 8):

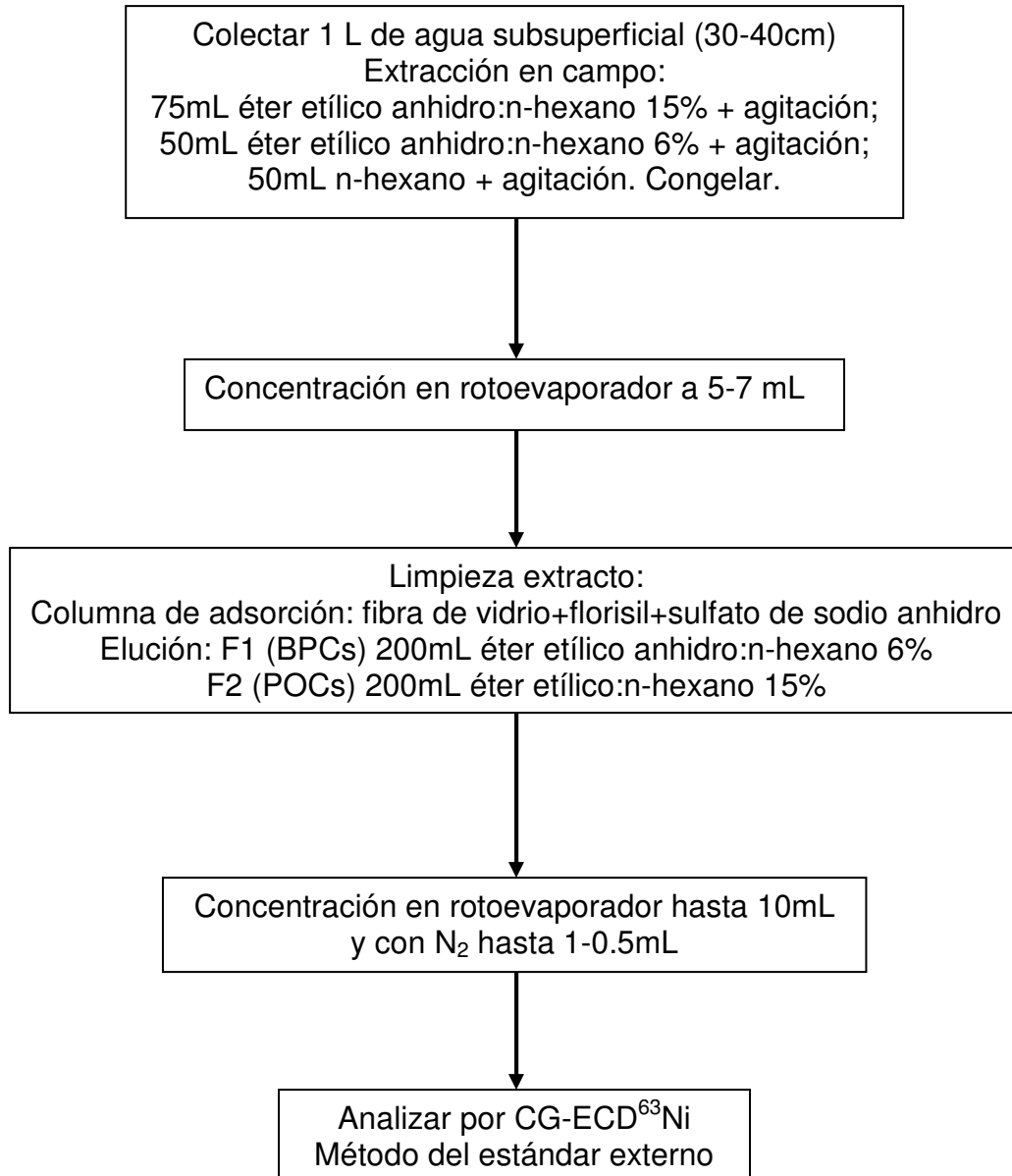


Figura 6. Metodología para el análisis de plaguicidas organoclorados (POCs) y bifenilos policlorados (BPCs) en aguas naturales (USEPA, 1979 modificado por CIOH, 1982).

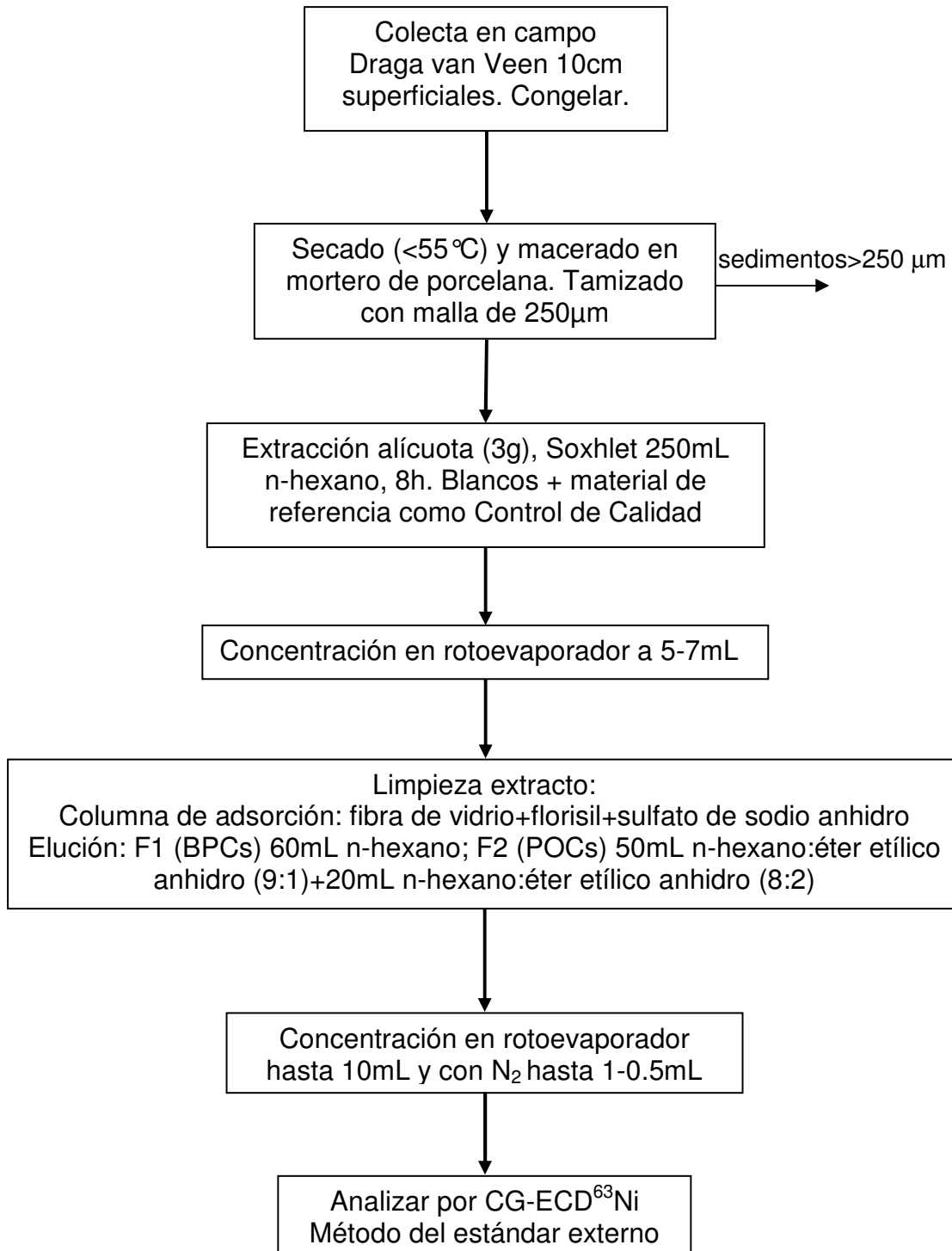


Figura 7. Metodología para el análisis de plaguicidas organoclorados (POCs) y bifenilos policlorados (BPCs) en sedimentos costeros y marinos (UNEP/IAEA, 1982).

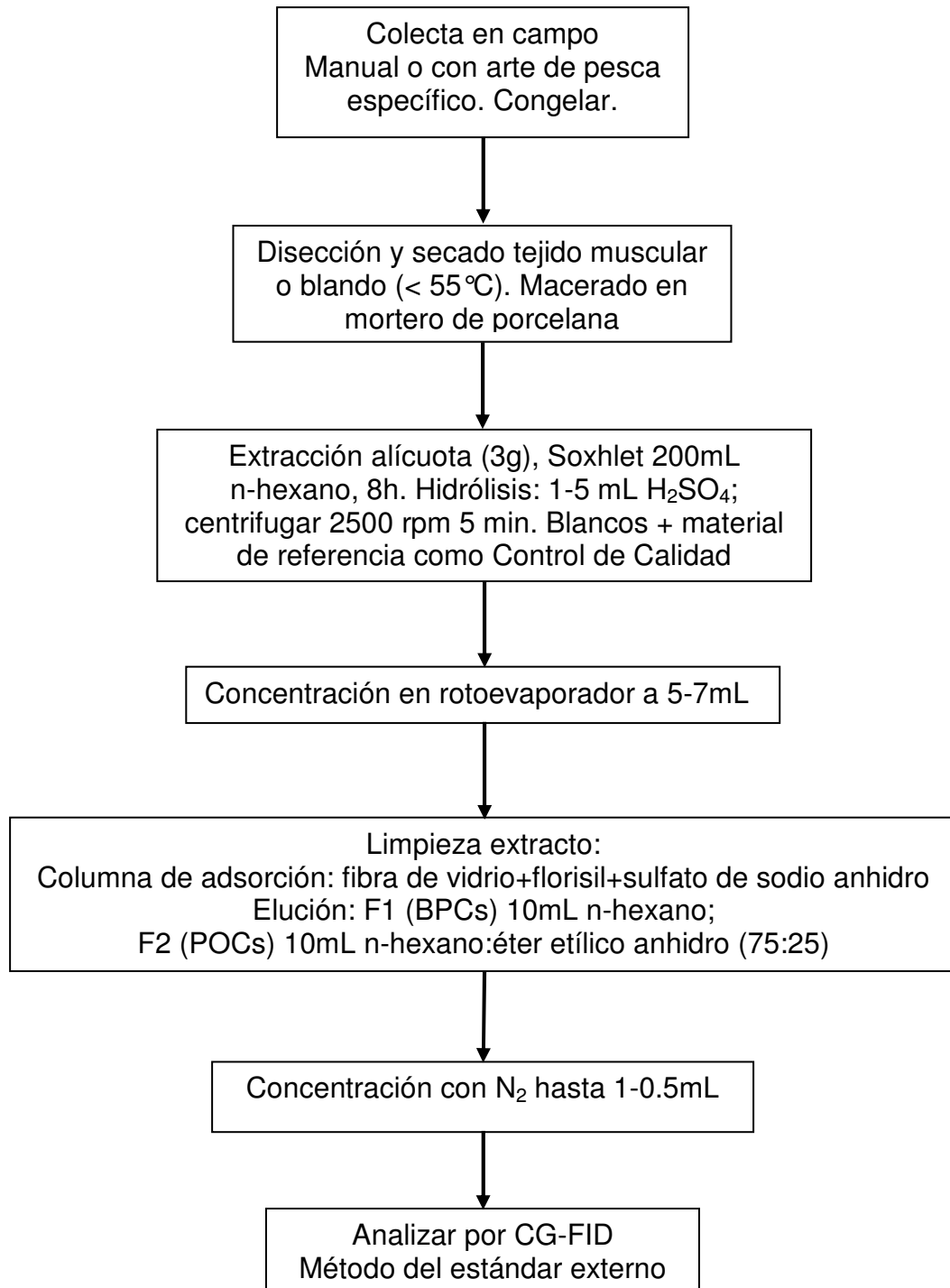


Figura 8. Metodología para el análisis de plaguicidas organoclorados (POCs) y bifenilos policlorados (BPCs) en organismos costeros y marinos (UNEP/FAO/IOC/IAEA. 1986).

Los métodos analíticos utilizados para el análisis de los COPs han sido los propuestos por la Agencia Internacional de Energía Atómica, (IAEA, por sus siglas en inglés), ya que son técnicas estandarizadas y probadas a nivel internacional; además, el Laboratorio de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, está certificado por dicha entidad científica (IAEA-142, 1996; IAEA-417, 2002; IAEA-432, 2004).

III.2.1 Análisis Cromatográfico y Control de Calidad

Para el análisis cromatográfico de HAPs se utilizó un cromatógrafo de gases marca Hewlett Packard modelo 5890 Serie II equipado con detector de ionización de llama (FID) equipado con una columna capilar HP-5 (fenil-metil silicona al 5%) con dimensiones de 30 m de longitud x 0.25 mm de diámetro interno x 0.25 μm de grosor de capa. Se usó helio como gas acarreador con un flujo de 1 mLmin^{-1} ; los gases del detector fueron hidrógeno, aire ultrapuro y nitrógeno en flujos de 10, 300 y 30 mLmin^{-1} respectivamente. Las condiciones del análisis cromatográfico fueron las siguientes: la temperatura del horno se programó de 90°C a 300°C con tres incrementos térmicos (18°C min^{-1} hasta 212°C; 12°C min^{-1} hasta 270°C; 1.5°C min^{-1} hasta 300°C); la temperatura del inyector y del detector fue de 320°C.

Los 16 HAPs considerados como contaminantes prioritarios evaluados fueron: Naftaleno (NAF), Acenaftileno (ACE), Acenafteno (ACEN), Fluoreno (FL), Fenantreno (FEN), Antraceno (ANT), Fluoranteno (FLU), Pireno (PIR), Benzo(a)antraceno (BaA), Criseno (CRI), Benzo(b)fluoranteno (BbF), Benzo(k)fluoranteno (BkF), Benzo(a)pireno (BaP), Indeno(1,2,3-c,d)pireno (IP), Dibenzo(a,h)antraceno (DahA), Benzo(g,h,i)perileno (BghiP) (Fig. 9).

El análisis cromatográfico de organoclorados se realizó con un cromatógrafo de gases marca Hewlett Packard modelo 6890 equipado con detector de captura de electrones (ECD- ^{63}Ni); se utilizó una columna capilar HP-5 (fenil-metil silicona al 5%) con dimensiones de 30 m de longitud x 0.25 mm de diámetro interno x 0.25 μm de grosor de

capa; el helio fue el gas acarreador con un flujo de 1 mLmin⁻¹ y el nitrógeno se usó como auxiliar con un flujo de 30 mLmin⁻¹.

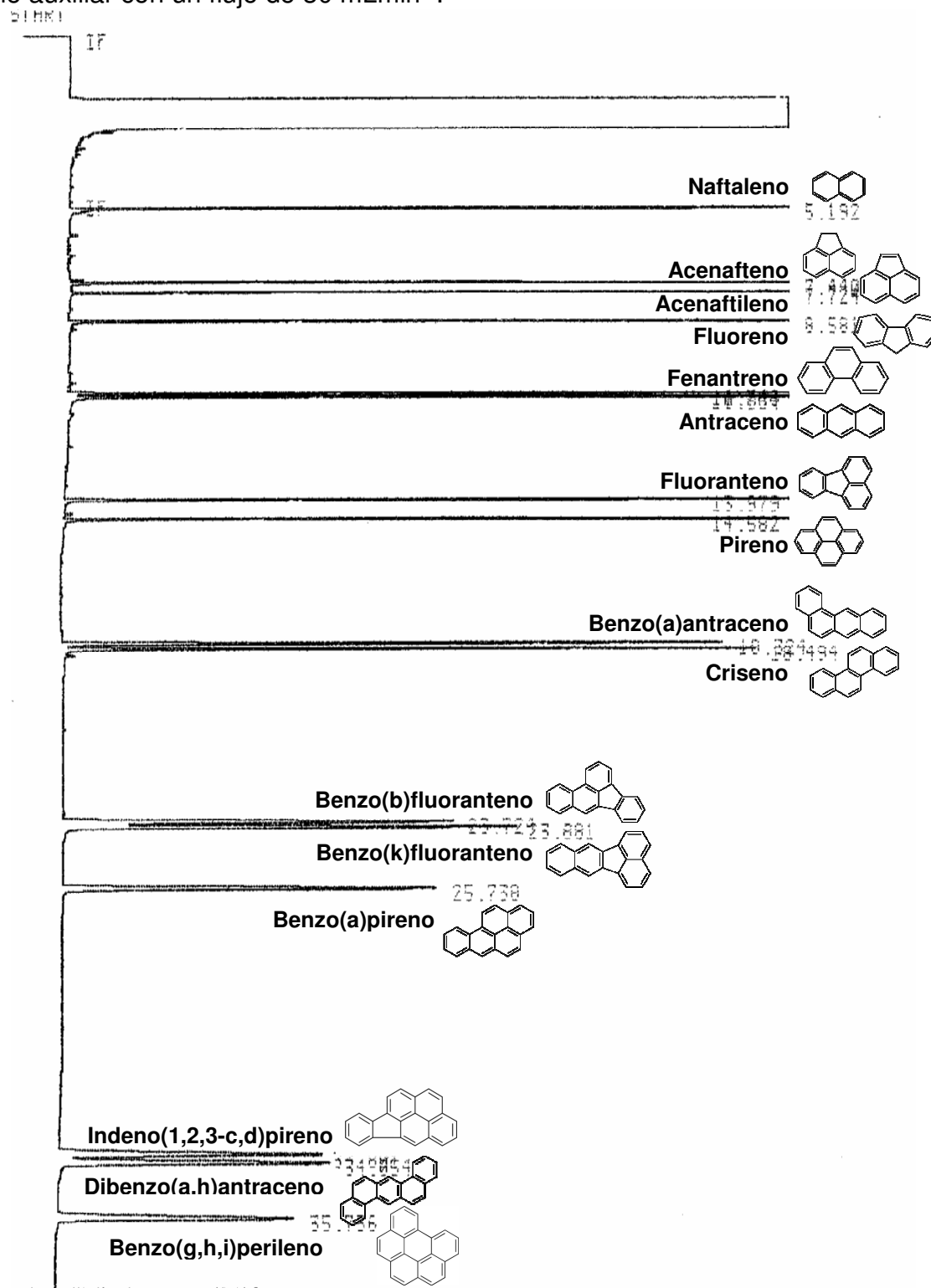


Figura 9. Cromatograma de los 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) identificados por cromatografía de gases-FID.

Las condiciones de análisis cromatográfico fueron las siguientes: la temperatura del horno se programó de 90°C a 270°C con tres incrementos (30°Cmin⁻¹ hasta 200°C; 2°Cmin⁻¹ hasta 235°C; 20°Cmin⁻¹ hasta 300°C), con una temperatura del inyector de 260°C y del detector de 320°C.

Los siete congéneres individuales de bifenilos policlorados, en orden creciente del grado de cloración, fueron: CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180 (Fig. 10). Los 16 plaguicidas organoclorados analizados fueron: alfa-HCH (α -HCH), beta-HCH (β -HCH), gamma-HCH (γ -HCH), delta-HCH (δ -HCH), *p,p'*-DDT (DDT), *p,p'*-DDD (DDD), *p,p'*-DDE (DDE), Heptacloro (HEP), Epóxido de heptacloro (EHEP), Aldrín (AL), Dieldrín (DL), Endrín (EN), Endrín aldehído (ENA), Endosulfán I (E1), Endosulfán II (E2), Sulfato de endosulfán (SEN) (Fig. 11).

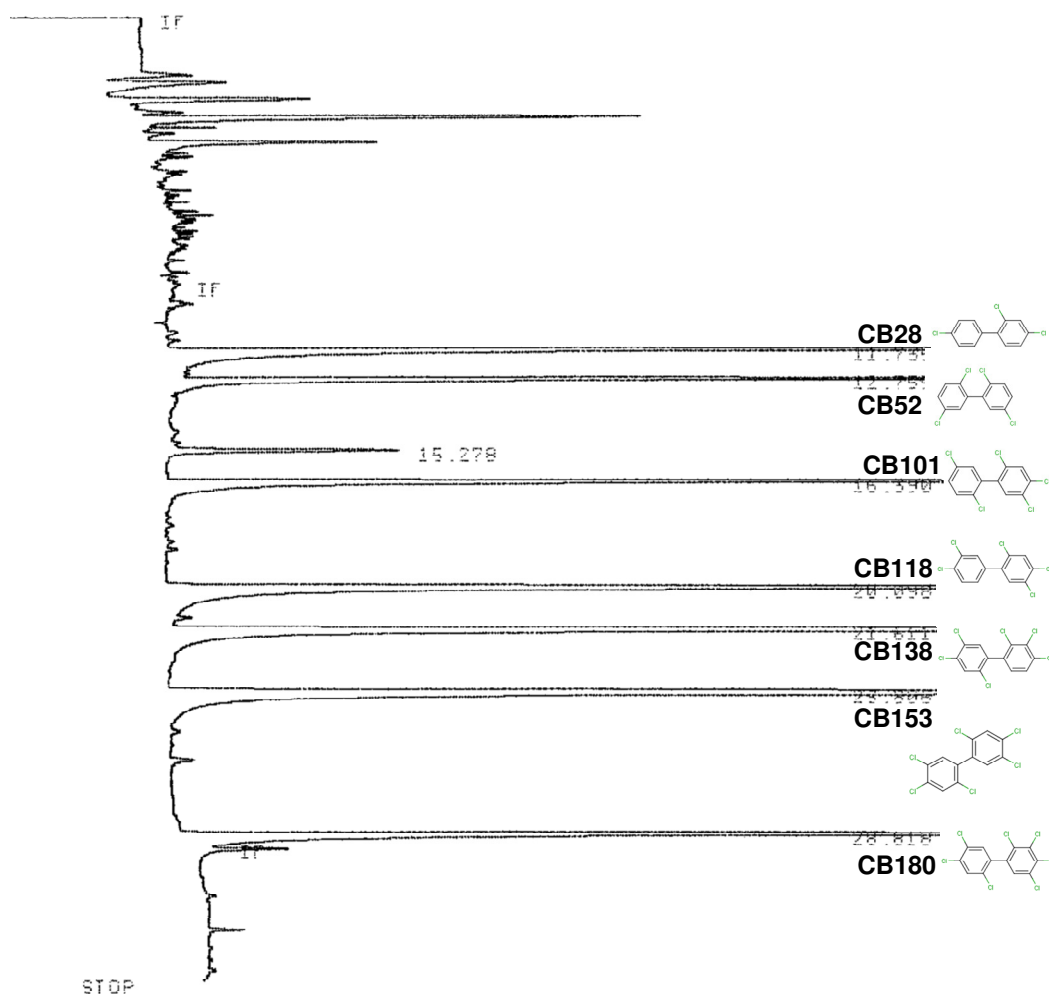


Figura 10. Cromatograma de los siete bifenilos policlorados (BPCs) identificados por cromatografía de gases-ECD.

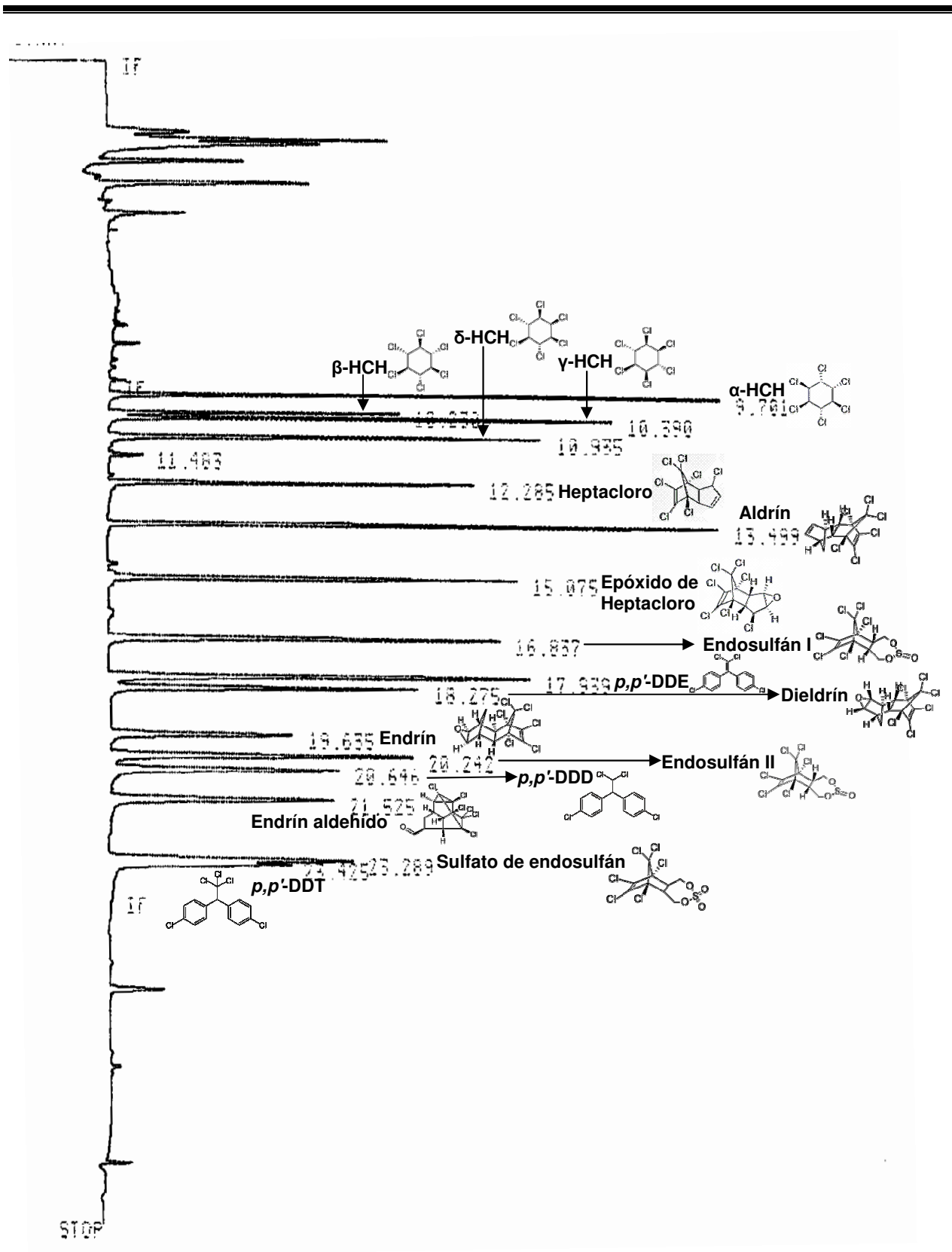


Figura 11. Cromatograma de los 16 plaguicidas organoclorados (POCs) identificados por cromatografía de gases-ECD.

Como control de calidad analítico se analizaron blancos de reactivos, materiales de referencia, sedimentarios y biológicos, curvas de calibración para hidrocarburos y organoclorados. En los Cuadros 4 y 5 se presentan los parámetros del control de calidad obtenidos para el análisis de COPs en sedimentos.

Cuadro 4. Límites de detección (LMD), de cuantificación (LMC), coeficiente de variación (CV), curva de calibración y porcentaje de recuperación de los COPs evaluados.

Compuesto	Abreviatura	LMD (μgg^{-1})	LMC (μgg^{-1})	CV (%)	Curva de calibración ($r, p < 0.05$)	Recuperación (%)
HAPs						
Naftaleno	NAF	0.01	0.02	4	0.9932	82
Acenaftileno	ACE	0.01	0.02	11	0.9926	97
Acenafteno	ACEN	0.01	0.02	7	0.9927	98
Fluoreno	FL	0.01	0.02	9	0.9926	97
Fenantreno	FEN	0.01	0.02	18	0.9886	100
Antraceno	ANT	0.01	0.01	11	0.9886	100
Fluoranteno	FLU	0.01	0.01	14	0.9917	100
Pireno	PIR	0.01	0.01	8	0.9903	100
Benzo(a)antraceno	BaA	0.01	0.02	14	0.9810	100
Criseno	CRI	0.01	0.02	17	0.9878	100
Benzo(b)fluoranteno	BbF	0.01	0.01	14	0.9859	98
Benzo(k)fluoranteno	BkF	0.01	0.01	15	0.9854	97
Benzo(a)pireno	BaP	0.01	0.02	16	0.9854	100
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	IP	0.01	0.02	17	0.9895	101
Dibenzo(a,h)antraceno	DahA	0.01	0.02	16	0.9890	99
Benzo(g,h,i)perileno	BghiP	0.01	0.02	16	0.9895	102
BPCs						
		LMD (ngg^{-1})	LMC (ngg^{-1})			
CB28	CB28	0.01	0.02	6	0.9956	99
CB52	CB52	0.01	0.02	5	0.9973	99
CB101	CB101	0.01	0.01	7	0.9932	100
CB118	CB118	0.01	0.01	9	0.9928	100
CB138	CB138	0.01	0.01	11	0.9925	100
CB153	CB153	0.01	0.01	13	0.9913	101
CB180	CB180	0.01	0.01	13	0.9911	102
POCs						
Alfa-HCH	α -HCH	0.01	0.01	10	0.9989	98
Beta-HCH	β -HCH	0.01	0.01	11	0.9987	99
Gamma-HCH	γ -HCH	0.01	0.01	10	0.9993	99
Delta-HCH	δ -HCH	0.01	0.01	10	0.9995	97
<i>p,p'</i> -DDT	DDT	0.01	0.01	15	0.9912	95
<i>p,p'</i> -DDD	DDD	0.01	0.02	14	0.9902	93
<i>p,p'</i> -DDE	DDE	0.01	0.02	14	0.9901	91
Heptacloro	HEP	0.01	0.01	7	0.9988	100
Époxido de heptacloro	EHEP	0.01	0.01	8	0.9992	98
Aldrín	AL	0.01	0.02	12	0.9896	92
Dieldrín	DL	0.01	0.02	13	0.9899	91
Endrín	EN	0.01	0.02	13	0.9889	93
Endrín aldehído	ENA	0.01	0.02	13	0.9894	90
Endosulfán I	E1	0.01	0.01	6	0.9996	100
Endosulfán II	E2	0.01	0.01	6	0.9987	100
Sulfato de endosulfán	SEN	0.01	0.01	8	0.9988	101

Cuadro 5. Material de referencia sedimentario IAEA-417 para HAPs, IAEA-432 para POCs. Valores en μgg^{-1} para HAPs y en ngg^{-1} para POCs peso seco.

HAPs	^a LCM-ICMYL, UNAM		IAEA-417	
	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
Naftaleno	0.10	0.09	0.150	0.110
Acenaftileno	*	*	0.042	0.035
Acenafteno	0.11	0.04	0.180	0.062
Fluoreno	0.19	0.07	0.230	0.110
Fenantreno	3.75	1.25	3.900	1.500
Antraceno	0.93	0.07	0.630	0.240
Fluoranteno	8.79	2.33	7.700	3.000
Pireno	7.63	1.57	6.000	2.200
Benzo(a)antraceno	3.42	0.55	3.200	1.200
Criseno	5.07	0.61	3.600	1.700
Benzo(b)fluoranteno	4.36	0.58	4.100	2.000
Benzo(k)fluoranteno	*	*	2.000	0.300
Benzo(a)pireno	3.47	0.52	2.800	1.200
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	3.11	0.43	2.700	0.370
Dibenzo(a,h)antraceno	*	*	1.100	1.100
Benzo(g,h,i)perileno	3.54	0.45	2.300	1.300
POCs	IAEA-432			
Alfa-HCH	*	*	0.170	0.054
Beta-HCH	0.291	0.041	0.230	0.073
Gamma-HCH	0.134	0.033	0.114	0.044
Delta-HCH	*	*	0.140	0.033
<i>p,p'</i> -DDT	1.73	0.052	1.670	0.082
<i>p,p'</i> -DDD	0.93	0.014	0.890	0.032
<i>p,p'</i> -DDE	0.77	0.022	0.730	0.044
Heptacloro	2.91	1.04	2.561	1.173
Époxido de heptacloro	2.11	0.71	1.940	0.870
Aldrín	4.03	1.24	3.873	1.051
Dieldrín	2.67	0.88	2.570	0.912
Endrín	1.38	0.075	1.114	0.073
Endrín aldehído	*	*	0.130	0.031
Endosulfán I	3.27	1.66	3.174	1.530
Endosulfán II	2.73	0.94	2.852	1.083
Sulfato de endosulfán	1.06	0.07	1.193	0.092

^a LCM-ICMYL, UNAM Laboratorio de Contaminación Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

* No reportado

III.2.2 Análisis Geoquímicos

Como herramientas analíticas para tener una información más completa del patrón geoquímico existente en el sistema fluviolagunar, se analizaron tanto el contenido de carbono orgánico sedimentario como la proporción de carbono isotópico con la finalidad de identificar con precisión el origen dominante de la materia orgánica y el grado de eutrofización que pudiera presentarse en este ambiente.

III.2.2.1 Carbono Orgánico

Para la determinación de carbono orgánico se usó la técnica descrita por Gaudette *et al.* (1974) modificada por Ortíz *et al.* (1993), la cual consiste en las siguientes etapas:

- ❖ Pesar entre 0.2 y 0.5 g de sedimento seco y tamizado en la malla de 0.2 mm; la cantidad de muestra está en función del tipo de sedimento. Colocarlo en un matraz Erlenmeyer de 250 mL.
- ❖ Agregar 5 mL de la disolución 1N de dicromato de potasio (medidos volumétricamente) y mezclar.
- ❖ Añadir 10 mL de ácido sulfúrico concentrado y mezclar por un minuto, agitando suavemente el matraz con objeto de asegurar la interacción completa de los reactivos con los sedimentos, teniendo cuidado de que la muestra no quede adherida a las paredes del matraz y permanezca fuera de contacto de los reactivos. Dejar la muestra en reposo por 30 minutos y diluir a 100 mL con agua bidestilada.
- ❖ Adicionar 5 mL de ácido fosfórico al 85% y 15 gotas de difenilamina como indicador.
- ❖ Titular con la disolución de sulfato ferroso o sulfato ferroso amónico (0.5N). El color cambia de café verdoso, verde, a azul oscuro y en el punto de equivalencia, pasa a verde brillante.
- ❖ Analizar las muestras por duplicado así como un blanco de reactivos.

III.2.2.2 Granulometría

El análisis granulométrico se realizó en el Laboratorio de Sedimentología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM bajo la supervisión del Dr. Arturo Carranza Edwards y del M. en C. Eduardo Morales. En términos generales, el procedimiento para una muestra de sedimento en el equipo Coulter LS230, consiste de las siguientes etapas:

- ❖ Si la muestra se encuentra dispersa y seca, se puede analizar directamente en el equipo, obteniéndose los parámetros texturales. En el caso de que la muestra presente gravas, se tendrá que tamizar y separar de las arenas y lodos; las gravas se cuantifican al final, una vez que la otra parte de la muestra sea analizada en el Coulter LS 230 reajustándose los valores totales de la muestra. Se realizan de dos a tres replicas o más por muestra dependiendo de su homogeneidad.
- ❖ Si la muestra se encuentra húmeda, se toma una pequeña porción, lo más homogéneamente posible, con la finalidad de que sea una porción representativa de toda la muestra; se coloca en un vaso de precipitados de 50 mL con 30 mL de una solución dispersante de hexametáfosfato de sodio (100 g en 1 L de agua destilada), se deja 24h para que el dispersante actúe y disgregue todas las partículas.
- ❖ En el caso de sedimentos con presencia de materia orgánica se le adiciona agua oxigenada al 5%, se deja un día completo para eliminar dicha materia orgánica, posteriormente se retira el agua oxigenada, se enjuaga la muestra con agua destilada y finalmente se le agrega el dispersante a la muestra.
- ❖ El siguiente paso es agitar y homogenizar la muestra; tomar una alícuota con un pipeta pasteur y adicionarla al equipo láser; posteriormente, el equipo indicará la cantidad de muestra aceptable (entre 8 y 10 % de obscurecimiento), para que pueda iniciar el análisis de tamaño de partículas.
- ❖ Una vez analizada la muestra, el equipo manda la información a la computadora y transforma los datos en una grafica (% de volumen de muestra vs diámetro de partículas) y hace el listado de todos los tamaños de partículas detectados.

- ❖ Finalmente, se realizan las réplicas necesarias para cada muestra analizada; cuando la muestra es muy heterogénea se analizan entre 5 y 6 repeticiones para poder obtener un promedio final. En cada réplica, el equipo debe mantenerse perfectamente drenado y lavado para que presente un bajo umbral y un buen alineamiento instrumental.
- ❖ Una vez obtenidos los resultados de la muestra analizada por el equipo Coulter LS230, se superponen todas las gráficas de las repeticiones de una muestra y se obtiene la gráfica promedio; de esa manera se obtiene un listado promedio, el cual es exportado a una hoja de cálculo, para obtener los parámetros estadísticos texturales como tamaño gráfico promedio (Mz), desviación estándar gráfica inclusiva (σ), grado de asimetría gráfica inclusiva (Ski) y curtosis (KG).

El fundamento del equipo de difracción láser de partículas (Beckman Coulter LS230 - small volume modulo plus), consiste en medir el tamaño de las partículas por difracción del haz de luz láser. La luz del láser es usada como analizador y todas las partículas que lo atraviesan difractan la luz; el rango del tamaño de partículas de la muestra debe de estar entre 0.04 a 2000 μm .

III.2.2.3 Carbono Isotópico

El análisis isotópico se realizó en el Laboratorio de Espectrometría de Masas de Isótopos Estables del Instituto de Geología de la UNAM bajo la supervisión del M. en C. Pedro Morales y la M. en C. Edith Cienfuegos. El resumen del método es el siguiente:

De cada muestra se obtuvo la alícuota correspondiente que fue analizada para medir $\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$ conforme al método de combustión tipo Dumas con Analizador Elemental acoplado al Espectrómetro de Masas Delta Plus XL que tiene una precisión de 0.2‰. Los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$ reportados están medidos y expresados relativos a la escala VPDB normalizada empleando los valores de consenso de - 46.6‰ para LSVEC (LiCO_3) y +1.95 ‰ para el NBS19. Auxiliado por los análisis de materiales de referencia NBS 18, NBS 22, IAEA CH6 e IAEA CH7. Estos datos están reportados atendiendo a las últimas recomendaciones de la *Commission on Isotopic Abundances and Atomic*

Weights en agosto 2005 en la 43^a reunión de la asamblea de la IUPAC realizada en Beijin de acuerdo con Coplen *et al.* (2006a y b).

III.3. Análisis de Datos

El objetivo principal del análisis estadístico de las bases de datos obtenidas del ecosistema lagunar estudiado, fue ayudar a conocer el peso específico de los contaminantes en este ambiente costero, así como sus tendencias de acumulación y distribución en el mismo. Para realizarlo se utilizó el paquete *Statistica* versión 8.0, se hizo un análisis exploratorio dando como resultado la aplicación de pruebas paramétricas a los datos sedimentológicos de materia orgánica, carbono orgánico, granulometría y carbono isotópico, para sustentar diferencias significativas temporales y espaciales mediante la comparación de medias (ANOVA) y el coeficiente de correlación de Pearson para vislumbrar asociación entre estas variables; para los valores de los COPs, se utilizaron pruebas no paramétricas (Wilcoxon, Spearman) ya que no cumplieron con las condicionantes de distribución normal y homocedasticidad. Además se realizó el análisis de conglomerados o clusters basados en las distancias euclidianas para la construcción de dendrogramas y evidenciar sitios de acumulación diferencial; se llevó a cabo el análisis de componentes principales (ACP) entre los contaminantes determinados así como entre ellos y los constituyentes geoquímicos evaluados para detectar sinergismos en acumulación y toxicidad, fuentes comunes y sitios prioritarios de riesgo. De igual manera, a las concentraciones de los 39 COPs determinadas en los organismos analizados se les aplicó esta herramienta multivariada para contar con información sobre el patrón seguido por las especies en función de sus hábitos alimenticios y por tanto de la bioacumulación de estas sustancias persistentes.

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados y las tendencias espaciales y temporales de carbono orgánico, carbono isotópico, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados y plaguicidas organoclorados de las diferentes colectas desde 1996 hasta diciembre de 2007 para agua, sedimentos y organismos.

IV.1. MATERIA ORGÁNICA (MO)

IV.1.1 Sedimentos Superficiales

Este parámetro geoquímico fue analizado en junio de 1996, abril de 2001 y a partir de 2003 hasta 2007 en las dos épocas climáticas de la región, secas y lluvias en cada ciclo anual, finalizando con la colecta de nortes del último año de estudio; además se determinó el contenido de materia orgánica en los núcleos sedimentarios de 1998 y de 2005.

Se registró un incremento desde 1996 hasta la época de secas de marzo de 2007 y a partir de esta fecha ocurrió una disminución del contenido de materia orgánica en los sedimentos, probablemente debido a una hidrodinámica más alta la cual no ha favorecido la acumulación de estos materiales orgánicos. Al considerar los valores promedio por cada época evaluada, el nivel mínimo (5.29 ± 0.92 %) se encontró en junio de 1996 y el máximo (21.13 ± 5.07 %) en septiembre de 2005 (Fig. 12a). Cabe mencionar que la MO está compuesta principalmente por carbono orgánico (CO), por lo que se realizó la estimación de esta fracción, donde se obtuvo que, más del 50% de la composición de la MO esté representada por CO para todas las colectas (Fig. 12b). Se compararon los valores globales de MO de las épocas estudiadas para vislumbrar diferencias estacionales estadísticamente significativas y solamente los datos de junio, 1996 fueron distintos a los obtenidos para las recolecciones de abril 2001, septiembre 2005, los ciclos 2006 y 2007 ($p < 0.05$) (Fig. 13).

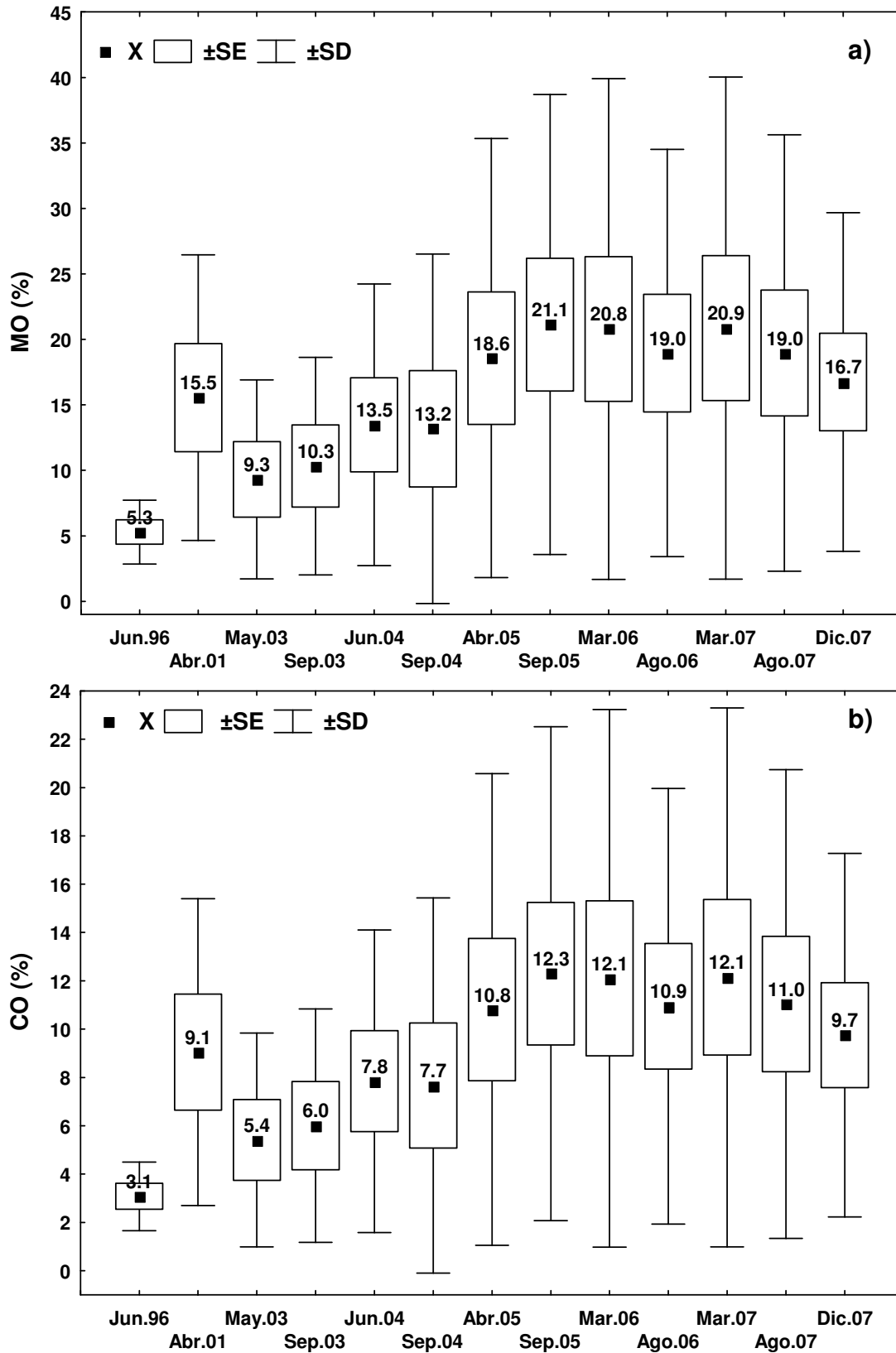


Figura 12. Comportamiento temporal de (a) materia orgánica y (b) carbono orgánico en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

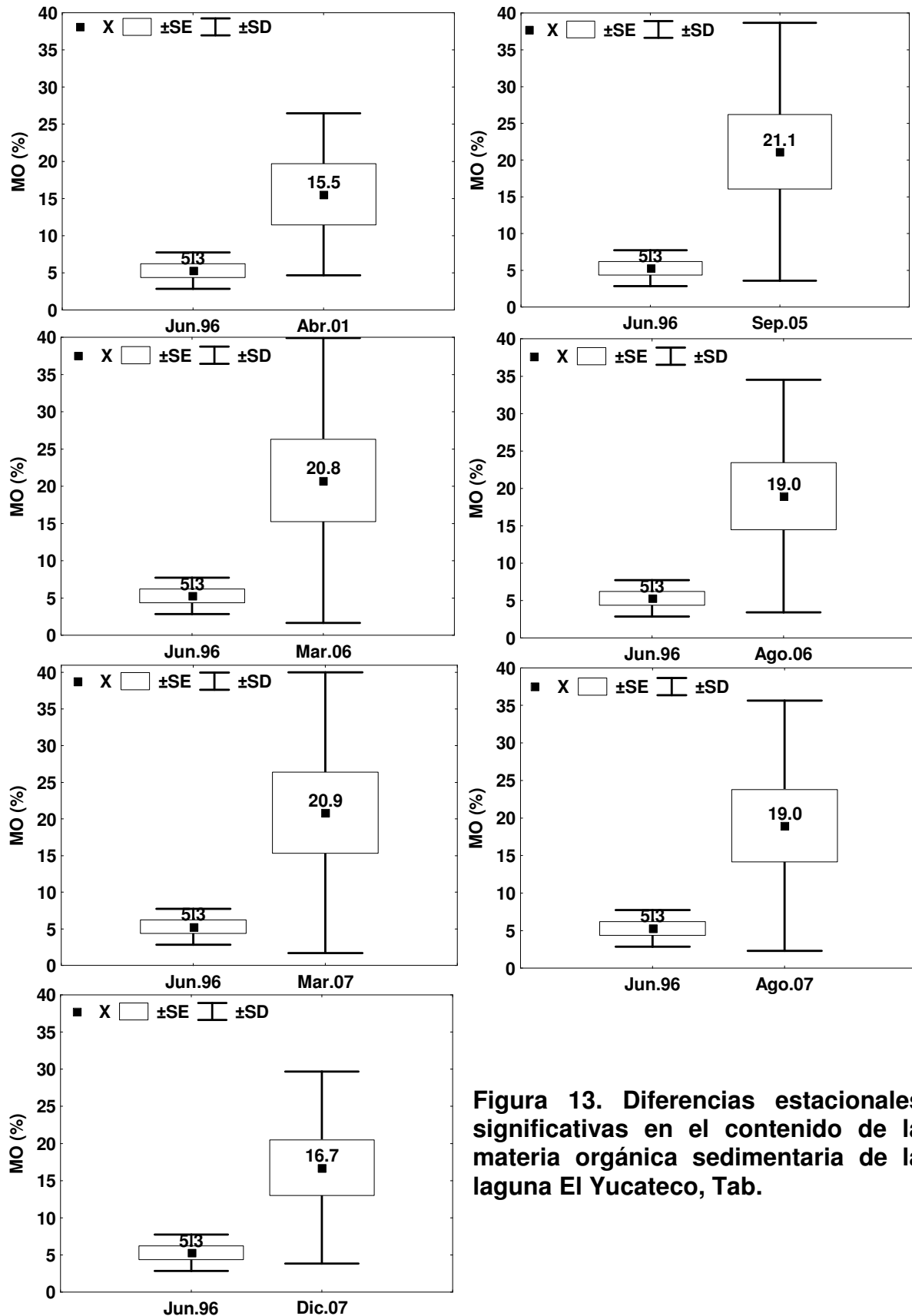


Figura 13. Diferencias estacionales significativas en el contenido de la materia orgánica sedimentaria de la laguna El Yucateco, Tab.

Se agruparon los datos de secas y lluvias para probar diferencias estacionales (prueba de Levene) y no fueron significativas ($p=0.83$), por lo que se procedió a realizar un análisis de conglomerados o cluster; en la Figura 14 puede observarse que, efectivamente, los niveles de materia orgánica de junio 1996 se separan del resto de las colectas mencionadas; en contraste, se obtuvo una menor distancia euclidiana y por lo tanto una mayor asociación entre los datos del ciclo 2003, en menor grado con los de la época de secas de 2005 y en ese orden con los de los muestreos de 2004. Los datos de MO obtenidos durante las secas de 2006 y 2007 constituyeron un cúmulo bien definido, lo que significa un patrón cíclico de la materia orgánica en los últimos años; los datos de lluvias, que representan el 61.5%, formaron un grupo afin, separándose solamente las lluvias de 2003 y 2005; este comportamiento estacional puede verse afectado por eventos meteorológicos extraordinarios, así como por actividades humanas como, talas, incendios intencionales, descargas de desechos, entre otros.

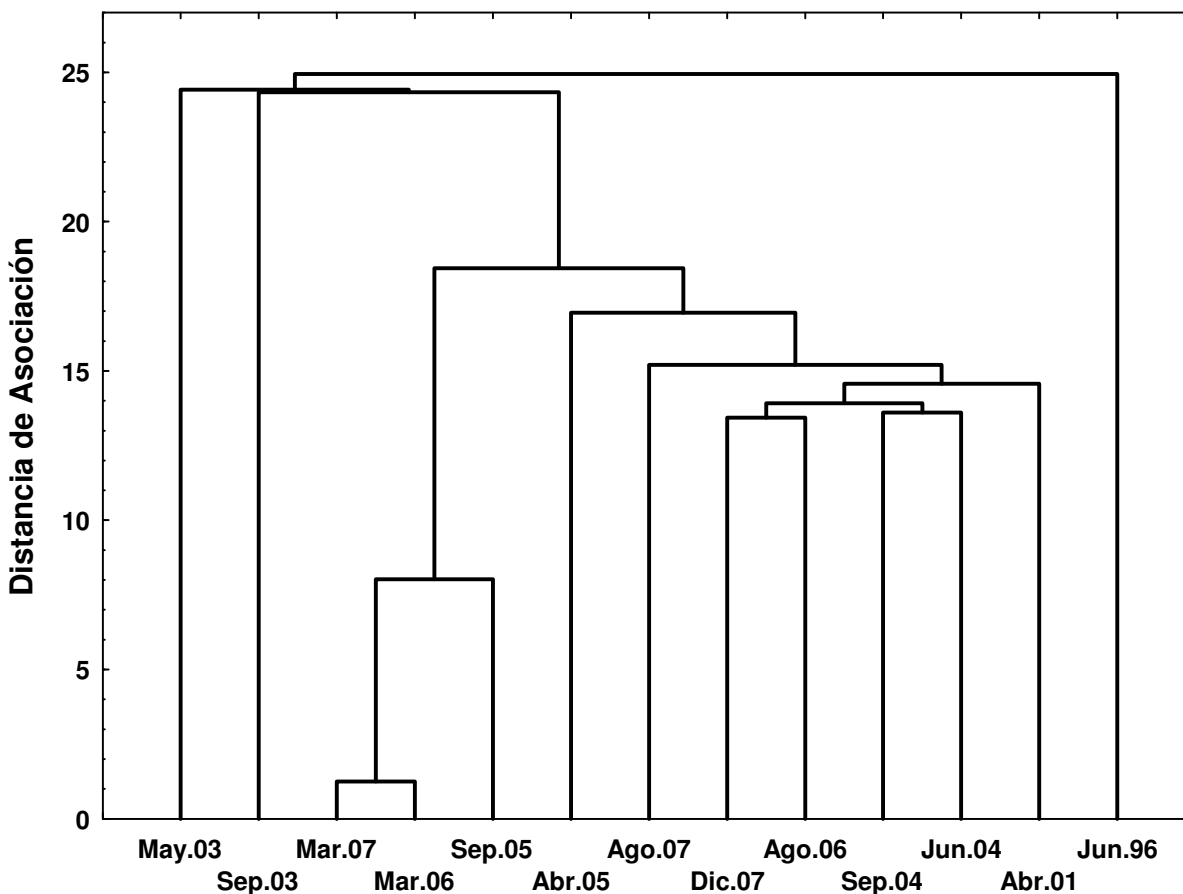


Figura 14. Dendrograma del comportamiento temporal de la materia orgánica sedimentaria de la laguna El Yucateco, Tab.

De igual forma, se evaluaron las diferencias entre los sitios de colecta para poder evidenciar patrones de distribución espacial. En la Figura 15 se pueden observar aquellas estaciones de muestreo que fueron distintas en relación a su contenido de materia orgánica sedimentaria; las estaciones 1 y 11 ubicadas en la región de los canales, en la sección noreste, fueron diferentes a los sitios restantes; los puntos localizados dentro del cuerpo lagunar se agruparon separadamente (estaciones 2 a 5) y se diferenciaron de aquellos establecidos en el caudal del río Chicozapote con dirección al mar (estaciones 7 y 8). La influencia marina se evidenció principalmente en las sitios 10 y 12 ya que tuvieron una distancia menor en el dendrograma lo que significa una mayor asociación entre ellas, sorprendiendo el comportamiento mostrado entre el último punto mencionado y el 6 ubicado en el caudal del Chicozapote muy cerca del inicio de la laguna, con una alta dinámica y mezcla estuarina; cabe mencionar el sitio 9, a pesar de estar en el extremo del conglomerado, se vincula con el grupo de estaciones dentro del cuerpo lagunar.

Esta información muestra la existencia de tres zonas de acumulación de materia orgánica en la laguna: una representada por las estaciones 1 y 11 en el área de los canales con sus características ambientales particulares como, ser una área léntica, con un tiempo de residencia alto y elevado ingreso de material orgánico terrígeno, por lo que constituye una zona de mayor contenido de materia orgánica y una tendencia a la eutrofización; la segunda es la conformada por los sitios 2 a 5 que representan el cuerpo lagunar propiamente, con una hidrodinámica mayor y la influencia de la mezcla de masas de agua tanto marina como dulceacuícola generando condiciones estuarinas a lo largo del año; y finalmente la tercera zona conformada por las estaciones 6, 7, 8, 10 y 12 que señala el patrón fluvial del río Chicozapote y el efecto de la cuña salina debido principalmente a la onda de marea, transportando materia orgánica de la zona marina adyacente, lo cual no favorece la acumulación de este componente sedimentario y por lo tanto, sus registros son bajos (<10%).

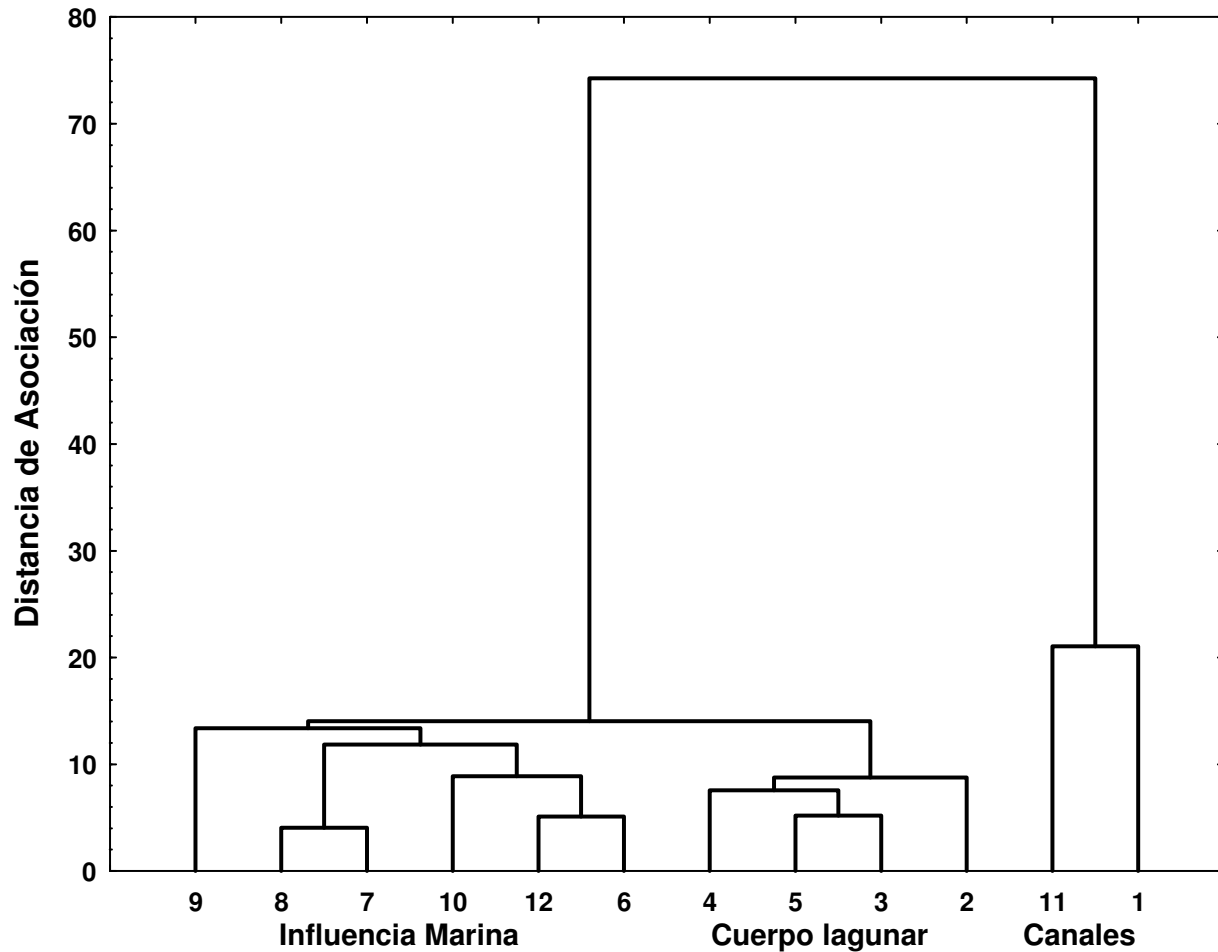


Figura 15. Dendrograma del comportamiento espacial de la materia orgánica sedimentaria de la laguna El Yucateco, Tab.

En cuanto al comportamiento espacial a lo largo de los años de estudio, se puede observar en la Figura 16a que para la primera colecta realizada en el inicio de las lluvias y con una dinámica ambiental de mayor similitud a la época de secas en junio de 1996, la distribución fue relativamente homogénea, con excepción de la estación 7 conocida localmente como "La Cuchupeta", ya que registró el nivel más bajo (0.40%), debido a que se encuentra en el área de mezcla y con mayor influencia marina. Cinco años después, en abril de 2001, en época de estiaje, el contenido de materia orgánica se incrementó, mayoritariamente en la zona de los canales (estación 1), en el suroeste (estación 3) y en el centro-norte del cuerpo lagunar (sitios 4 y 5), observándose este aumento también en el caudal del Chicozapote; cabe mencionar que para este año de estudio solamente se tuvo la red de estaciones hasta el sitio 7.

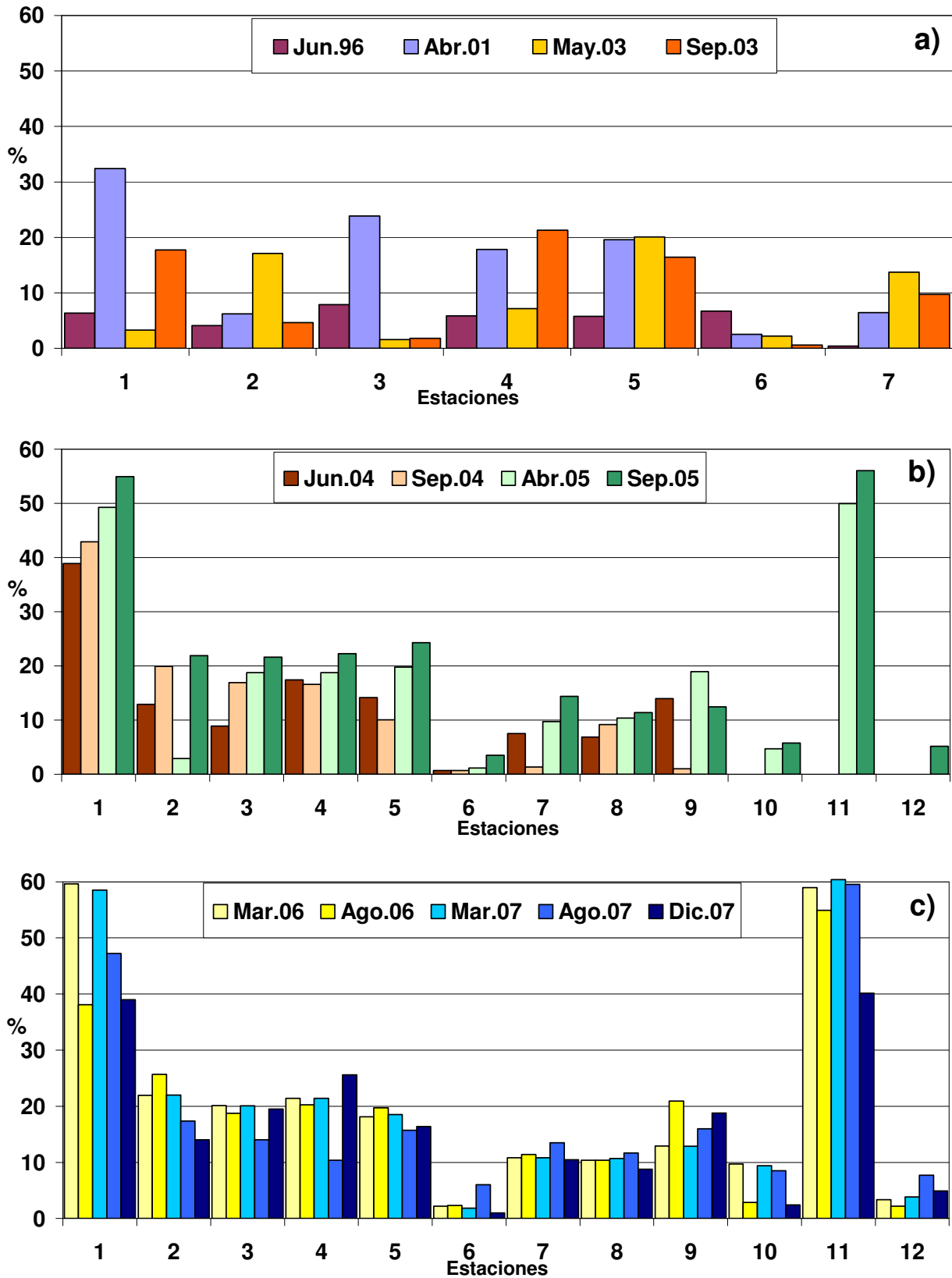


Figura 16. Distribución espacio-temporal de la materia orgánica en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. a) 1996, 2001 y 2003; b) 2004 y 2005; c) 2006 y 2007.

Para las colectas de 2003, la estación 6 durante las lluvias, fue la que presentó la menor concentración de materia orgánica y existió una heterogeneidad en el resto de los sitios evaluados; para el ciclo 2004 (Fig. 16b), la red de estaciones de muestreo aumentó a 9 sitios: el punto 8 en el cauce del Chicozapote en dirección del río Tonalá así como de la zona de influencia marina y el sitio 9 en el centro-norte del cuerpo lagunar. Nuevamente el área de colecta 6 registró los valores más bajos de MO en ambas colectas de 2004, notándose un gran incremento en el sitio 1 respecto al año anterior. Para abril de 2005 (Fig. 16b) se mantuvo este comportamiento y se adicionaron dos estaciones a la red: la 10 en las cercanías con el río Tonalá (noroeste) y la 11 en la zona más intrincada de los canales (noreste), donde se registró el máximo contenido de MO de esta época (56%); en lluvias de ese mismo año se incluyó el sitio 12, para tener una estación con condiciones ambientales contrastantes con las demás, favorecido este contraste por el mayor efecto de la marea y así, poder observar su repercusión sobre los patrones geoquímicos del sistema en estudio. Durante 2006 y 2007, la región de los canales fue la que presentó el mayor contenido de MO, se registró un decremento en diciembre de 2007 el cual pudo ser resultado de las condiciones meteorológicas extraordinarias que imperaron en esa fecha (Fig. 16c) (CEPAL, 2008).

Es notable el alto contenido de material orgánico presente en los sedimentos de la laguna El Yucateco, en la mayoría de los sitios se registraron valores por arriba de los reportados como naturales (4-5%) para lagunas costeras mexicanas por Contreras (1995); las estaciones localizadas en los canales de la región oriental (1 y 11) rebasan este criterio en más de un orden de magnitud durante las colectas realizadas en 2005, 2006 y 2007. Esto confirma que al sistema lagunar llega una gran cantidad de aportes orgánicos de diferente origen y que, al no poder degradarse o transformarse en su totalidad, crean condiciones de eutrofización en el cuerpo lagunar, llegando gran parte de esta materia orgánica a los sedimentos.

La textura sedimentaria aportó información sobre el tipo de sedimentos dominante en los doce sitios de colecta; las gravas no estuvieron presentes (0%) en las muestras

analizadas, observándose una prevalencia del tipo arenolimoso lo que contribuye a los datos hidrodinámicos sobre la penetración de la marea hasta el cuerpo lagunar principal de forma continua; cabe mencionar que únicamente la estación 5 presentó un sedimento arcillolimoso probablemente derivado del aporte de material fino ribereño por el río Chicozapote; el área de los canales tuvo un fondo limoarcilloso, característico de zonas estancadas y receptoras pasivas de aportes terrígenos (Cuadro 6). Estas condiciones sedimentológicas facilitan la acumulación de los contaminantes en los sedimentos así como de nutrientes y otro tipo de sustancias naturales.

Cuadro 6. Tipo de sedimento dominante, materia orgánica y carbono orgánico global en los diversos sitios evaluados en la laguna El Yucateco, Tab.

Estaciones	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Tipo de sedimento	CO (%)	MO (%)
1	1.26	49.72	49.02	Limoarcilloso	21.86	37.55
2	52.97	38.66	8.37	Arenolimoso	8.46	14.67
3	62.05	32.38	5.57	Arenolimoso	8.68	14.90
4	0.49	52.34	47.17	Limoarcilloso	10.13	17.40
5	0.78	42.4	56.82	Arcillolimoso	9.79	16.81
6	96.24	2.28	1.48	Arenolimoso	1.41	2.42
7	97.47	2.35	0.18	Arenolimoso	5.38	9.25
8	98.52	1.28	0.2	Arenolimoso	5.81	9.98
9	0.39	53.11	46.5	Limoarcilloso	8.26	14.20
10	98.73	1.08	0.19	Arenolimoso	3.60	6.19
11	1.15	49.62	49.23	Limoarcilloso	31.59	54.28
12	98.97	0.87	0.16	Arenolimoso	2.63	4.52

Se presentaron correlaciones significativas entre los niveles de materia orgánica y el tipo de sedimentos encontrados; los coeficientes de correlación (r) fueron: arenas-MO $r=-0.6912$ ($p=0.013$), limos-MO $r=0.6678$ ($p=0.018$) y arcillas-MO $r=0.6703$ ($p=0.017$); con las arenas fue de tipo negativo, los patrones de acumulación son inversos, mientras que con las partículas más finas fue positivo, lo cual se ha reportado de forma abundante en la literatura geológica y geoquímica (Keil *et al.*, 1994; Mayer, 1994a,b; Arnarson y Keil, 2001; Pichevin *et al.*, 2005). Los sitios lagunares con mayor acumulación de materia orgánica como las estaciones 1 y 11, correspondieron a lugares con un fondo fino lodoso, mientras que las áreas con menor abundancia de

materia orgánica (sitios 6, 10 y 12) presentaron sedimentos arenolimosos con mayor lavado debido a las corrientes de marea y al flujo provocado por el río Tonalá (Fig. 17).

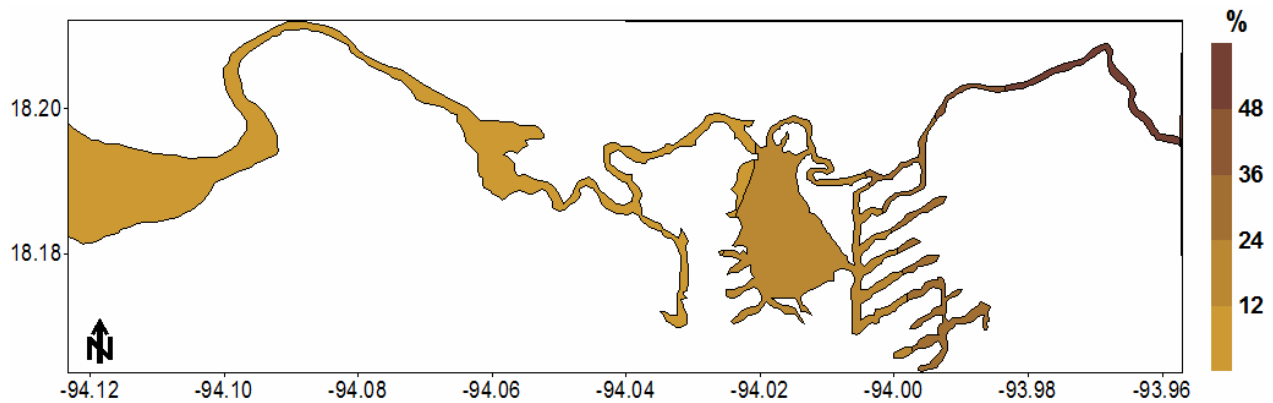


Figura 17. Distribución espacial general de la materia orgánica sedimentaria en la laguna El Yucateco, Tab.

La concentración de MO en los cuerpos de agua varía regionalmente (Hopkinson *et al.*, 1998), en el caso de esta laguna, se encuentra asociada con el tipo de vegetación circundante, que básicamente está constituida por especies de manglar o bien, por los aportes terrígenos que llegan a ella por arrastre continental y por vía fluvial, principalmente durante la época de lluvias. Uno de los factores abióticos de gran relevancia en las zonas tropicales, lo constituye la presencia de fenómenos meteorológicos como tormentas tropicales y huracanes; en el caso particular de las condiciones atmosféricas anormales que se presentaron previamente a la colecta de diciembre de 2007, fue posible registrar el efecto de este evento de gran envergadura, en el enorme arrastre de materiales continentales y ribereños, así como el aumento significativo en el volumen de la laguna lo cual promovió una mayor tasa de recambio de la masa de agua, excepto en la región de los canales, donde, definitivamente, el proceso de eutrofización ocurre debido al desequilibrio entre el ingreso y el gasto de este material orgánico.

Dentro del estudio integral desarrollado en este ecosistema costero mexicano, el grupo coordinado por De la Lanza evaluó la tendencia de los factores fisicoquímicos y de la productividad primaria, reportando un estado eutrófico generalizado entre 2003 y 2006, derivado del alto contenido de fósforo total y del patrón registrado para la clorofila "a",

modificándose hacia la mesotrofia a partir de 2007; el tiempo de residencia total estimado para la masa de agua de El Yucateco, referido por estos especialistas, fue de 50.5 días lo que significa un proceso dominante de exportación de materiales desde la laguna hacia el río Tonalá y el Golfo de México, lo que contribuye al mecanismo de atenuación natural y con ello a evitar un impacto ambiental alto (Flores-Baca, 2010).

Los estuarios son algunos de los ambientes más dinámicos y productivos sobre la tierra. La MO es un componente clave de los ciclos biogeoquímicos en estos sistemas, ya que provee el sustrato para las cadenas de alimentación basadas en el detritus que caracteriza a muchos de estos ambientes (Raymond y Bauer, 2000). Los estuarios reciben aportes de MO de fuentes múltiples, incluyendo materiales terrígenos alóctonos exportados desde el continente a través de los ríos y el agua subterránea, materiales alóctonos marinos que llegan mediante la acción de la marea desde mar abierto y la producción autóctona de las algas y la vegetación intermareal. El conocimiento de las fuentes de MO en sedimentos estuarinos y costeros y los factores que controlan su distribución, es importante para comprender los ciclos biogeoquímicos globales. En estos sistemas de transición, la producción primaria genera grandes cantidades de este material complejo, del cual, una porción significativa se hunde a través de la columna de agua y finalmente es preservado en los sedimentos (Budge y Parrish, 1998; Hu *et al.*, 2006).

El material alóctono suministrado por los ríos es una mezcla compleja y heterogénea de compuestos orgánicos con características químicas diferentes, originado de fuentes distintas (fitoplancton de agua dulce, suelo, residuos de hojas, fragmentos cerosos, queroseno, entre otros) (Goñi *et al.*, 2003; Tesi *et al.*, 2007). La composición de los materiales exportados por los ríos es dinámica, cambiando en cada época estacional y en escala interanual (Miserocchi *et al.*, 2007). La mayoría de la MO depositada en áreas de alta energía como los deltas, envejece, debido tanto a la degradación preferencial de la fracción lábil marino/fluviál comparada con el material terrestre refractario, el cual introduce carbono orgánico antiguo (Aller y Blair, 2004).

La acumulación de la MO en los sedimentos a partir de fuentes diversas, está influenciada por los patrones de transporte y hundimiento de los transportadores de partículas y de la reactividad química diferente que posean (Wang *et al.*, 1998; Schmidt *et al.*, 2009). La removilización sedimentaria y la resuspensión aumenta la susceptibilidad de la MO para ser degradada debido a su exposición mayor al oxígeno (Sun *et al.*, 2002; Moodley *et al.*, 2005). Dentro de las diferentes fracciones de MO se distinguen comportamientos de transporte y de preservación bajo condiciones ambientales similares y consecuentemente afectan el contenido y la calidad final de la MO; por ejemplo, materia orgánica terrestre envejecida formada de restos de plantas y suelos, es más recalcitrante que la MO fresca proveniente de algas (Prahl *et al.*, 1997; Schmidt *et al.*, 2010).

El manglar, un tipo de vegetación costera importante, es considerado como una unidad ecológica, que debido a sus características especiales está incluido entre los más ricos y productivos del mundo (Ferrer, 1996). En el área de estudio, existen las especies de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), negro (*Avicenia germinans*) y blanco (*Laguncularia racemosa*) y constituyen la fuente de aporte de mayor importancia de materia orgánica terrestre hacia el ecosistema lagunar; la hojarasca del manglar presente en los estuarios se caracteriza por poseer un alto contenido de carbono orgánico (~ 45%), contrastando con el que posee el material transportado por la marea (0.5–3.0%) (Ranjan *et al.*, 2011) y que se hace evidente con los datos de MO y CO encontrados en este estudio en los sitios 1 y 11 donde el manglar es el contribuyente dominante y los puntos 10 y 12 con una influencia marina alta (Cuadro 6).

Los ríos son más que flujos de agua hacia el mar, acarrear materiales y nutrientes, sedimentos y materiales disueltos, detritos de plantas y animales hacia la zonas costeras y litorales donde desempeñan una función de gran importancia en la productividad biológica de estos ambientes (Toledo y Bozada, 2002). Esta es la importancia de los ríos Chicozapote y Tonalá sobre la laguna El Yucateco, ya que le aportan nutrientes y materia orgánica, al igual que xenobióticos particulados y disueltos

originarios de fuentes puntuales y no puntuales que arrastran a su paso por la región o los reciben mediante descargas de aguas residuales.

IV.1.2 Núcleos Sedimentarios

Se colectaron dos núcleos sedimentarios en 1998 en las estaciones 4 y 5 designados con la nomenclatura 98-E4 (coordenadas 18°11.08N-94°00.58O) y 98-E5 (coordenadas 18°11.42N-94°01.07O), respectivamente; en 2005 se tuvo acceso a dos núcleos más provenientes de los sitios 5 y 7, denominándose 05-E5 y 05-E7 (coordenadas 18°11.49N- 94°03.48O).

De forma general, el contenido de MO en las cuatro columnas sedimentarias analizadas pudo ser comparado adecuadamente al considerar la tasa de sedimentación de 1.5 cm a^{-1} reportada para algunos sistemas lagunares de Tabasco (Galavíz-Solís *et al.*, 1987); así, cada uno de los estratos evaluados representó una integración temporal que, dependiendo del espesor del mismo, abarcó desde tres hasta ocho años. El promedio de MO en el periodo 1975-1998 fue mayor para el núcleo 05-E5 con $24.1 \pm 0.72\%$; en orden decreciente estuvieron el 98-E4 con $10.9 \pm 0.28\%$, el 05-E7 con $8.3 \pm 5.9\%$ y el 98-E5 con $6.9 \pm 1.9\%$. Se presentaron diferencias significativas entre 98-E4 y 98-E5 y entre los dos núcleos de 1998 y el 05-E5, así como entre los de 2005 ($p < 0.05$); mientras que el núcleo 05-E7 no mostró diferencias con los de 1998 (Fig. 18). Esto pone de manifiesto las condiciones estacionales y ambientales específicas que van controlando el ingreso y la acumulación de material ribereño, particularmente de manglar, hacia el cuerpo receptor; es interesante analizar el comportamiento detallado para cada columna sedimentaria ya que dos de ellas, la 98-E5 y la 05-E5, fueron obtenidas en la misma área geográfica, donde convergen el río Chicozapote, la marea y el cuerpo lagunar y tuvieron niveles de MO distintos, lo que puede evidenciar que los eventos asociados a la actividad petrolera han contribuido significativamente al incremento del contenido de materia orgánica en este sitio del sistema lagunar, y que pueden haber sido favorecidos por la diversidad de procesos biogeoquímicos que existen en los sedimentos lagunares del Yucateco y por los eventos antropogénicos que han ocurrido en la región.

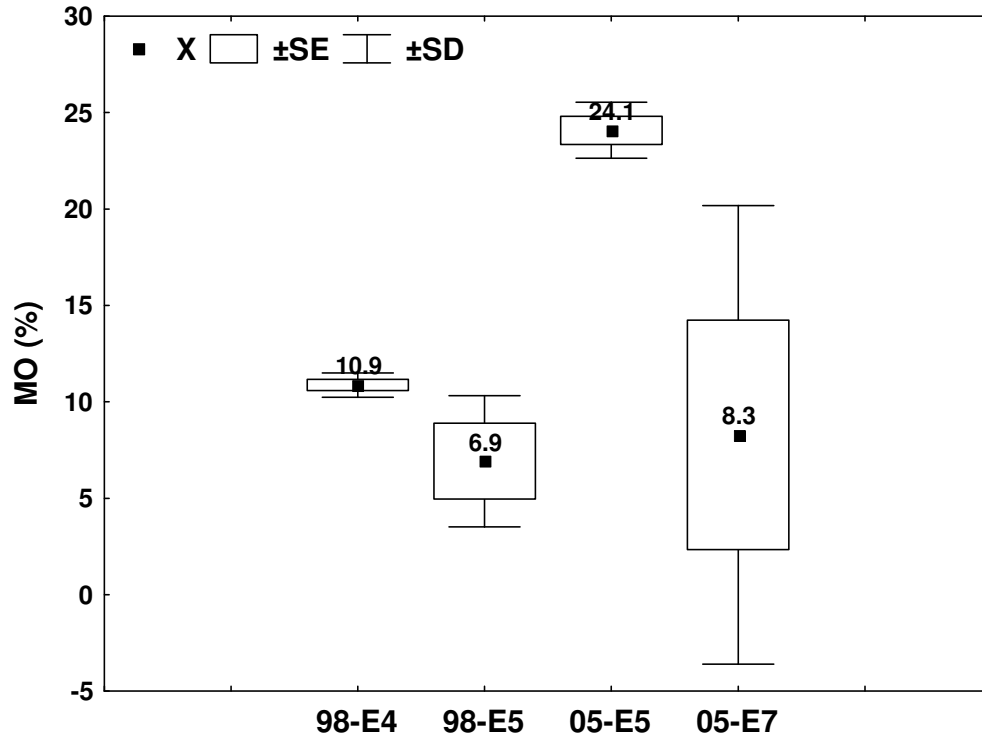


Figura 18. Diferencias significativas entre el contenido de materia orgánica de los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab.

En este orden de ideas y para poder comparar los niveles de MO en estos registros históricos, se hizo una categorización por décadas (Fig. 19), observándose que para el intervalo 1995-2005 (0-12 cm), los núcleos colectados en este último año registraron valores semejantes de MO, entre 21.5 y 24.7%; diez años atrás (1985-1995), el núcleo 05-E5 mantuvo esta concentración con 24.6% mientras que el 05-E7 disminuyó en un orden de magnitud (2.5%) y los de 1998 tuvieron magnitudes <11%; en orden histórico (1975-1985), las cuatro columnas sedimentarias continuaron con la tendencia mostrada en el periodo anterior. Para 1965-1975, los núcleos de 1998 mostraron un contenido semejante de MO y el 05-E7 aumentó a 6.0%, el doble de lo presentado en los intervalos anteriores; posteriormente, en 1955-1965, solamente se compararon los datos de MO para los núcleos de 1998 encontrándose un comportamiento inverso, el 98-E4 disminuyó de 12.8 a 5.6% y el 98-E5 aumentó de 9.0 a 11.7%; a partir de esta fecha y hacia 1925 solamente se contó con la información del núcleo 98-E5 cuyo patrón fue hacia la disminución del contenido de MO, de 11.7 a 5.1%.

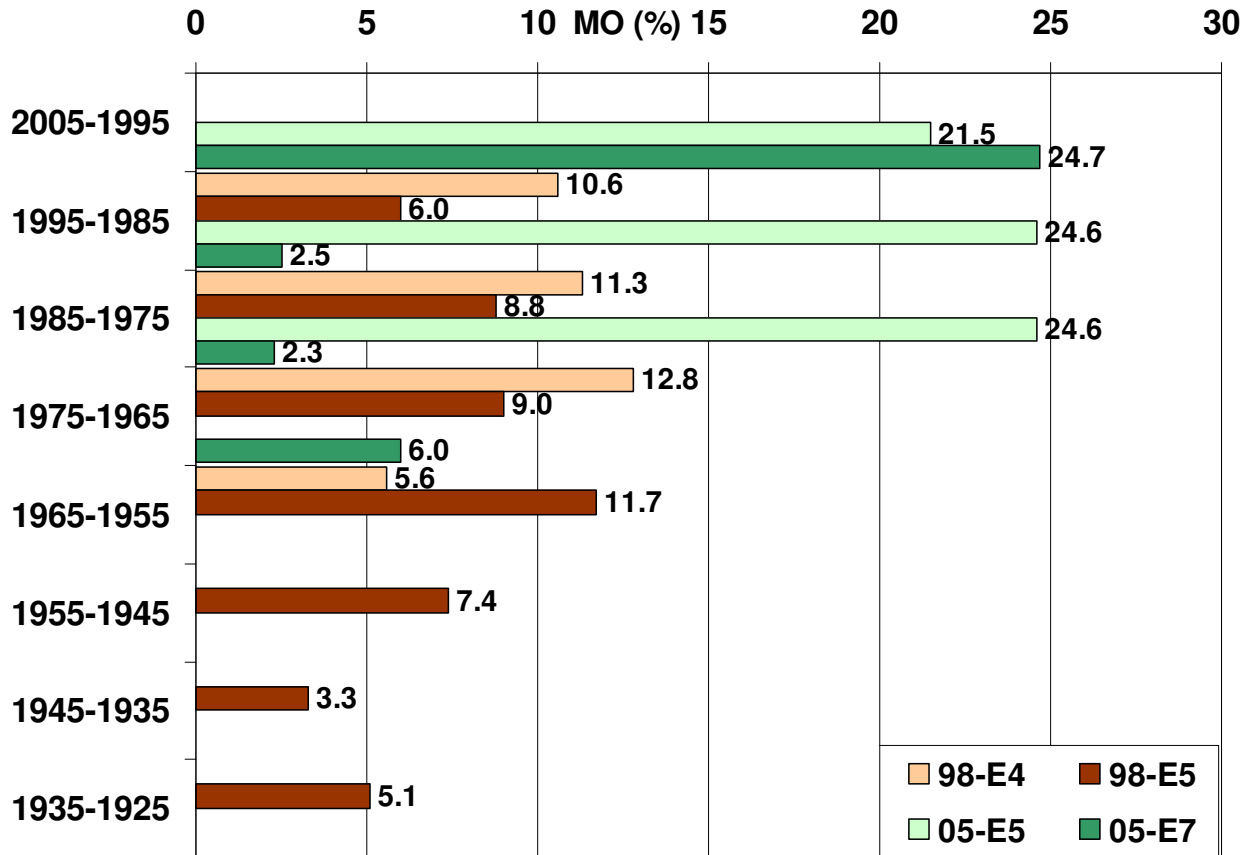


Figura 19. Perfil vertical de la materia orgánica en los núcleos sedimentarios evaluados en la laguna El Yucateco, Tab.

El comportamiento del núcleo 05-E7 cuya disminución de la MO fue de un orden de magnitud, es resultado de que este sitio geográfico está sometido a una hidrodinámica intensa ya que se encuentra en el canal del río Chicozapote en dirección hacia el mar donde ocurre un efecto de lavado por parte de la descarga fluvial y de forma dominante por la cuña salina de la onda mareal que ingresa hacia la laguna; estos procesos dificultan la acumulación constante de materiales, lo cual puede ocurrir cuando existe un alto ingreso de ellos a partir de las márgenes.

IV.2. CARBONO ISOTÓPICO ($\delta^{13}\text{C}$)

La diferenciación de la mezcla en el origen de la MO en áreas estuarinas y costeras ha sido estudiada intensamente usando parámetros biogeoquímicos como el análisis elemental, la señal isotópica y los biomarcadores moleculares (Middelburg y Nieuwenhuize, 1998; Goñi *et al.*, 2003). La información sobre las fuentes de carbono orgánico es crucial para comprender el papel que juegan ambientes tan dinámicos como los deltas, las plataformas continentales y los estuarios, en el ciclo global del carbono. Las tasas C/N y el $\delta^{13}\text{C}$ han sido ampliamente usados para identificar las fuentes de materia orgánica en los sedimentos de las márgenes continentales; las fuentes de tipo alóctono incluyen MO terrestre (detrito de plantas vasculares o suelos) y de agua dulce (algas fluviales o lacustres) y fitoplancton estuarino. Sin embargo, la composición de la MO de origen fluvial y estuarino es usualmente muy similar, lo cual hace difícil discriminar entre las dos fuentes de MO. Las fuentes autóctonas de materia particulada son: productividad biológica por fitoplancton, microfitobentos, plantas superiores y producción quimioautótrofa; mientras que las fuentes terrestres de carbono son pobres en $\delta^{13}\text{C}$ comparadas con las fuentes marinas, otros factores tales como la temperatura y la composición específica del plancton, pueden inducir diferencias en el fraccionamiento isotópico (Wong y Sackett, 1979; Fontugne y Duplessy, 1981; Miserocchi *et al.*, 2007). En el Cuadro 7 se presentan los valores de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) reportados para diversas matrices, desde el estándar universal que se utiliza para su cuantificación, los combustibles fósiles hasta diversos organismos acuáticos y terrestres; puede observarse la gran diversidad de los datos y los intervalos pueden ser amplios, sobre todo si existe una mezcla de componentes de forma simultánea, como en el caso de los ecosistemas acuáticos, principalmente los lagunares-estuarinos ya que en ellos confluyen materiales continentales, marinos y los propios de la franja costera y esta riqueza en contribuyentes, da como resultado una sobreposición o traslape de la señal isotópica del carbono.

Cuadro 7. Valores de carbono isotópico ($\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$) en diversas matrices ambientales.

Matriz	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$ (‰)
<i>Belemnitella americana</i> (Formación cretácica Pee Dee, Carolina del Sur, USA)	0 (valor absoluto de 0.0112372)
CO ₂ (estándar)	-41.5
CaCO ₃ (estándar)	-5
Grafito (estándar)	-28.1
Petróleo (Aceite) (estándar)	-29.7
CO ₂ antropogénico	-26
Plantas Terrestres C ₃ (la mayoría arbórea)	-27
Plantas Terrestres C ₄ (hierbas tropicales)	-13
Plantas CAM (cactáceas)	-10 a -28
Carbón	-25
Gas Natural	-40
Petróleo	-30
Materia Orgánica del Suelo de Plantas C ₃	-27
Carbono Orgánico Costero	-23
Sedimentos Marinos Antiguos	-22
Sedimentos Marinos Recientes	-27
Materia Orgánica Sedimentaria Marina	-32 a -15
Fitoplancton Marino	-30 a -18
Zooplancton Marino	-20
Pastos Marinos	-10
Vertebrados Marinos (peces)	-17
Manglar	-26 a -30
Sedimentos recientes Sonda de Campeche	-21.1

IV.2.1 Sedimentos Superficiales

La evaluación del carbono isotópico se realizó durante las épocas de secas de los diferentes ciclos anuales estudiados. Al comparar el comportamiento anual del $\delta^{13}\text{C}$ registrado en siete colectas de la estación climática de estiaje (junio 1996; marzo 2000; mayo 2003; junio 2004; abril 2005; marzo 2006; marzo 2007), se puede observar que en el primer registro sedimentario en 1996, este parámetro geoquímico manifestó un enriquecimiento de carbono isotópico ya que la mayoría de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fluctuaron alrededor de -27.3‰ por lo que el componente antropogénico tanto derivado del petróleo como de la pirólisis era de mayor importancia ya que los niveles isotópicos reportados para petróleos crudos en la región de la Sonda de Campeche en el Golfo de México varía de -27.3 a -27.7‰ (Botello, 1996b). Debe hacerse notar que previamente a las mediciones isotópicas en los sedimentos durante 2000, se caracterizó la proporción $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de petróleo crudo proveniente del área de estudio del campo petrolero Cinco Presidentes, Tabasco, cuyo valor fue de -27.2‰ concordando con lo reportado para los crudos de la Sonda; a partir de 2003 el registro sedimentario del carbono isotópico fue uniforme, alrededor de -28‰ (Fig. 20).

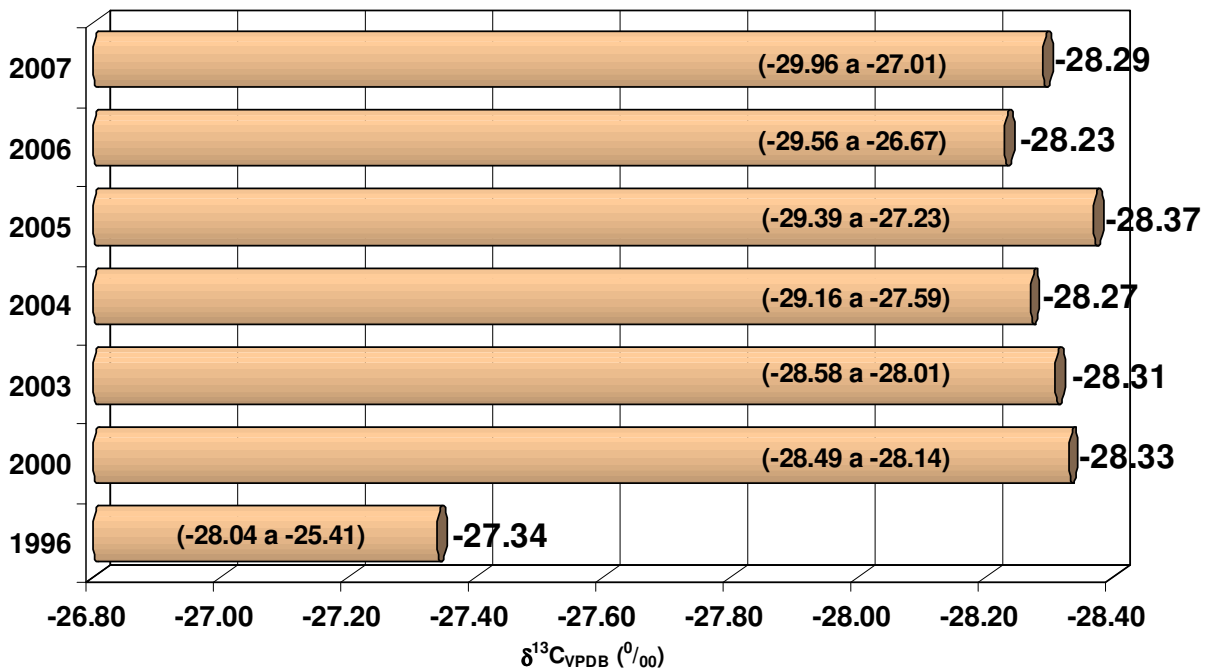


Figura 20. Comportamiento temporal del carbono isotópico en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Es importante mantener la evaluación de este parámetro geoquímico para vigilar el posible impacto por hidrocarburos petrogénicos, así como considerar la influencia marina en la composición isotópica del carbono, debido a la penetración de la onda de marea en dirección noroeste-sureste transportando fitoplancton marino y salobre cuyos valores de $\delta^{13}\text{C}$ fluctúan entre -30 a -18 ‰ con un nivel típico cercano a -22 ‰ (Boutton, 1991a y b), afectando las estaciones 7, 8, 10 y 12 (Fig. 21a y b); de igual forma, la contribución terrestre se manifestó principalmente durante la colecta de secas de 2007, particularmente en la estación 11, donde se presentó el nivel más bajo, lo cual puede indicar un componente florístico terrestre importante como el manglar, situación explicable por las características de los sitios ya que se encuentran en la región lagunar con mayor abundancia de esta vegetación, con un aporte inmediato hacia los sedimentos del sistema y una circulación pobre (Fig. 22) (Fry y Sherr, 1984).

La materia orgánica en sedimentos marinos es una mezcla compleja de compuestos orgánicos que se originan de fuentes marinas y terrestres (Goñi *et al.*, 2006; Tesi *et al.*, 2007). La MO terrígena puede ser transportada hacia los sistemas marinos por la descarga de los ríos y por el depósito atmosférico. El 80% o más del secuestro o entierro del carbono orgánico (CO) global ocurre en los sistemas marinos someros, la MO en los estuarios y las plataformas continentales juegan un papel clave en el ciclo global del carbono (Tesi *et al.*, 2007). La composición, distribución y fuentes de materia orgánica en los sedimentos marinos son esenciales para comprender los mecanismos que controlan la inmovilización de estos materiales en el ambiente marino (Hu *et al.*, 2009). Las señales del carbono isotópico ($\delta^{13}\text{C}$) de diversos aportes de carbono, a menudo son diferentes y a pesar de que algunas se sobrelapan, puede ser un marcador poderoso de aportes de este elemento en diversos componentes del ecosistema (Fry y Sherr, 1984). Aunque durante décadas ha sido posible realizar mediciones de isótopos estables, en los últimos años, el análisis de $\delta^{13}\text{C}$ de compuestos específicos de la materia orgánica, constituye una herramienta para considerar a las comunidades microbianas como una pieza clave en la biogeoquímica del carbono (Freeman *et al.*, 1990; Bouillon y Boschker, 2005).

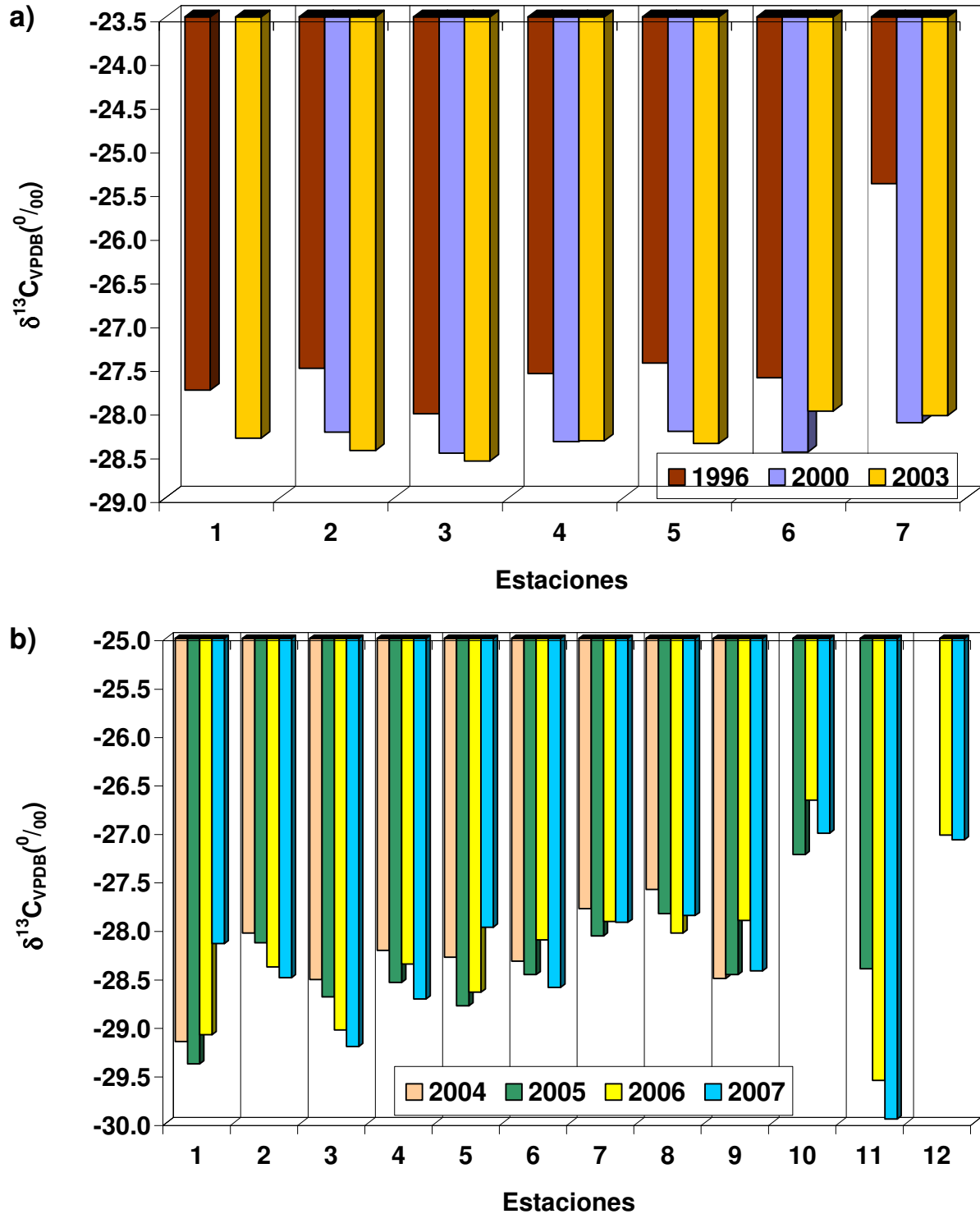


Figura 21. Comportamiento temporal del carbono isotópico en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. a)1996-2003; b)2004-2007.

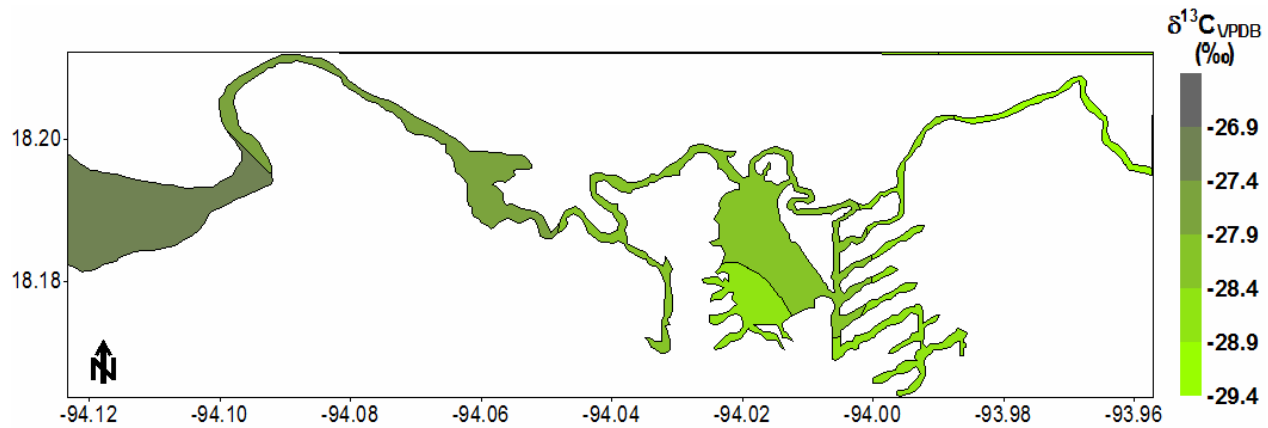


Figura 22. Distribución espacial general del carbono isotópico sedimentario en la laguna El Yucateco, Tab.

Las plantas vasculares poseen propiedades isotópicas que las distinguen del fitoplancton marino (Hedges y Oades, 1997; Hedges *et al.*, 1997). Por ejemplo, como resultado de las fuentes de carbono inorgánico contrastantes, los procesos de absorción diferentes y las rutas biosintéticas diversas (Fry y Sherr, 1984; Popp *et al.*, 1998), las plantas terrestres C_3 presentan valores menores de $\delta^{13}\text{C}$ (de -28 a -25 ‰) en relación al fitoplancton marino templado (de -22 a -19 ‰). Otra característica de las propiedades de la mayoría de las plantas terrestres es el dominio de biomacromoléculas libres de nitrógeno, lo cual da como resultado una proporción C/N inorgánico más alta en las plantas vasculares terrestres ($\text{C/N} > 14$, Goñi *et al.*, 2003) que en el fitoplancton ($\text{C/N} \approx 7$). Debido al reparto o fraccionamiento a lo largo de las rutas biosintéticas, la composición isotópica de las grandes clases bioquímicas puede variar sustancialmente; por ejemplo, la lignina es menor en ^{13}C respecto a la celulosa y hemicelulosa (van Bergen y Poole, 2002) y consecuentemente la diagénesis temprana puede también cambiar la composición de las fuentes de materia orgánica antes de que sea atrapada o secuestrada en los sedimentos. Contrariamente, la adición de nueva biomasa microbiana, rica en proteínas y carbohidratos los cuales son más pesados que los compuestos refractarios, pueden aumentar los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del valor original de la planta (Ehleringer *et al.*, 2000). Además, la existencia de microorganismos (bacterias, hongos), hace que disminuya la materia orgánica derivada de las plantas vasculares, lo cual puede resultar en un aumento de compuestos ricos en nitrógeno (proteínas) y vuelve más baja la proporción C/N que el valor original de la planta. Los datos de

isótopos estables y elementales son comúnmente usados en investigaciones biogeoquímicas de ambientes costeros debido al potencial que tienen para dilucidar los papeles del fitoplancton y de las plantas vasculares en el ciclo del carbono orgánico marino (Boldrin *et al.*, 2005; Miserocchi *et al.*, 2007; Tesi *et al.*, 2007).

Debido a la naturaleza compleja de la materia orgánica en sedimentos estuarinos, han sido utilizados una variedad de parámetros (^{13}C , ^{15}N , biomarcadores) para determinar las fuentes de dicha materia (Sweeney y Kaplan, 1980; Hedges *et al.*, 1988; Maksymowska *et al.*, 2000; Kerhervé *et al.*, 2001). La utilidad de estos datos biogeoquímicos, lleva al hecho de que cada uno de ellos representa señales o huellas características de una fuente específica, como ya se ha discutido plantas C_3 vs fitoplancton marino (Boutton, 1991b). De igual forma, los valores típicos de $\delta^{15}\text{N}$ de plantas vasculares terrestres van de -5 a +18 ‰ con un promedio de 3 ‰ y un intervalo de carbono orgánico particulado marino de 3 a 12 ‰ con un promedio de 6 ‰. Las proporciones carbono orgánico/nitrógeno también sirven como un indicador útil para identificar la fuente de materia orgánica sedimentaria. Generalmente, la materia orgánica marina y la terrestre, tienen $\text{C}_{\text{Org}}/\text{N}$ de 5-8 y >15, respectivamente (Meyers, 1997). Sin embargo, los cambios posteriores al depósito pueden modificar esta proporción y la presencia de una fracción significativa de nitrógeno inorgánico (adsorbido sobre las arcillas minerales) puede limitar la utilidad de la proporción $\text{C}_{\text{Org}}/\text{N}$ como indicador de las fuentes de materia orgánica en sedimentos marinos (Hu *et al.*, 2006).

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en sedimentos costeros dependen de las proporciones relativas de carbono provenientes del fitoplancton, los pastos marinos, las macroalgas, el detrito de los pastos de pantanos, así como el transportado por los ríos; los contaminantes también son capaces de influir sobre la composición isotópica del carbono orgánico sedimentario en estos ambientes costeros, se han reportado valores para sedimentos recientes marinos de -22 ‰ y para sedimentos dulceacuícolas -35 a -15 ‰, mientras que para la turba es de -27 ‰ (Boutton, 1991b). La composición isotópica del carbono para el carbono orgánico particulado y la materia orgánica presentes en este tipo de

sedimentos, es una mezcla de varias fuentes importantes: plantas vasculares, descargas de desechos humanos, petróleo, fitoplancton marino y otros efluentes (Fry y Sherr, 1984).

Durante las colectas de 2004 a 2007, pudo detectarse un componente antropogénico en el contenido de carbono sedimentario, ya que en esos años los niveles y tipo de hidrocarburos aromáticos policíclicos registrados, aportaron información de una contribución petrogénica y pirolítica de este grupo de compuestos orgánicos. En este sentido, Andrews *et al.* (1998) encontraron en la zona costera de Jamaica, que valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -23 y -28.5 ‰ caracterizaron el ingreso antropogénico proveniente del drenaje en la Bahía Hunts y este dato puede considerarse como parámetro de comparación con el caso de la laguna El Yucateco, ya que probablemente los desechos humanos de los asentamientos aledaños al sistema acuático también contribuyen con carbono que ingresa al ambiente lagunar, adicionado al aporte de la biota vegetal ribereña y planctónica.

Al evaluar las diferencias temporales entre los niveles de $\delta^{13}\text{C}$ registrados en este sistema lagunar desde 1996, se obtuvo que los datos del primer muestreo (1996) fueron significativamente distintos a los demás ($p=0.01-0.04$) (Fig. 23), lo cual pone de manifiesto la presencia de compuestos orgánicos petrogénicos dominantes en los datos isotópicos iniciales y la sustitución de los mismos por material vegetal terrestre en las colectas subsecuentes; confirmando este análisis, estuvo el comportamiento mostrado en el dendrograma temporal, donde se observa la separación entre los datos isotópicos del primer registro y los restantes (Fig. 24), lo que soporta el impacto que pueden tener las actividades humanas, en este caso las relacionadas con la industria petrolera, sobre la calidad de la materia orgánica presente en un ecosistema, evidenciado por la huella isotópica del carbono.

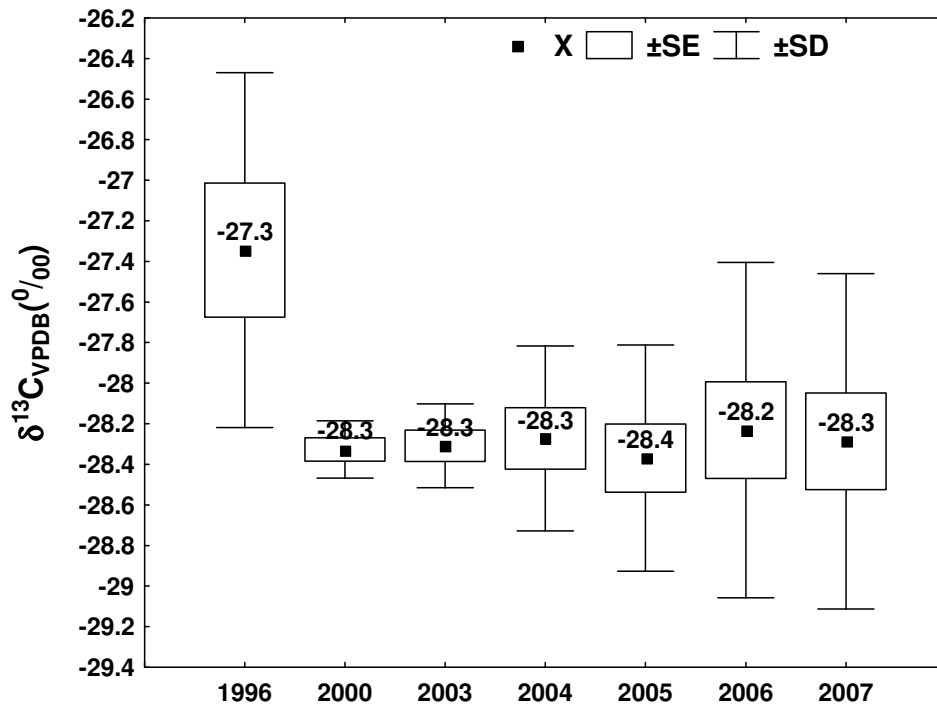


Figura 23. Diferencias temporales significativas de la señal isotópica del carbono en sedimentos superficiales en la laguna El Yucateco, Tab.

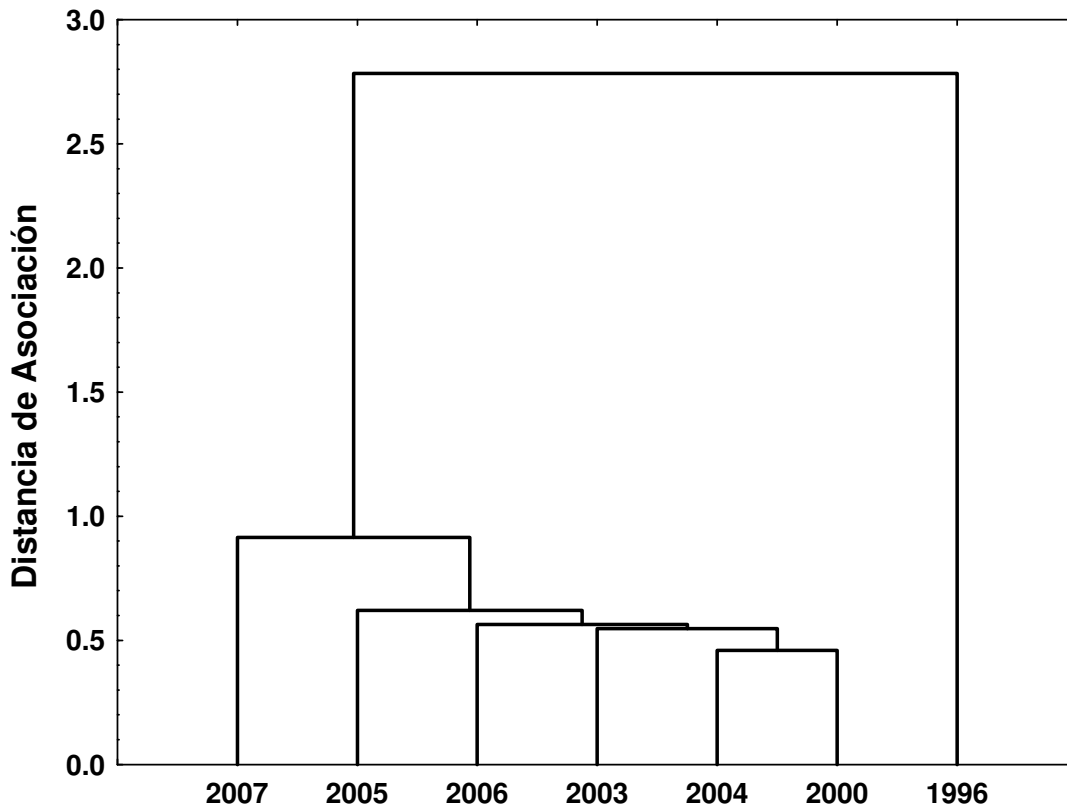


Figura 24. Dendrograma temporal de la señal isotópica del carbono en sedimentos superficiales en la laguna El Yucateco, Tab.

El patrón espacial de $\delta^{13}\text{C}$ mostró una serie de parches o mosaicos donde las parejas formadas por los sitios 1-5, 2-4, 6-9, 7-8 y 10-12, fueron las más asociadas y entre ellas, las estaciones 2, 4, 6 y 9 formaron un grupo bien definido que demarca el posible patrón de distribución de la materia orgánica de sureste (E-2) a noroeste (E-6) afectando el centro lagunar (E-4 y E-9); resalta la cercanía entre los puntos 3 y 11 respecto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$, ya que están localizados en áreas alejadas como son, el suroeste y la sección más inhóspita de los canales en el borde oriente, respectivamente; la agrupación esperada fue la de los sitios 7-8 y 10-12, cada cúmulo comparte características ambientales, la primera con una mezcla más acentuada constituida por restos de mangle, materiales fluviales y marinos, mientras que la segunda con la dinámica típica estuarina entre el río Tonalá y el mar (Fig. 25).

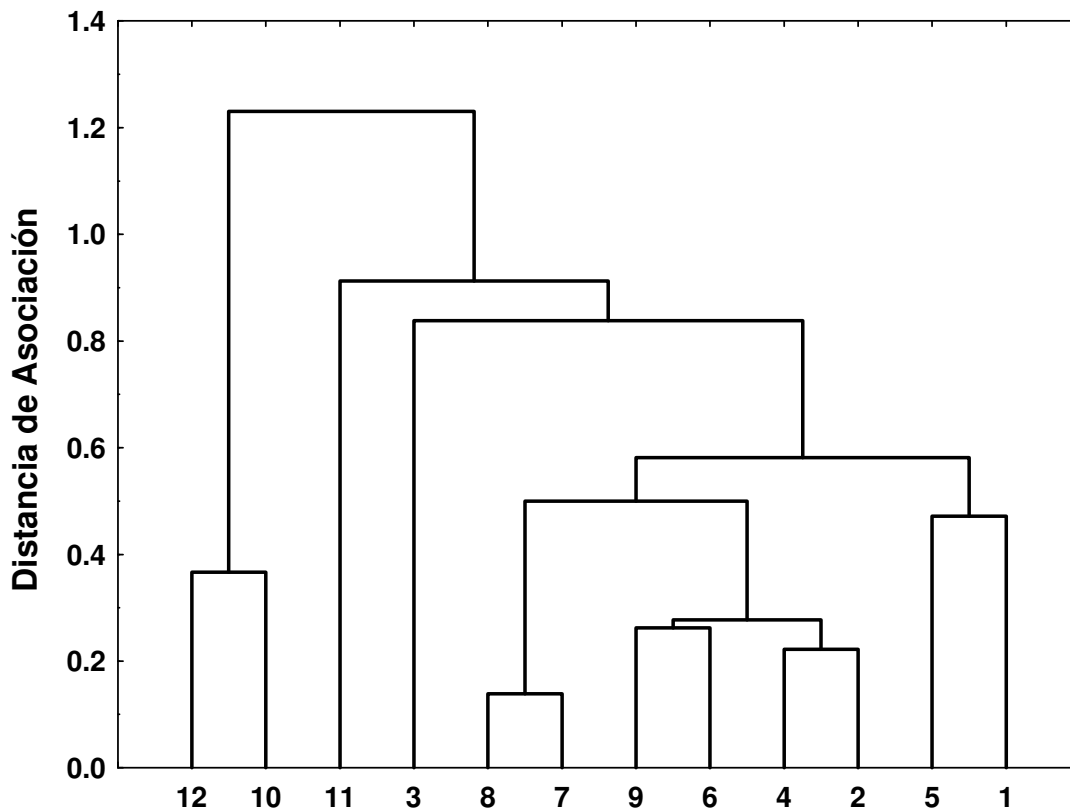


Figura 25. Dendrograma espacial de la señal isotópica del carbono en sedimentos superficiales en la laguna El Yucateco, Tab.

Fueron evaluadas las correlaciones estadísticas entre este componente geoquímico y el contenido de materia orgánica de los seis años (sólo época de secas) donde fue analizado el carbono isotópico; resultaron significativas las relaciones de cuatro años,

las excepciones fueron 2003 y 2007 ($p > 0.05$), observándose una fuerte dependencia entre estas variables, principalmente para junio 1996 ($r = 0.9449$, $p = 0.0013$) y marzo 2006 ($r = 0.7530$, $p = 0.005$); de igual forma, se presentó una relación estrecha entre algunas estaciones, por ejemplo 1 y 11 con gran influencia terrígena y antrópica, 10 y 12 con fuerte efecto marino y las restantes supeditadas a los aportes prevalecientes en la época estudiada (Fig. 26).

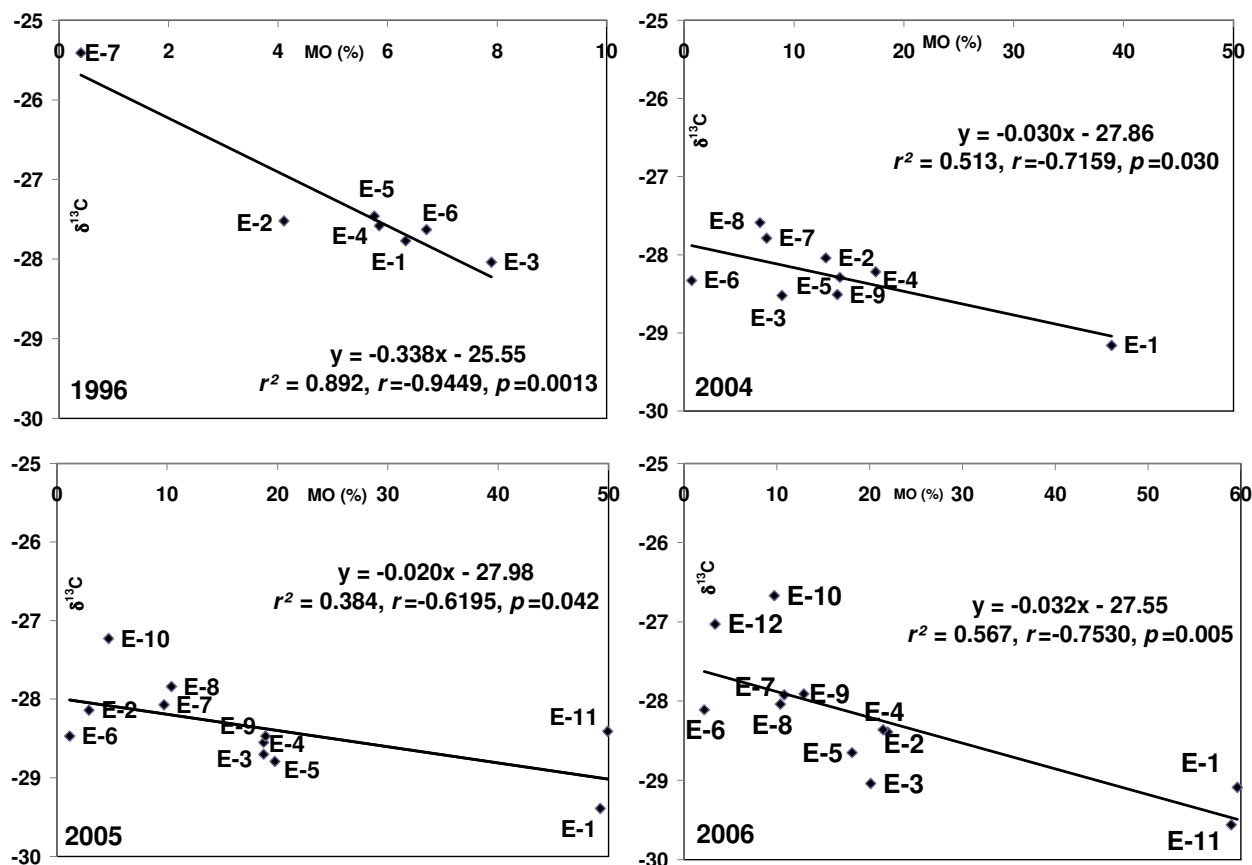


Figura 26. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y el carbono isotópico en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

Los datos de $\delta^{13}C$ se correlacionaron significativamente con el tipo de sedimento; la mejor relación de tipo inversa fue con los limos ($r = -0.7589$, $p = 0.004$), seguida por la de tipo directo obtenida con las arenas ($r = 0.7191$, $p = 0.008$) y la negativa con las arcillas ($r = -0.6368$, $p = 0.03$); este tipo de correlaciones negativas entre los sedimentos finos y el $\delta^{13}C$ fortalece el patrón mostrado con el tipo de sedimento y la MO ya que cuando el tamaño de grano es menor, del tipo lodoso, la señal isotópica del carbono se ubica en el valor típico del manglar (Fig. 27).

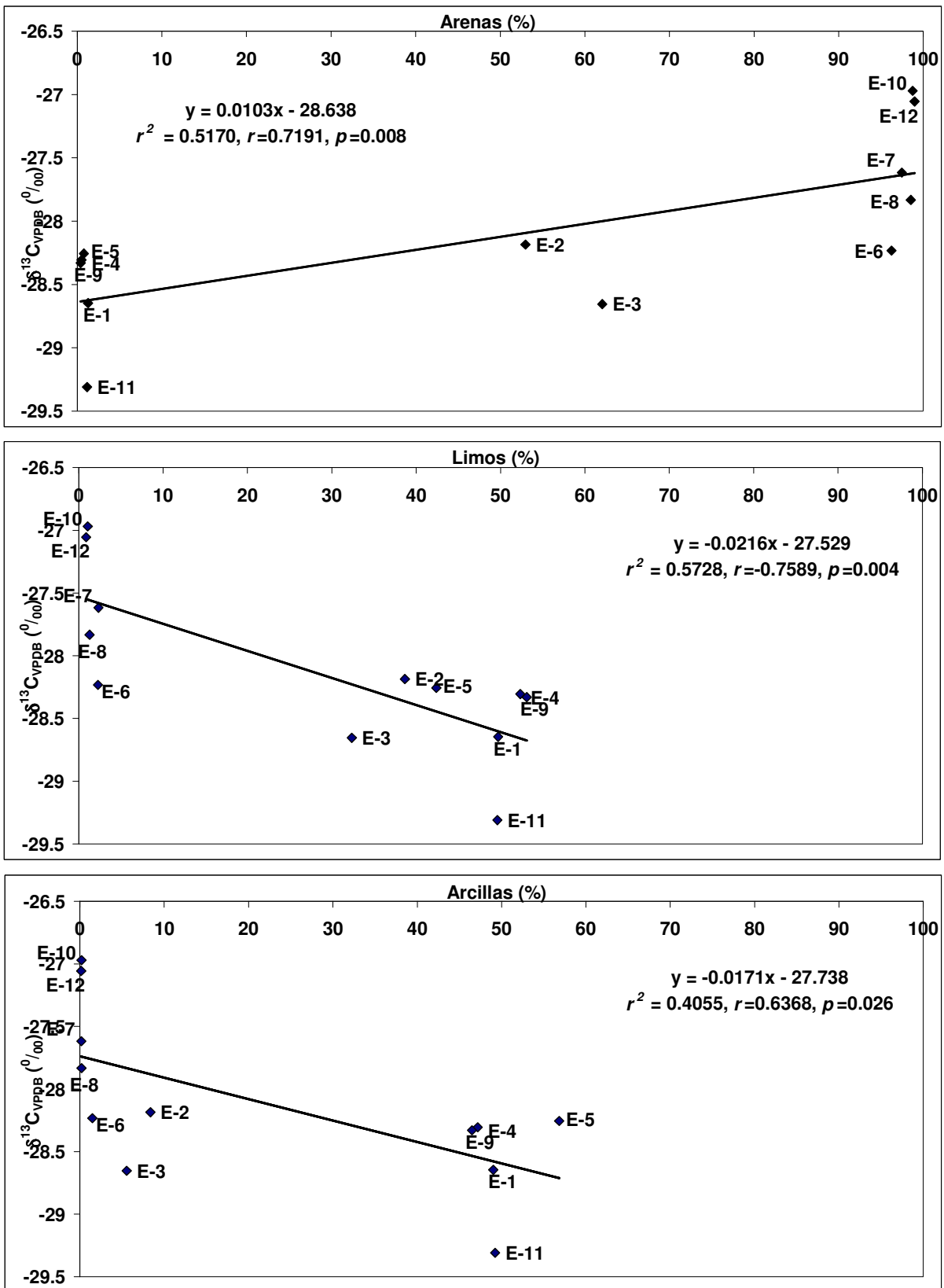


Figura 27. Correlaciones significativas entre el tipo de sedimento y el carbono isotópico de la laguna El Yucateco, Tab.

IV.2.2 Núcleos Sedimentarios

Se determinó la señal isotópica del carbono en los núcleos sedimentarios colectados en el período de secas de abril 2005 en los sitios 5 (05-E5) y 7 (05-E7) con 5 y 7 estratos respectivamente; es el primer registro de carbono isotópico en la columna sedimentaria histórica de la laguna El Yucateco, por lo que es importante observar el comportamiento registrado para este componente orgánico del sistema.

Ambos núcleos compartieron una geocronología entre 1975 y 2005 de acuerdo a la tasa de sedimentación reportada por Galavíz-Solís y colaboradores (1987) de 1.5 cm a^{-1} para algunas lagunas costeras de Tabasco. Los valores isotópicos del carbono son mayores en el núcleo 05-E5 con un valor homogéneo alrededor de -27.3‰ , concentración típica reportada para sedimentos antiguos de ecosistemas marinos donde el detrito vegetal ribereño, principalmente de manglar, es dominante (Boutton, 1991b). En contraste, el patrón seguido por el carbono isotópico en el núcleo 05-E7 localizado en el canal del río Chicozapote cerca de la estación 7, manifiesta valores empobrecidos de $\delta^{13}\text{C}$ alrededor de -28.3‰ , resaltando el valor más bajo de -29.06‰ por lo que en este sitio se refleja el aporte de detrito del manglar, así como la mezcla con un componente marino producto de las condiciones hidrodinámicas propias de un estuario (Fig. 28).

Existieron diferencias significativas entre las concentraciones de $\delta^{13}\text{C}$ de los núcleos evaluados en 2005 ($p=0.0002$), debido a la influencia de los factores microambientales que están presentes en cada uno de los sitios donde las columnas sedimentarias fueron colectadas, como son, el efecto de la marea sobre el lugar donde se obtuvo el núcleo 05-E7 y el gran arrastre de restos de manglar en la zona del núcleo 05-E5 (Fig. 29).

Se valoraron las correlaciones entre la materia orgánica y el carbono isotópico en los núcleos colectados durante 2005, observándose que para ambos no fueron significativas ($p>0.05$), lo cual pone de manifiesto las características particulares que influyen sobre el origen y la distribución de estos parámetros sedimentarios a lo largo del registro histórico.

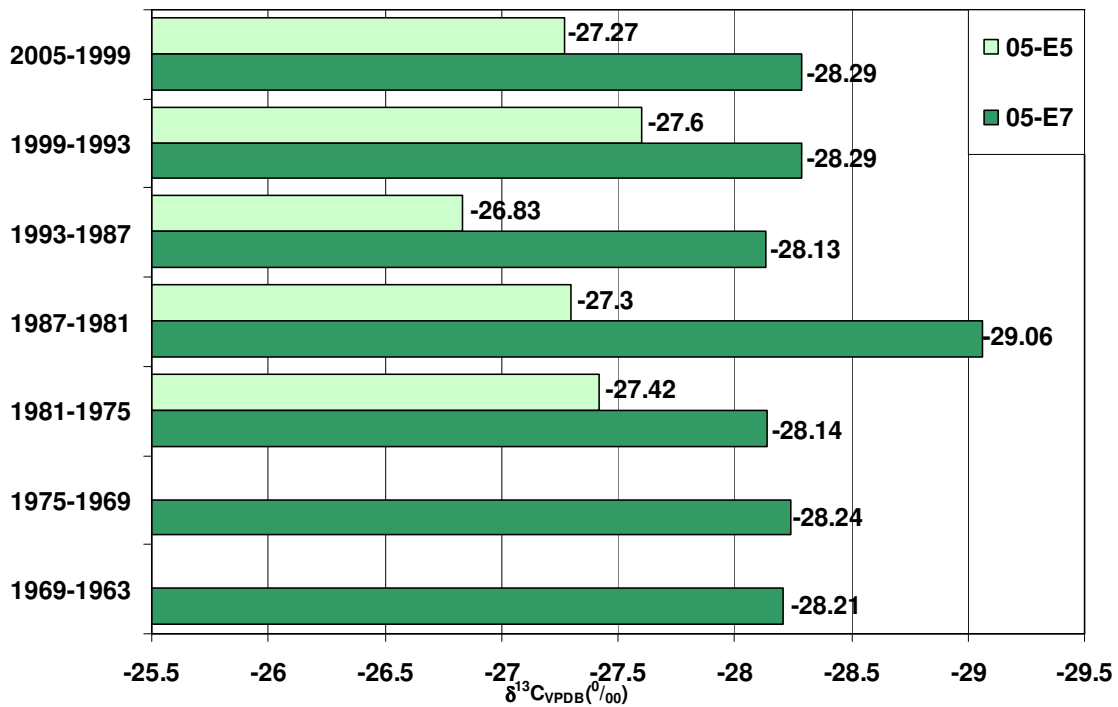


Figura 28. Distribución del carbono isotópico en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005.

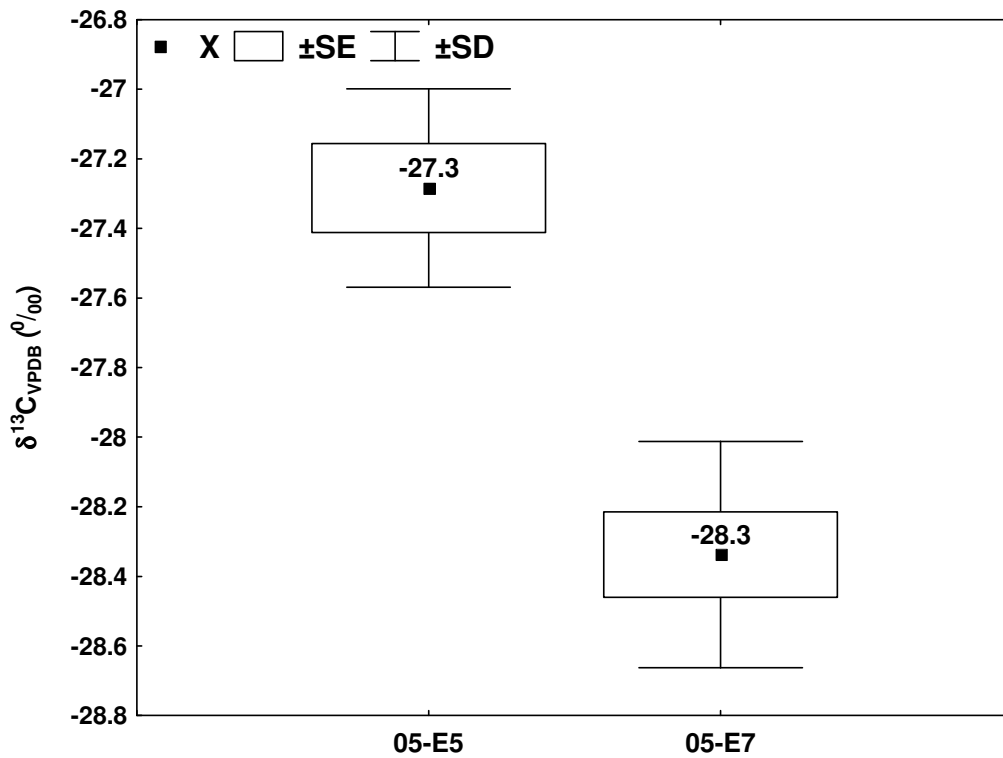


Figura 29. Diferencias significativas de la señal isotópica del carbono sedimentario entre los núcleos de 2005 de la laguna El Yucateco, Tab.

IV.3. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPs)

IV.3.1 Agua

Las concentraciones de HAPs dispersos en la columna de agua de la laguna El Yucateco, no mostraron un patrón definido desde junio 1996 hasta diciembre 2007; específicamente desde el primer registro hasta marzo 2006 la tendencia observada era al decremento, sin embargo, a partir de agosto 2006 se presentó un aumento, para nuevamente disminuir hacia agosto y diciembre 2007. A lo largo del tiempo, se registraron épocas de estudio donde los niveles promedio de estos compuestos hidrofóbicos superaron el criterio establecido por la USEPA de $0.03 \mu\text{gL}^{-1}$ (Law *et al.*, 1997); ocurrió en junio 1996, septiembre 2003, el más alto de todos los años evaluados ($0.13 \pm 0.05 \mu\text{gL}^{-1}$), agosto 2006 y marzo 2007, perteneciendo la mayoría de estos datos a las épocas de lluvias (Fig. 30).

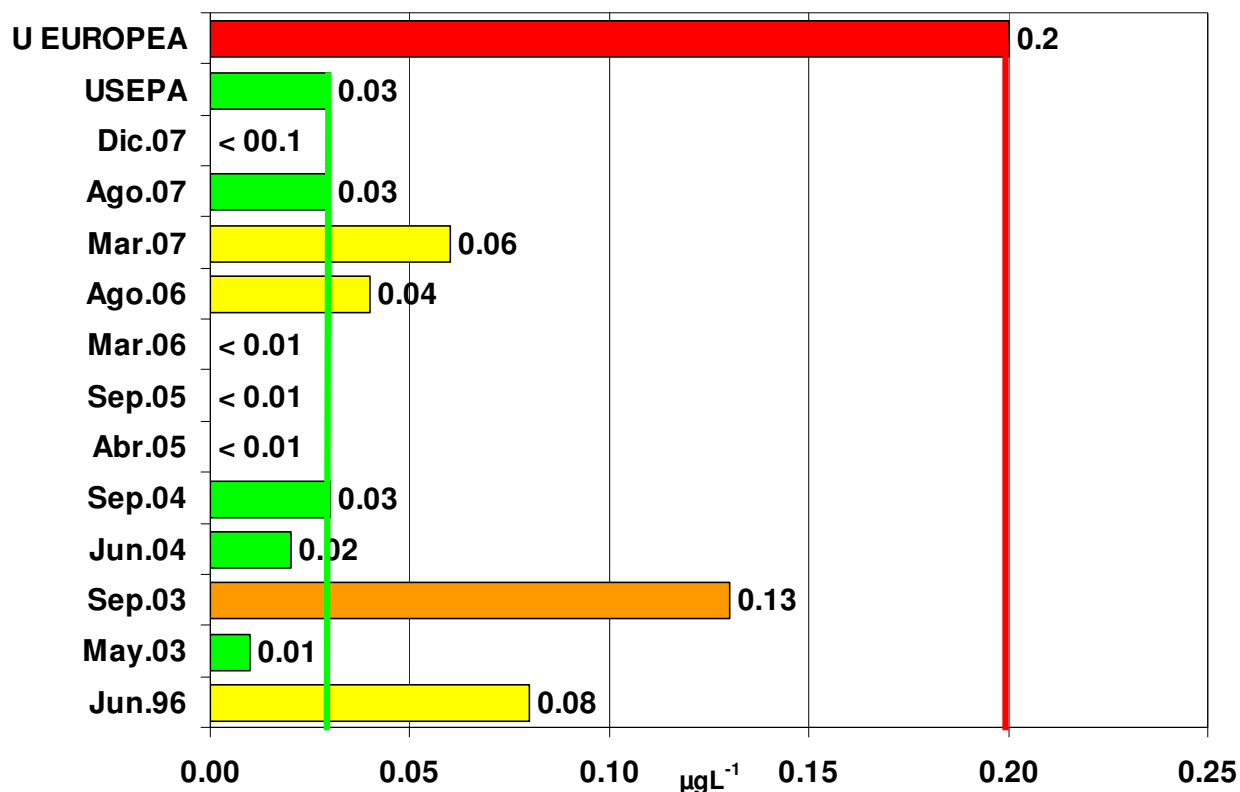


Figura 30. Comportamiento temporal de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.

El comportamiento espacio-temporal de estos compuestos orgánicos mostró que los valores de HAPs de las estaciones 1 a 3, tuvieron el máximo en septiembre 2003; en los sitios 4 a 7 las concentraciones más altas se presentaron en el ciclo 2007, lluvias 2006 y secas 1996. Para los sitios 8 y 9 los niveles mayores se tuvieron en secas 2004 y en el resto de las estaciones de monitoreo la única detección ocurrió en secas 2007 con un contenido elevado para la estación 10 con $0.27 \mu\text{gL}^{-1}$ (Fig. 31).

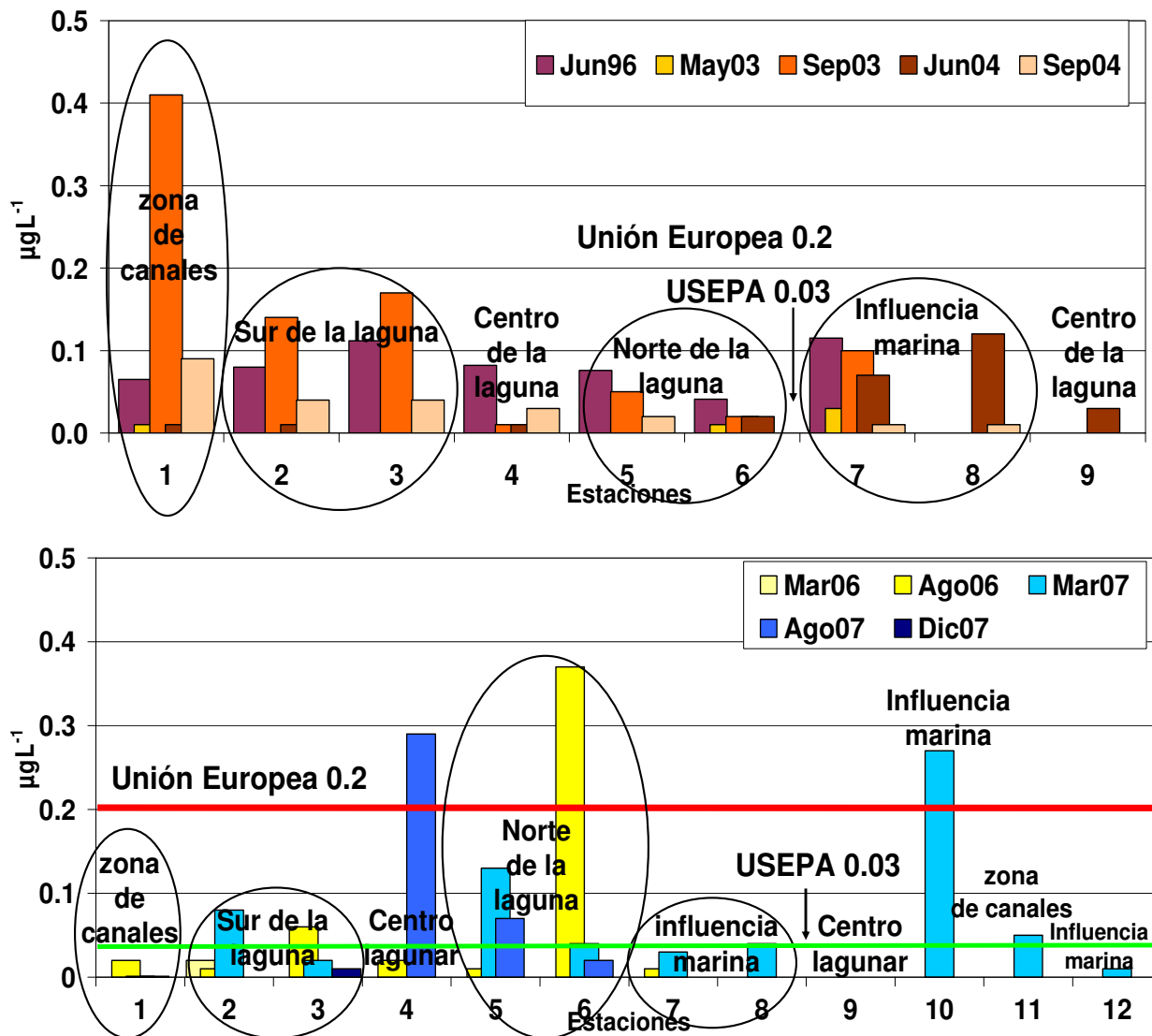


Figura 31. Comportamiento espacio-temporal de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Las condiciones imperantes en la columna de agua, los factores físicos como los vientos, vórtices, mareas y los aportes puntuales de hidrocarburos tanto por vía atmosférica como fluvial, favorecen o impiden que estos compuestos orgánicos estén presentes en sitios específicos del ecosistema lagunar estuarino de El Yucateco.

Al agrupar las estaciones de colecta por su localización, se observaron algunos contrastes bajo condiciones ambientales similares, por ejemplo, la zona de canales donde estuvieron los sitios 1 y 11, tuvieron concentraciones máximas de HAPs dispersos en el agua muy diferentes 0.41 vs $0.05 \mu\text{gL}^{-1}$; las áreas con influencia marina como las estaciones 7, 8 y 12 registraron menores niveles de poliaromáticos que la 10 también ubicada en esta área (máximos de 0.12 vs $0.27 \mu\text{gL}^{-1}$); la región del norte lagunar presentó valores mayores en la estación 5 que en la 6, con excepción de lo registrado en lluvias 2006. Este comportamiento es un reflejo de posibles fuentes no puntuales que aportan estos compuestos de forma discontinua, como pueden ser las embarcaciones de bajo calado tanto pesqueras como turísticas y de transporte, que existen en el área de estudio y que regularmente utilizan motores más económicos de dos tiempos en los cuales el uso de aceite es indispensable para su buen funcionamiento, lo cual genera hidrocarburos poliaromáticos de tipo pirolítico por la combustión incompleta de la gasolina y el aceite mezclado, siendo una fuente constante de estos compuestos hacia el ecosistema Yucateco-Chicozapote.

Se evaluaron las posibles diferencias significativas en la distribución espacial y temporal de HAPs dispersos en la columna de agua del Yucateco a largo de los años de estudio; los valores de la prueba de Wilcoxon (T), mostraron que fueron diferentes los datos de la colecta de junio 1996 y la mayoría de las restantes (7 de 11) ($p < 0.01$), excepto con los de lluvias 2003 ($p=0.74$), lluvias 2006 ($p=0.24$), secas y lluvias 2007 (p entre 0.07 y 0.24) (Fig. 32). Los valores de hidrocarburos en agua de la colecta de secas en mayo 2003 fueron distintos a los de lluvias de ese mismo año ($p=0.02$); por su parte, los niveles encontrados en lluvias 2003 fueron significativamente diferentes a los del ciclo 2004, al ciclo 2005, a las secas de marzo 2006 y a los encontrados en la época de nortes de diciembre 2007 ($p < 0.05$).

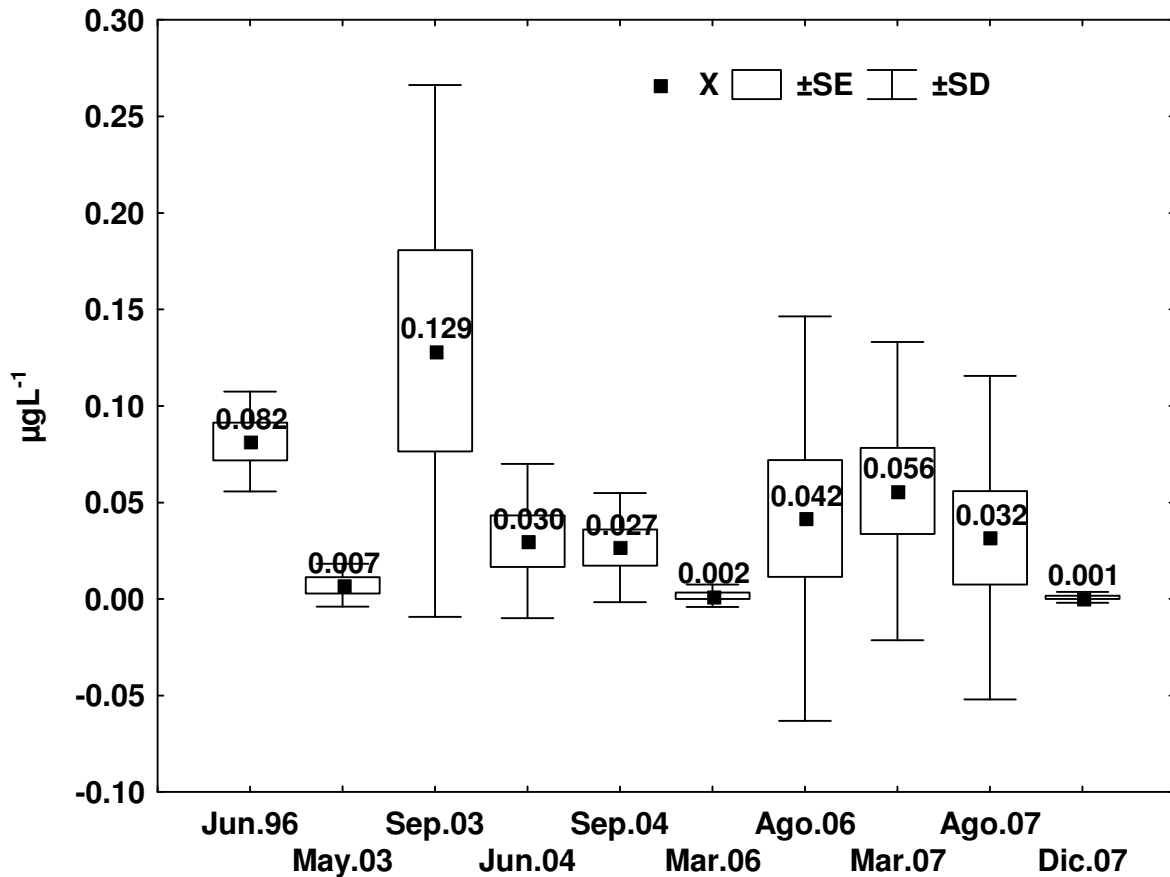


Figura 32. Diferencias temporales significativas de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.

En el estiaje de junio 2004 los datos de poliaromáticos en el agua analizada, fueron diferentes respecto a los del ciclo 2005, a las secas 2006 y a los nortes 2007 ($p < 0.05$). Los HAPs durante las lluvias de septiembre 2004 mostraron diferencias con el ciclo 2005, las secas 2006 y los nortes 2007 ($p < 0.02$); las concentraciones de estos compuestos orgánicos en marzo 2006 fueron distintas a las de lluvias de ese mismo año ($p = 0.04$) y a las de secas del año siguiente ($p = 0.005$); mientras que lo medido en las lluvias 2006 no mostró diferencias con lo registrado en nortes 2007 ($p = 0.02$). Para el último año de estudio (2007) se presentaron diferencias solamente entre los niveles de secas (marzo) y los de nortes (diciembre) ($p = 0.005$) (Fig. 32). Las similitudes temporales en el contenido de este grupo de hidrocarburos en la matriz acuosa se pueden apreciar en el dendrograma de la Figura 33, donde se observa que las colectas más parecidas entre sí fueron las de secas 2006 y nortes 2007, posteriormente se asociaron con los datos de secas 2003, 2004, formando un cúmulo bien diferenciado;

más alejados estuvieron los registros de lluvias 2004 y secas 2007, estos últimos fueron cercanos a secas 1996; las concentraciones obtenidas en lluvias 2003 se asociaron mejor con las de lluvias 2006, concordando con el análisis no paramétrico de Wilcoxon discutido anteriormente.

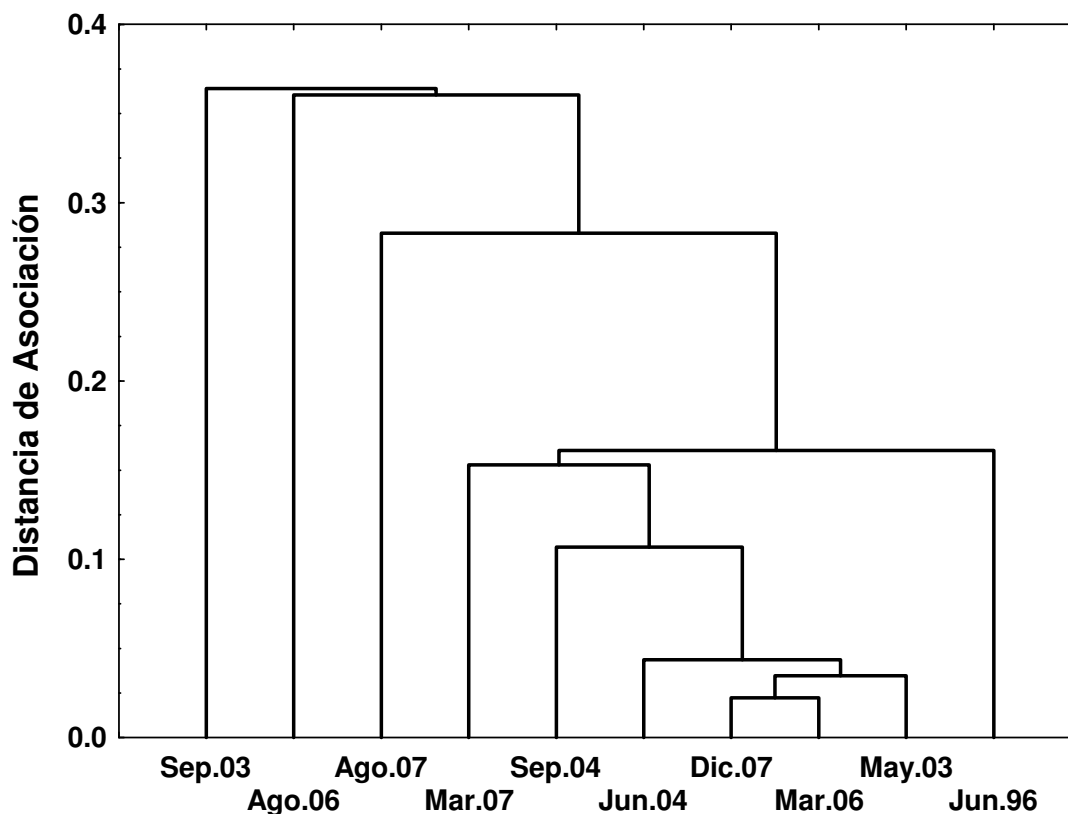


Figura 33. Dendrograma temporal de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.

El comportamiento espacial en el área de estudio se muestra en la Figura 34, donde se observan dos grupos pequeños formados cada uno de ellos por los sitios 7, 8, 11 y 1, 9, 12 con gran asociación, separándose del resto; la estación 6 mostró ser la más diferente en relación a sus registros de HAPs acuosos a lo largo de este estudio; en términos generales, el análisis de las medias para comprobar la existencia o no de diferencias en la distribución horizontal de estos compuestos, no fue significativa entre ninguno de los puntos de colecta ($p > 0.05$); sin embargo, el dendrograma mostró patrones similares entre las estaciones ya mencionadas y otras más como la 2 y 3, ambas ubicadas en el sur del cuerpo lagunar, por lo que puede decirse que los registros heterogéneos de este grupo de hidrocarburos en agua, dependen fundamentalmente

del aporte, de la circulación dominante así como del material particulado que exista, ya que este último representa el soporte idóneo para su adsorción y permanencia en esta matriz para posteriormente migrar hacia los sedimentos o ingresar a la biota en forma de alimento o mediante el proceso respiratorio, por lo que su presencia en la columna de agua es efímera.

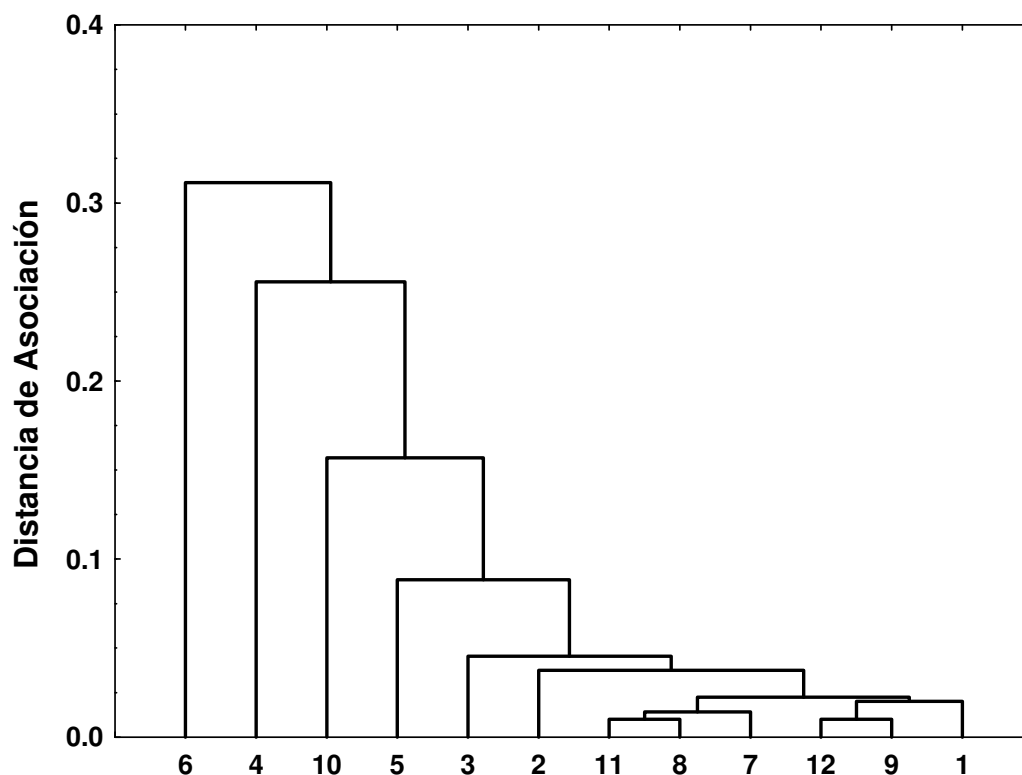


Figura 34. Dendrograma espacial de los HAPs en agua de la laguna El Yucateco, Tab.

Los HAPs individuales registrados en la matriz acuosa fueron pocos, principalmente los de cuatro anillos aromáticos como pireno, benzo(a)antraceno y criseno; además, también se detectaron compuestos ligeros como acenafteno y fluoreno los cuales pueden provenir del petróleo crudo y en el 2004 estuvo presente el cancerígeno dibenzo(a,h)antraceno; la magnitud de estos hidrocarburos fue baja, fluctuó entre 0.01 a 0.06 μgL^{-1} , ya que la presencia en la columna de agua está regida por las propiedades fisicoquímicas específicas de estas moléculas así como de las condiciones prevalenciente, sobre todo la materia orgánica particulada que exista por la afinidad que se da entre ambos grupos de sustancias del carbono.

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

La adsorción de los HAPs sobre las partículas, tanto atmosféricas como acuosas, tienen un efecto determinante en el almacenamiento sedimentario y la biodisponibilidad de estos xenobióticos, por ejemplo, aproximadamente el 80% del ingreso de los poliaromáticos de baja masa molecular como fenantreno y antraceno, se pierde desde la superficie del agua hacia la atmósfera por volatilización (McVeety y Hites, 1988). Asimismo, hay trabajos que respaldan la hipótesis de que los HAPs particulados no son fácilmente intercambiables con la fase disuelta debido a que pueden estar atrapados, unidos a las partículas finas como las arcillas, principalmente aquellos de mayor masa molecular (Fernandes *et al.*, 1997; Law *et al.*, 1997).

La variabilidad estacional puede determinar los niveles de HAPs en la columna de agua de los ecosistemas costeros, por ejemplo, se ha observado que durante los periodos fríos, de menores temperaturas atmosférica y acuosa, la descomposición microbiana de los poliaromáticos se ve limitada, así como la foto-oxidación de estos compuestos, la

cual depende directamente de la intensidad luminosa; por otro lado, durante los crecimientos planctónicos de primavera, se produce una gran cantidad de material detrítico que atrapa a los HAPs y los lleva al fondo de los sistemas (Witt, 1995).

En el caso de la laguna El Yucateco, un ecosistema tropical, se observó que durante la época de lluvias 2004, los ciclos completos de 2005 a 2007, la cantidad tan alta de materia orgánica que ingresó en estas fechas, contribuyó a la disminución de los poliaromáticos en agua ya que su carácter hidrofóbico favorece la adsorción particular, la floculación resultante y su transporte al sedimento lagunar. Estos patrones de distribución estacional son más significativos para los HAPs de baja masa molecular de 2 y 3 anillos bencénicos (128 a 202 uma) debido a su mayor sensibilidad a la foto-oxidación y a la degradación microbiana que los de mayor masa molecular (4 y 5 anillos bencénicos, de 202 a 278 uma), los cuales son más resistentes a estos procesos dando como resultado una persistencia ambiental alta (Witt, 1995). Sin embargo, debe resaltarse el hecho que desde lluvias 2006 se presentó un incremento de los niveles de HAPs en agua, siendo mayor en secas 2007, lo cual pudo deberse a un evento ocurrido en ese periodo, probablemente un derrame de petróleo, ya que en diciembre del último año de estudio, las concentraciones disminuyeron marcadamente, sin poder contar con registro de ellos ($<0.01 \mu\text{gL}^{-1}$), salvo en el sitio 3 ubicado en el suroeste de la laguna.

En la Figura 35 se presentan los datos agrupados de HAPs dispersos en la columna de agua evaluados durante todo el estudio; esta matriz, como ya se ha comentado, es muy variable debido a la influencia de un gran número de factores tanto puntuales como crónicos, la zona sur del cuerpo lagunar y la sección cercana al río Tonalá en el occidente, son las que tuvieron mayor presencia de estos compuestos en la matriz acuosa.

En ambientes costeros y marinos las descargas fluviales son una fuente importante de HAPs, lo que significa que sus niveles en los ríos y estuarios serán mayores que los encontrados en mar abierto donde se han reportado valores entre 0.024 y $0.045 \mu\text{gL}^{-1}$ para el agua de mar (Desiderie *et al.*, 1984), y de forma más reciente, ΣHAPs disueltos

en la región del hundimiento del buque petrolero *Prestige* frente a las costas de Galicia, España con un intervalo entre 0.03 y 0.19 μgL^{-1} (Elordui-Zapatarietxe *et al.*, 2010), contrastando con los niveles de 1 μgL^{-1} mencionados por Shriadah (1999), el cual lo considera como típico del agua de mar sin contaminación importante por petróleo y 500 μgL^{-1} en áreas afectadas por este energético, como aquellas dentro de las rutas de los buques-tanque; datos más recientes señalan que las concentraciones de HAPs en agua de mar usualmente registradas en el océano son $< 0.001 \mu\text{gL}^{-1}$ (Elordui-Zapatarietxe *et al.*, 2010).

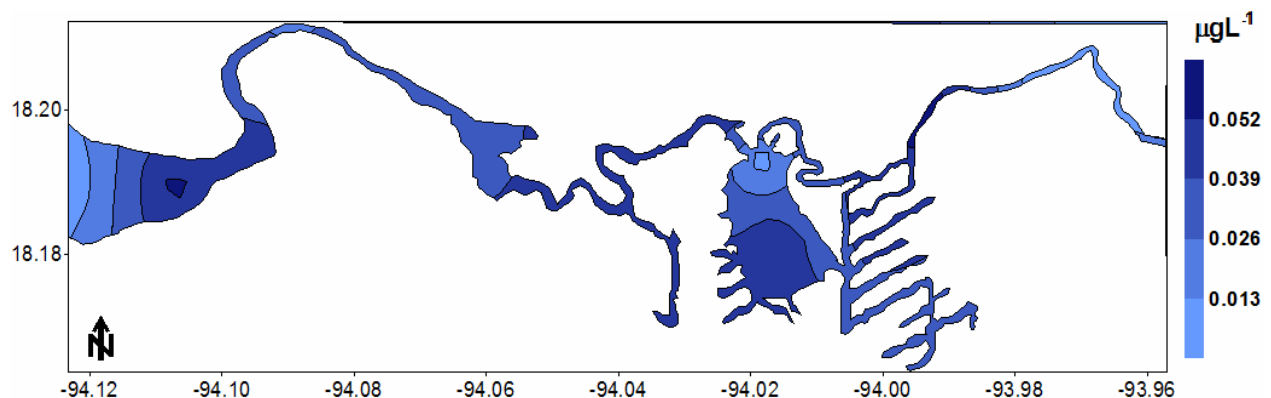


Figura 35. Distribución espacial general de los HAPs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab.

Thomas y Delfino (1991) mencionan que el agua subterránea contaminada por petróleo puede llegar a concentraciones de 5 μgL^{-1} . En contraste, existe el criterio de calidad ambiental para proteger a los consumidores humanos de productos biológicos acuáticos colectados en ambientes naturales con una posible contaminación por HAPs que establece un nivel de 0.03 μgL^{-1} para la ΣHAPs (USEPA, 1988) y el límite máximo permisible de 0.2 μgL^{-1} , establecido por la Unión Europea (UE) (Law *et al.*, 1997); la Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés) ha establecido criterios guía para una gama amplia de sustancias, organismos y materiales que debe poseer o no el agua potable y asume que estos valores deben aplicarse a las aguas naturales; solamente incluye al benzo(a)pireno con un valor de 0.7 μgL^{-1} y puede tomarse como referencia de calidad para evitar problemas de salud pública (WHO, 2011). Al tomar en cuenta los criterios ambientales de las agencias de protección ambiental y de salud mencionadas, existieron sitios dentro de la laguna El Yucateco

cuyos niveles de HAPs rebasaron el criterio de la USEPA, por ejemplo, lo hicieron todas las estaciones evaluadas en junio 1996, la mayoría de las analizadas en las lluvias de septiembre 2003, la 7 y 8 de secas en junio 2004, de la 1 a la 3 en lluvias de ese mismo año, la 3 y la 6 en lluvias de agosto 2006, más del 50% de las muestras de secas de marzo 2007 y la 4 y 5 colectadas en lluvias de ese año de estudio; cabe mencionar que de todo este grupo, a lo largo de los años evaluados, las estaciones 2, 3 y 5 tuvieron el mayor número de registros que superaron a los criterios internacionales mencionados con 33.3% cada una; además, los sitios 4, 6 y 10 fueron en donde se encontraron los valores más altos de HAPs dispersos en la columna de agua, por arriba de la referencia europea ($>0.2 \mu\text{gL}^{-1}$) (Fig. 31).

En esta matriz ambiental tan compleja de evaluar cuando se pretende estimar la concentración de contaminantes hidrofóbicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, se encontró una variedad baja de ellos, dominando dos compuestos: acenafteno y criseno, el primero de mayor solubilidad ($2.9 \times 10^{-2} \text{ mmolL}^{-1}$) que el segundo ($5.7 \times 10^{-7} \text{ mmolL}^{-1}$) y por lo tanto, de menor persistencia ambiental, mientras que el criseno tiene un mayor coeficiente de reparto octanol/agua (K_{ow}) (5.1) (Díaz-Morales, 2006) lo que significa una mayor adsorción sobre la materia orgánica particulada y mayor permanencia en el ecosistema. Las propiedades fisicoquímicas individuales de los poliaromáticos contribuyen a explicar su presencia en determinada fase y cantidad; sin embargo, el aporte es el factor decisivo para poder registrarlos sobre todo en el agua natural, es así que la detección de acenafteno en este compartimento solamente en agosto 2006 y marzo 2007, puede deberse al posible vertido de petróleo crudo que ocurrió en la laguna durante el verano 2006, ya que no se había detectado antes de esa fecha y no fue posible obtenerlo en diciembre 2007, lo que pone de manifiesto su ingreso puntual al ecosistema y su volatilización y/o foto-oxidación posteriores. En contraste, el criseno se presentó frecuentemente en el agua del Yucateco y su origen se deriva principalmente de fuentes de combustión tanto de combustibles fósiles como de materiales vegetales, aportes que son comunes en el área de estudio.

La presencia de HAPs de riesgo ambiental como el benzo(a)pireno y el dibenzo(a,h)antraceno fue prácticamente nula, con excepción de este último durante las lluvias de septiembre 2004 en las estaciones 1 a 4, principalmente en la 1 ($0.06 \mu\text{gL}^{-1}$) ubicada en la zona de los canales del lado oriental, con una hidrodinámica pobre, un tiempo de residencia alto así como gran contenido de materia orgánica.

IV.3.2 Sedimentos Superficiales

El comportamiento temporal seguido por las concentraciones promedio de HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, desde 1996 hasta diciembre 2007, se presenta en la Figura 36; el primer lugar ($19.67 \mu\text{g}^{-1}$) lo ocupó la colecta inicial realizada en esta región durante el final de la época de secas y la llegada de las primeras lluvias durante junio 1996; después de este año, los poliaromáticos en los sedimentos lagunares disminuyeron sus niveles a 4.2 y $7.43 \mu\text{g}^{-1}$ en el ciclo 2001, lo cual significó una disminución de más del 60%.

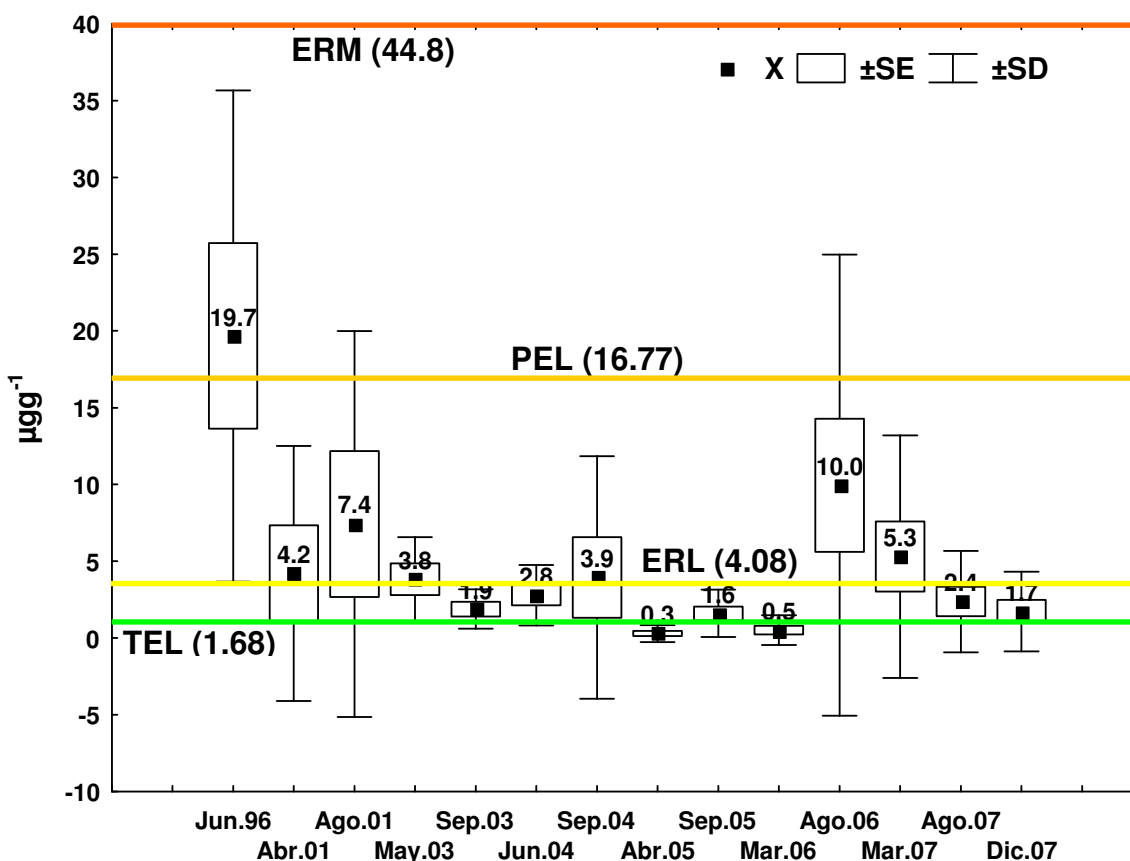


Figura 36. Comportamiento temporal de los HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab., y concentraciones de referencia relacionadas con daño bentónico.

Este comportamiento hacia el déficit continuó hasta la estación de estiaje en marzo 2006 ya que en la colecta de lluvias en agosto de ese año se revirtió este proceso debido a un incremento anómalo dando una concentración promedio de $9.95 \pm 4.34 \mu\text{gg}^{-1}$; posteriormente, se volvió a manifestar el patrón hacia el decremento de forma constante hasta el último registro hecho en la época de nortes en diciembre 2007, temporada en la que ocurrió una serie de eventos hidrometeorológicos extremos, como frentes fríos, lluvias torrenciales, marea anormalmente alta y desfogue de presas, los cuales provocaron una de las inundaciones más grandes en el estado de Tabasco, afectando principalmente la región de Villahermosa perteneciente al municipio de Centro y a otras áreas estatales como las zonas de Cárdenas y Huimanguillo, municipios a los que pertenece el área de estudio (CEPAL, 2008); cabe señalar que las concentraciones más bajas de HAPs en los sedimentos fueron encontradas en las secas 2005 ($0.29 \pm 0.17 \mu\text{gg}^{-1}$) y las de 2006 ($0.52 \pm 0.28 \mu\text{gg}^{-1}$).

La distribución espacial de los poliaromáticos en esta laguna a lo largo del tiempo, se puede observar en el Cuadro 8; el nivel más alto fue registrado en la época de secas durante junio 1996, con una concentración de $51.5 \mu\text{gg}^{-1}$ en el sitio 3, situado en el área de influencia del pozo 343 donde han sido detectadas fugas de las líneas de descarga de dicho pozo a mediados de los noventa, y esta misma estación se volvió a tener el máximo durante la colecta de lluvias (septiembre) de ese año con $37.4 \mu\text{gg}^{-1}$. En los subsecuentes ciclos de estudio, se presentó un decremento significativo de las concentraciones de HAPs en los sedimentos del Yucateco, excepto en la época de lluvias 2006, ya que existió una concentración elevada de $46.4 \mu\text{gg}^{-1}$ en el sitio 4, situado en el área central lagunar con la presencia de infraestructura petrolera subterránea; otros puntos con alto contenido de HAPs sedimentarios fueron, la estación 11 en lluvias 2006 y secas 2007 (35.41 y $29.08 \mu\text{gg}^{-1}$), el sitio 1 en lluvias 2004 con $24.87 \mu\text{gg}^{-1}$, al igual que el 2 en agosto 2006 ($12.54 \mu\text{gg}^{-1}$) y nuevamente el 11 durante agosto 2007 ($11.87 \mu\text{gg}^{-1}$) (Figs. 37, 38 y 39).

Cuadro 8. Comportamiento espacio-temporal de la ΣHAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en μgg^{-1} . 1996-2007.

Época de Colecta	Estaciones												Promedio	Error estándar
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
Junio 1996	26.44	17.26	51.49	9.27	17.20	14.62	1.44	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	19.67	6.05
Abril 2001	4.01	<0.01	0.51	0.77	22.80	0.67	0.64	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	4.20	3.14
Agosto 2001	<0.01	32.11	17.32	0.40	1.37	0.27	0.51	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	7.43	4.75
Mayo 2003	1.61	3.83	0.82	7.46	7.62	1.86	3.63	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	3.83	1.04
Septiembre 2003	3.88	1.87	0.42	2.94	1.89	0.29	1.96	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	1.89	0.48
Junio 2004	6.26	5.62	1.36	3.12	2.64	2.05	1.21	0.45	2.35	N.C.	N.C.	N.C.	2.78	0.66
Septiembre 2004	24.87	1.08	1.67	0.79	0.51	2.19	3.32	0.64	0.44	N.C.	N.C.	N.C.	3.95	2.63
Abril 2005	1.82	0.06	0.23	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.24	0.12	0.02	0.73	N.C.	0.30	0.17
Septiembre 2005	4.63	2.52	4.10	1.20	1.14	0.83	0.21	0.27	1.58	0.06	2.54	0.18	1.61	0.45
Marzo 2006	0.50	0.44	0.48	0.26	0.22	0.10	0.06	0.40	0.04	<0.01	3.56	0.17	0.52	0.28
Agosto 2006	4.33	12.54	1.42	46.47	7.02	3.28	2.28	1.53	3.08	1.06	35.41	1.01	9.95	4.34
Marzo 2007	4.84	4.73	8.41	6.95	0.95	0.66	1.95	1.88	1.32	1.59	29.08	1.29	5.30	2.28
Agosto 2007	4.00	3.17	1.05	3.96	0.99	0.24	0.72	1.41	0.77	0.27	11.87	0.15	2.38	0.95
Diciembre 2007	2.59	0.91	1.20	1.17	1.56	0.14	0.47	0.47	1.20	0.60	9.72	0.72	1.73	0.75
Promedio	7.08	6.15	8.53	6.06	4.71	2.68	1.31	0.89	1.16	0.51	13.27	0.59		
Error estándar	2.18	2.40	4.00	3.21	1.86	1.20	0.31	0.26	0.39	0.23	5.17	0.20		
TEL	1.68 (Buchman, 2008)													
ERL	4.02 (Long <i>et al.</i> , 1995; Buchman, 2008)													
PEL	16.77 (Buchman, 2008)													
ERM	44.8 (Long <i>et al.</i> , 1995; Buchman, 2008)													

N.C. No colectado

Se utilizaron parámetros de referencia ambiental como son los criterios de calidad sedimentaria establecidos por Long y colaboradores en 1995 para una gama amplia de sedimentos costeros; estos son conocidos como ERL por sus siglas en inglés lo que significa el intervalo de concentración menor para provocar efectos bentónicos adversos (*Effects Range Low*) con un valor para la ΣHAPs de $4.02 \mu\text{gg}^{-1}$ y el ERM definido como el intervalo de niveles intermedios para impactar al bentos (*Effects Range Median*) con $44.8 \mu\text{gg}^{-1}$; además, se incluyeron, la concentración umbral denominada TEL o ISQG (*Threshold Effects Level or Iterim Sediment Quality Guidelines*) que tiene un valor para la ΣHAPs de $1.68 \mu\text{gg}^{-1}$, así como el nivel inferior del intervalo de concentración en el

cual siempre se observan efectos adversos sobre la biota, conocido como PEL (*Probable Effects Level*) con $16.77 \mu\text{g g}^{-1}$; con estos puntos de referencia se tiene un espectro mayor para poder evaluar el posible daño bentónico derivado de la toxicidad intrínseca sedimentaria proveniente de la mezcla de HAPs (Buchman, 2008).

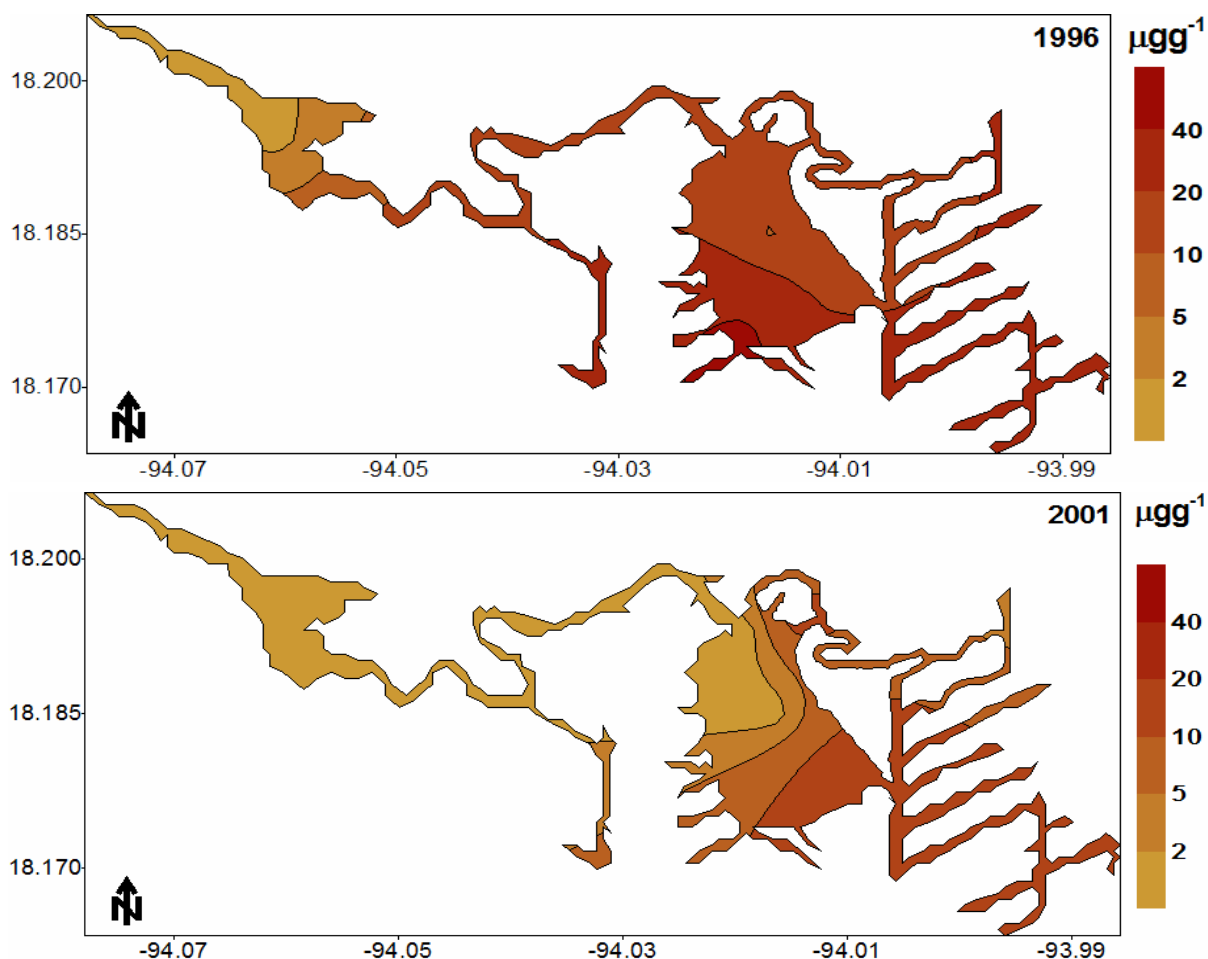


Figura 37. Comportamiento espacio temporal de los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 y 2001.

Estos criterios son aplicados por organizaciones internacionales como la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) de Estados Unidos, *Environment Canada* de Canadá, *The Australian Government Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities* de Australia, USEPA de Estados Unidos y en nuestro país se están utilizando en los reportes de investigaciones científicas y gubernamentales debido a que no se cuenta con referencias ambientales propias para calidad de sedimentos costeros y marinos mexicanos.

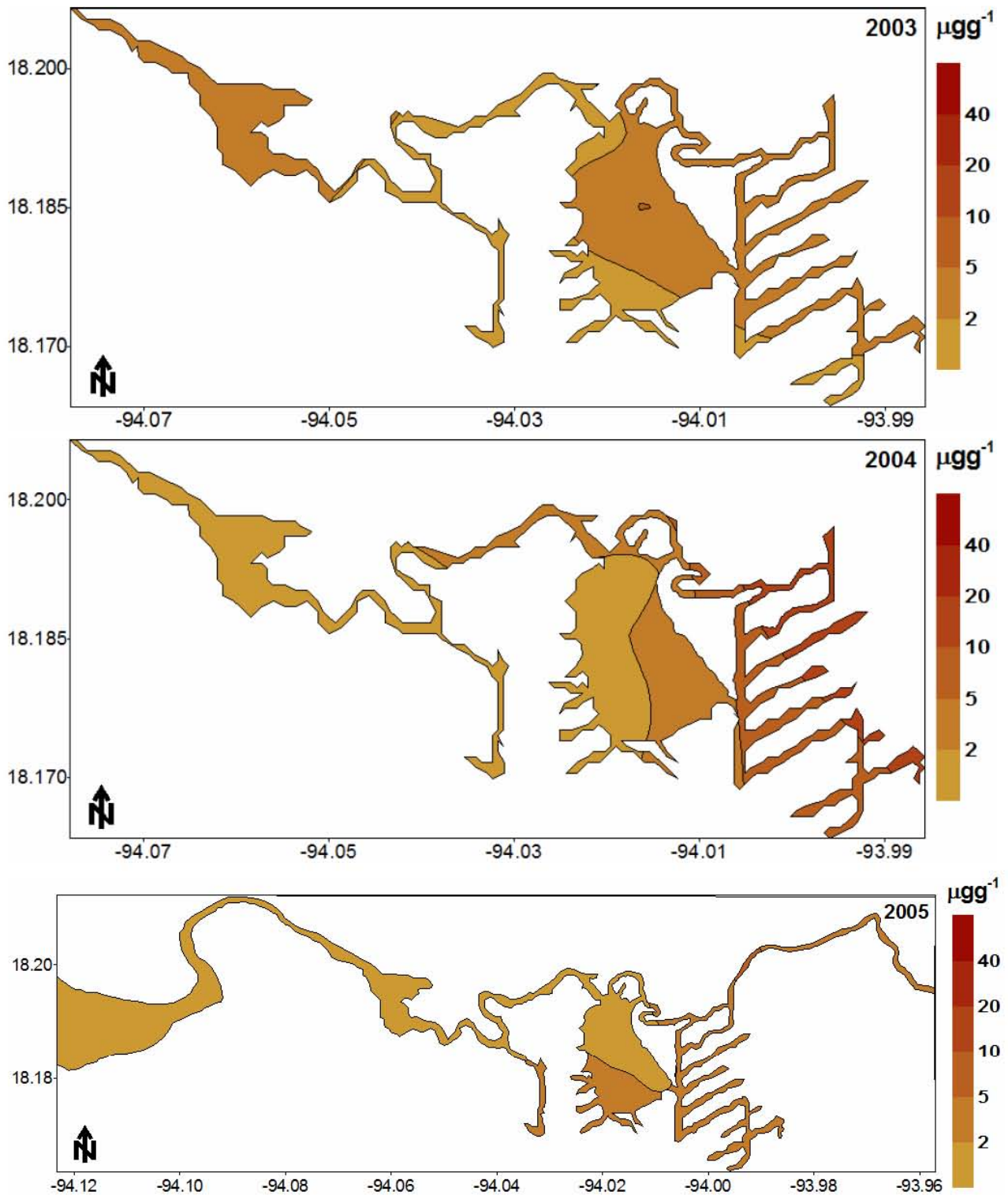


Figura 38. Comportamiento espacio temporal de los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2003-2005.

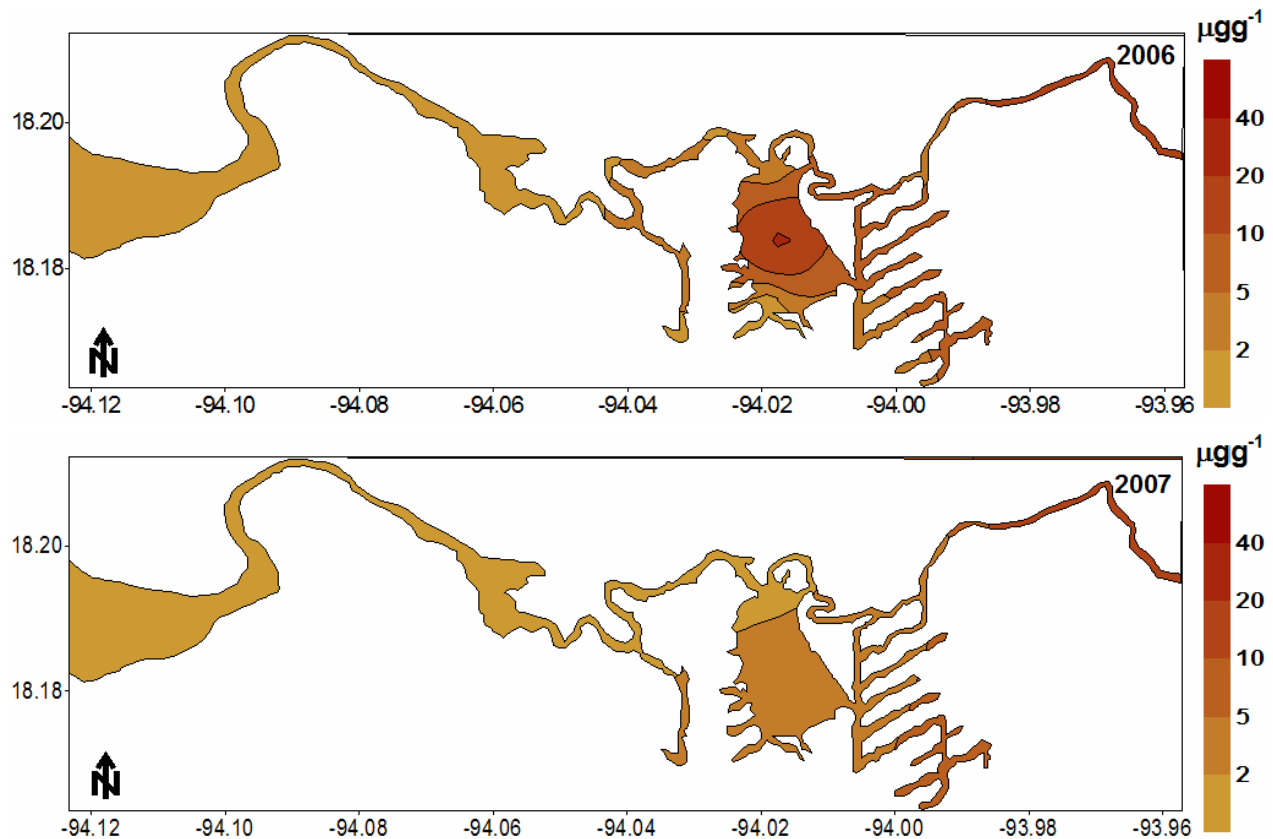


Figura 39. Comportamiento espacio temporal de los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2006 y 2007.

Es importante señalar que los datos obtenidos de HAPs sedimentarios demostraron una acumulación de estos xenobióticos, de tal magnitud que representan un riesgo para el bentos existente; la estación 1 presentó siete registros en las 15 colectas analizadas, donde la magnitud de las concentraciones de poliaromáticos superó el criterio de calidad ERL de $4.02 \mu\text{g g}^{-1}$; los sitios 2 y 3 localizados en el sur del cuerpo lagunar, tuvieron cinco reportes con este patrón sobresaliendo lo detectado en junio 1996 para la estación 3 ya que su contenido fue $>\text{ERM}$ ($>44.8 \mu\text{g g}^{-1}$), significando que en esa época el impacto nocivo sobre el bentos era una realidad.

Las estaciones 4 y 5 (centro y norte de la laguna), solamente tuvieron cuatro niveles de riesgo bentónico, principalmente en el centro de la laguna (E-4) durante agosto 2006 y en el norte de la misma (E-5) en junio 1996; en la estación 6 se observó un registro en la primera colecta realizada durante 1996, $>\text{ERL}$, a pesar de ser una región de

transición y alta dinámica por estar influenciada directamente por el caudal del río Chicozapote y tener sedimentos arenosos como principales componentes sedimentarios; las estaciones 7 a 10 no presentaron niveles de riesgo, a diferencia del sitio 11, ya que a pesar de contar con menos registros temporales por haber sido incluido a partir de 2005 en la red de estaciones, tuvo cuatro datos de Σ HAPs >ERL, uno de ellos equiparable al ERM en agosto 2006 (Cuadro 8).

La región donde se ubicaron las estaciones 1 y 11 presentó niveles altos de HAPs en sedimentos, lo cual pone de manifiesto la necesidad de continuar la vigilancia sobre el comportamiento de estos compuestos, principalmente en esta zona específica de la laguna. En general, los niveles detectados durante las colectas realizadas en 2004, 2005 y secas 2006, mostraron una tendencia a la baja en las concentraciones de estos xenobióticos, y al igual que en la columna de agua, existió un repunte en agosto 2006, donde el incremento en los valores de HAPs fue notorio, volviendo a disminuir hacia las lluvias y los nortes 2007 (Cuadro 8) (Figs. 38 y 39).

En este aspecto ecotoxicológico, por el contenido de HAPs encontrado, los sedimentos del Yucateco de junio 1996, ciclo 2001, agosto 2006 y marzo 2007, estuvieron en el intervalo $> \text{ERL} < \text{ERM}$, lo que significa que las concentraciones representan un riesgo para los organismos bentónicos; los sitios críticos fueron las estaciones 3 (junio 1996) y 4 (agosto 2006) ya que tuvieron niveles de HAPs $> \text{ERM}$ (44.8 vs 51.49 y $46.47 \mu\text{gg}^{-1}$) lo que pone de manifiesto que en el suroeste y centro de la laguna es altamente probable que ocurra daño bentónico derivado de la toxicidad intrínseca de los sedimentos lagunares. Además, el área de los canales (estaciones 1 y 11) y el sureste del cuerpo lagunar, presentaron niveles entre seis y ocho veces mayores al ERL ($4.02 \mu\text{gg}^{-1}$), por lo que deben considerarse dentro del grupo de zonas críticas con un grado alto de riesgo para la fauna bentónica (Fig. 40).

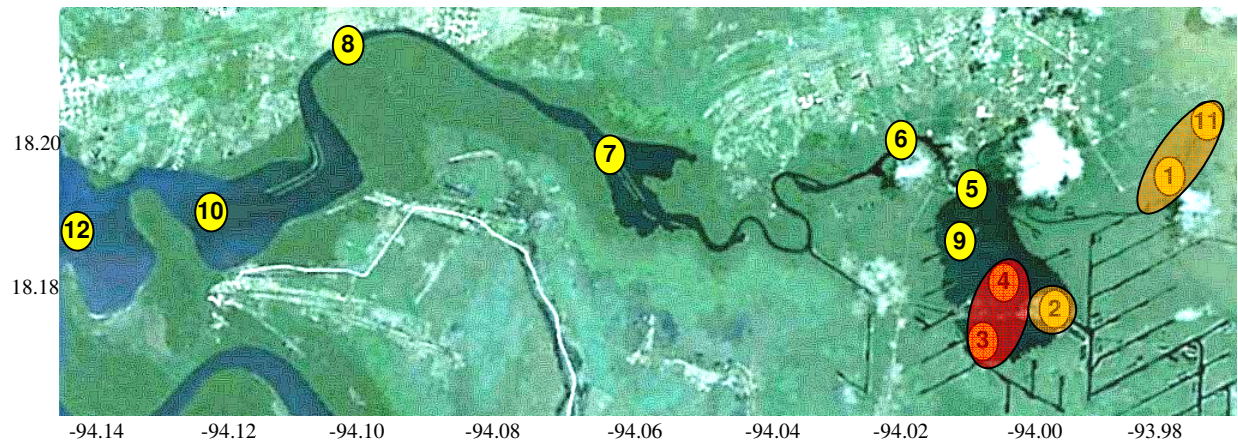


Figura 40. Áreas críticas de toxicidad sedimentaria por HAPs en la laguna El Yucateco, Tab.

Es importante mencionar que de forma global se evaluó la existencia de diferencias estacionales significativas entre las colectas realizadas en el sistema lagunar desde 1996; se encontró significancia entre los datos de junio 1996 y las colectas restantes ($p < 0.05$) excepto con las lluvias de agosto 2001 ($p = 0.09$) y 2006 ($p = 0.24$) (Fig. 36), lo cual nuevamente destacó la heterogeneidad de los factores y condiciones ambientales que rigen época con época este sistema lagunar, así como la actividad biogeoquímica que se presente en el compartimento sedimentario.

De forma particular, existieron diferencias importantes entre el contenido de HAPs en los sedimentos de abril 2001 y esa misma estación de estiaje 2005 y 2006 ($p = 0.03$ y 0.04); los valores de mayo 2003 y las mismas épocas de secas mencionadas ($p = 0.03$ y 0.02). Los resultados de poliaromáticos sedimentarios de la estación de lluvias en septiembre 2003 fueron estadísticamente diferentes a los registrados en las secas de 2005 ($p = 0.02$) y a los del ciclo 2006 ($p = 0.03$ y 0.01); otra colecta que presentó este patrón en el análisis de datos, fue la de secas de junio 2004 siendo distinta significativamente a la información de HAPs de secas 2005 ($p = 0.008$), secas 2006 ($p = 0.008$) y nortes 2007 ($p = 0.01$). En este comportamiento también estuvo la colecta de secas 2005 diferente a los valores de lluvias en septiembre 2005 ($p = 0.003$) a las lluvias 2006 ($p = 0.003$) y al ciclo completo 2007 ($p = 0.003$). Las concentraciones de estos compuestos orgánicos en la matriz sedimentaria detectadas en la colecta de lluvias

2005 fueron diferentes a los niveles encontrados en 2006 ($p=0.03$ y 0.02) y en secas 2007 ($p=0.01$); los registrados en marzo 2006 fueron distintos a los encontrados en las lluvias de ese mismo año ($p=0.002$) y en 2007 ($p=0.002$); los HAPs detectados en lluvias 2006 difirieron en sus magnitudes con los de lluvias y nortes 2007 ($p=0.002$) y los de marzo 2007 lo fueron con las dos colectas restantes de ese mismo año ($p=0.003$ y 0.006). Estos patrones demuestran que la dinámica mostrada por los HAPs en los sedimentos lagunares estuarinos del Yucateco es producto de un conjunto de factores ambientales estrechamente relacionados. El perfil temporal se puede observar en la Figura 41 como resultado del análisis de conglomerados de las concentraciones de HAPs en la matriz sedimentaria del ecosistema estuarino evaluado; los datos de secas de junio 1996 son similares o tienen una distancia de asociación menor con los datos de lluvias de agosto 2006, lo que concuerda con los resultados del análisis de diferencias significativas y con la tendencia general registrada. Se presentaron en este dendrograma una serie de subgrupos con similitudes estadísticas, principalmente los conformados por las colectas de secas 2005, 2006, y su asociación con la de nortes 2007; lluvias 2003 y 2007 y su liga con el bloque anterior, entre los más vinculados.

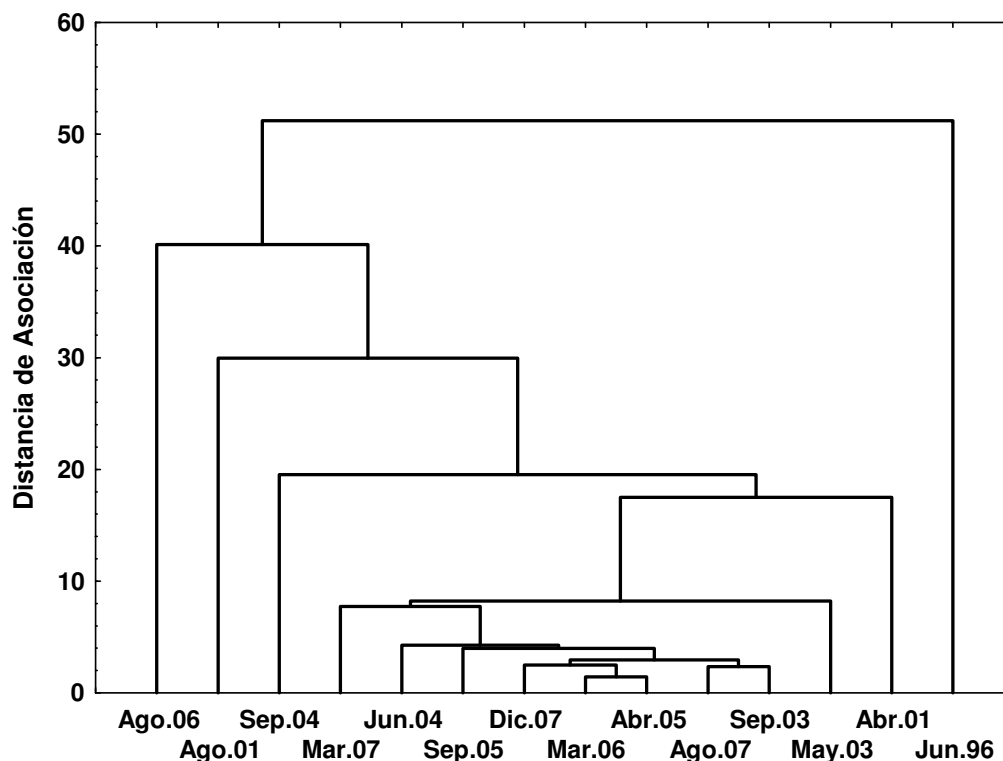


Figura 41. Dendrograma temporal de los HAPs sedimentarios en la laguna El Yucateco, Tab.

Respecto a la existencia de semejanzas entre los sitios de colecta, se evaluaron las diferencias significativas en la distribución espacial de los HAPs sedimentarios; la estación 1 fue distinta a los sitios 6 a 10 y 12 ($p=0.003-0.02$), la 2 lo fue con los puntos 6 a 12 ($p=0.005-0.03$), la 3 con el grupo del 10 al 12 ($p=0.02-0.04$), la estación 4 no fue diferente a las demás; la 5 se diferenció de la 6, 7 y 11 ($p=0.01-0.04$), los sitios 6 y 7 de la 11 ($p=0.02$), la 8 del par 10-11 ($p=0.02-0.03$), la 9 y la 10 de la 11 ($p=0.02$) y la 11 de la 12 ($p=0.03$) (Fig. 42); en este análisis, la estación 1 forma un grupo con aquellas localizadas en el cuerpo lagunar y con la más cercana de la zona de canales (E-11) y por otro lado, estuvo el grupo de los sitios con mayor influencia marina.

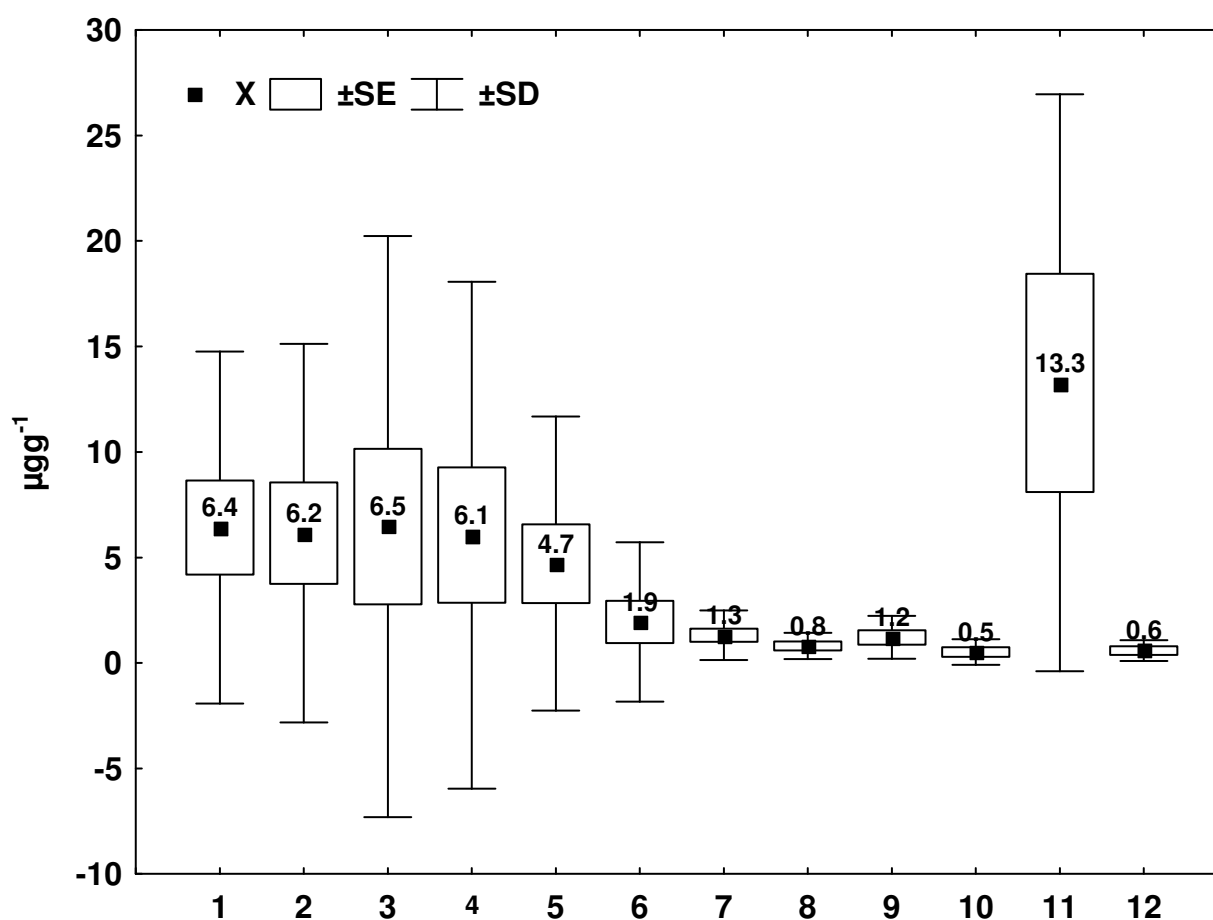


Figura 42. Diferencias espaciales significativas de los HAPs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab.

El dendrograma espacial mostró la afinidad entre los sitios 10-12 y 7-8 los cuales conformaron dos grupos asociados que se vincularon con el cúmulo 6-9, y en menor grado con el punto 5, denotando el curso que sigue la marea desde el río Tonalá hacia

la laguna El Yucateco (Fig. 43). Las estaciones 1-3 y 4-11 formaron grupos separados, el primero con menor distancia de asociación hacia el conglomerado de influencia mareal descrito anteriormente y el segundo con mayor separación e independencia; el sitio 2 se ubicó con mayor cercanía a la pareja 1-3, comportamiento esperado ya que se localizaron en áreas con características ambientales similares y por su contenido de HAPs sedimentario se pueden considerar "focos rojos" (*hot spots*) como se describió en la Figura 40.

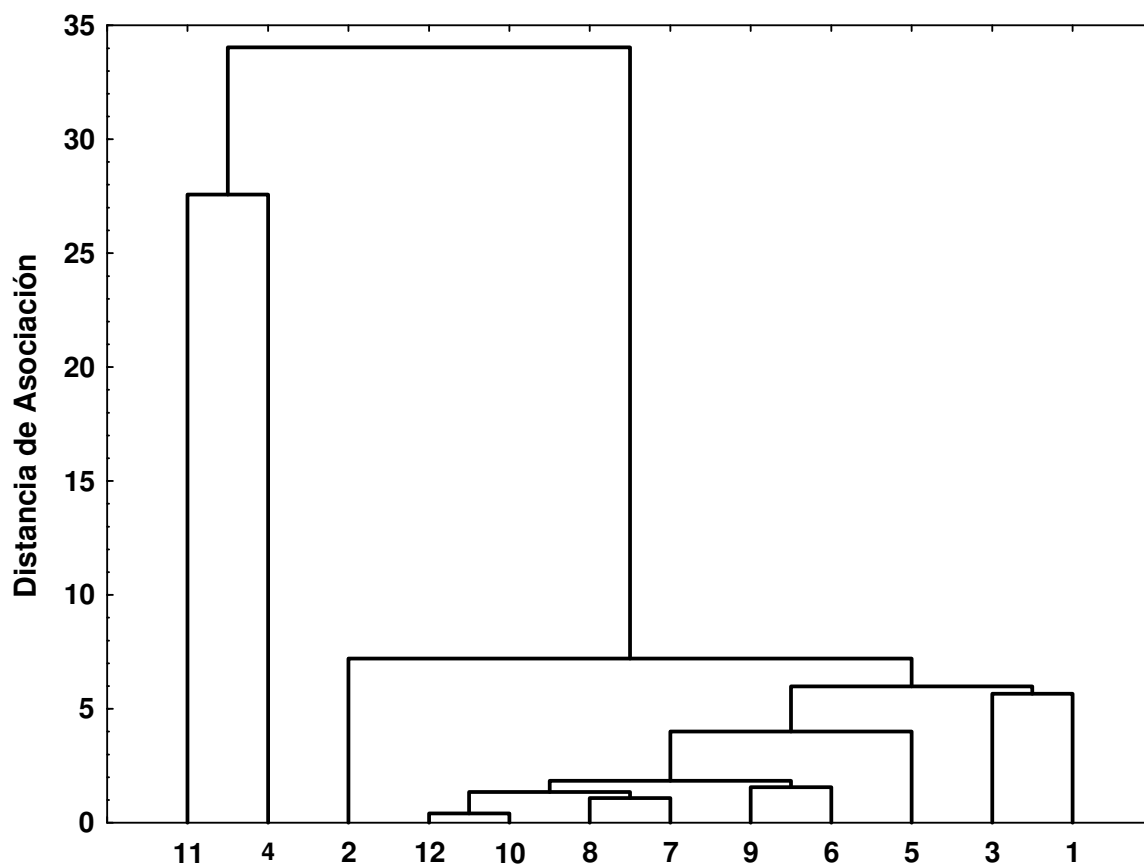


Figura 43. Dendrograma espacial de los HAPs sedimentarios en la laguna El Yucateco, Tab.

Es importante conocer el patrón de distribución de los HAPs considerando su estructura aromática ya que esto proporciona información sobre su origen y se puede inferir el impacto ambiental que tienen en los ecosistemas. Los HAPs originales, primarios o también llamados generadores (padres) y sus derivados alquilsustituidos, provienen tanto de fuentes naturales (filtraciones naturales, bitumen o betún, carbón, desechos

vegetales, incendios forestales) como de antropogénicas (aguas residuales industriales y urbanas, combustión de combustibles fósiles).

A partir de la composición de HAPs de estas dos fuentes que se traslapan, especialmente para los HAPs primarios, diversos estudios sobre el tema han puntualizado que debe evaluarse el significado de los HAPs antropogénicos en el ambiente en relación con la dinámica basal de los que provienen de fuentes naturales (Yunker *et al.*, 2002). Los HAPs primarios así como sus alquilsustituidos son algunos de los marcadores más definitivos y ubícuos que se han registrado para la materia orgánica en sistemas acuáticos (Laflamme y Hites, 1978; Wakeham *et al.*, 1980a,b; Barrick y Prahl, 1987; Readman *et al.*, 1987; Bouloubassi y Saliot, 1993; Yunker *et al.*, 1993, 1999; Budzinski *et al.*, 1997; Fernandes y Sicre, 2000).

En una primera aproximación, en la Figura 44 se presenta el comportamiento temporal de las cinco familias aromáticas donde se agrupan los 16 hidrocarburos evaluados desde 1996; en general, se observa un dominio del grupo formado por cuatro anillos bencénicos, de tipo pirolítico, excepto para las colectas de secas 1996, lluvias 2003 y secas 2006, ya que en esos registros prevalecieron los HAPs de cinco y seis anillos igualmente pirogénicos. Los HAPs de menor masa molecular, llamados ligeros (PAHs LMW *Low Molecular Weight*), con masas atómicas entre 128.19 y 163.23 uma, se registraron en concentraciones importantes en la primera colecta de secas en junio 1996, principalmente los formados por dos anillos aromáticos. Posteriormente, los niveles de estos grupos de poliaromáticos disminuyeron significativamente hasta que en lluvias de agosto 2006 se presentaron nuevamente valores altos de hidrocarburos ligeros, evidenciando aportes recientes de petróleo crudo.

Debido a la complejidad para identificar con mayor certeza las fuentes dominantes de donde provienen los HAPs, se han establecido diversos índices moleculares para los compuestos originales, los cuales se basan principalmente, en las características termodinámicas de los hidrocarburos individuales (Yunker *et al.*, 2002). En el Cuadro 9 se muestran los índices moleculares reportados con mayor frecuencia en la literatura

para discernir las fuentes principales de donde puede provenir estos compuestos orgánicos; la relación $\Sigma 2-3$ anillos aromáticos/ $\Sigma 4-6$ anillos es de las más sencillas y generalmente se utiliza para diferenciar un proceso de contaminación antigua, con hidrocarburos persistentes y difíciles de biodegradar, de una contaminación reciente con mayor presencia de compuestos petrogénicos (Cai *et al.*, 2007; Ping *et al.*, 2007).

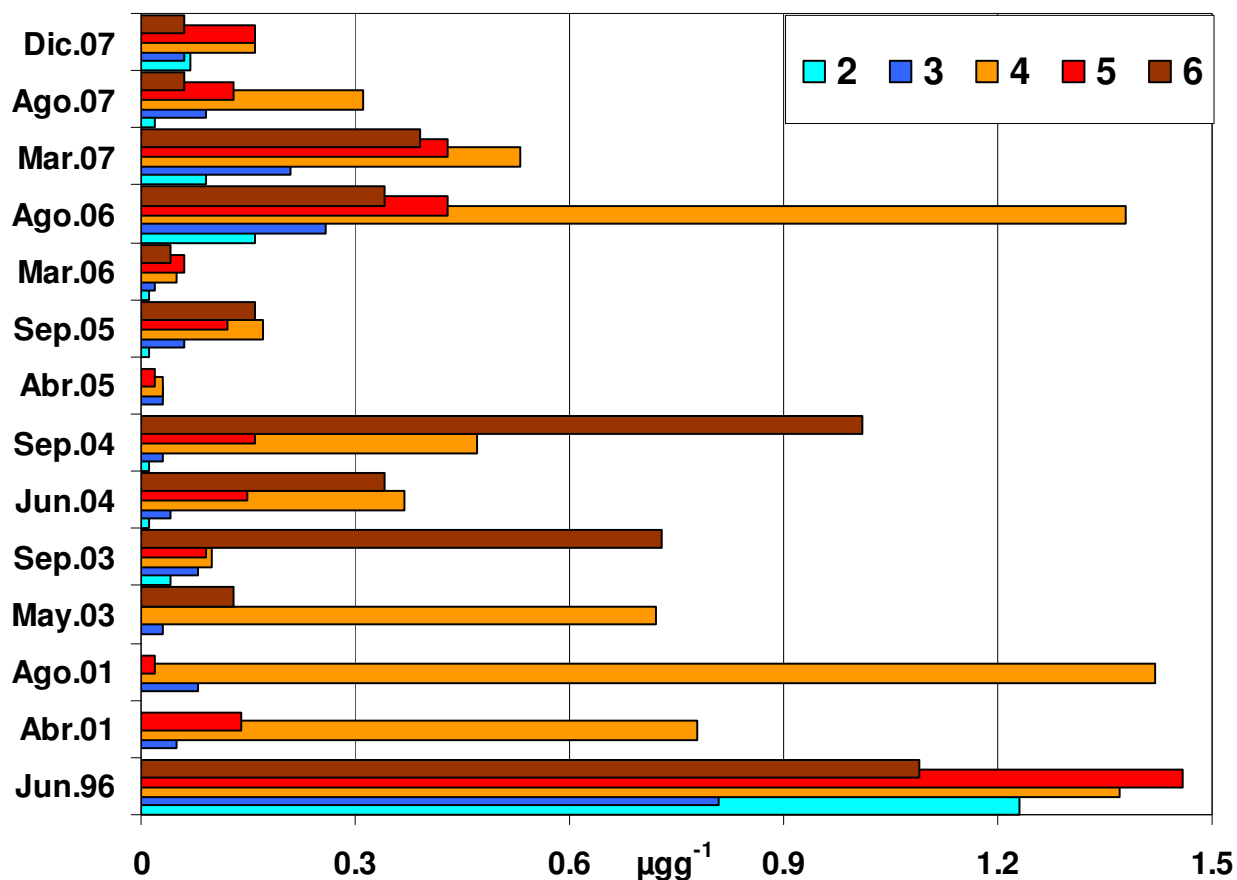


Figura 44. Distribución temporal de las familias aromáticas de HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

En este orden de ideas se construyó la Figura 45, agrupando los datos del esquema anterior y se compararon con las concentraciones internacionales establecidas para provocar efectos adversos al bentos (Buchman, 2008). En primer lugar, se observa que de acuerdo al criterio $R_{\leq 3/\geq 4}$ que considera dos grandes familias de anillos aromáticos, los valores < 1 indican una contaminación antigua, con dominio de los HAPs más pesados y persistentes; este fue el patrón preponderante encontrado en los sedimentos del Yucateco tomando en cuenta este criterio (Cai *et al.*, 2007; Ping *et al.*, 2007).

Cuadro 9. Índices moleculares establecidos para el origen de los HAPs.

Índice	Valor	Origen dominante	Autores
Fen/Ant	<10	Pirolítico	Budzinsky <i>et al.</i> , 1997; Soclo <i>et al.</i> , 2000
Fen/Ant	>10	Petrogénico	Budzinsky <i>et al.</i> , 1997; Soclo <i>et al.</i> , 2000
Fluo/Pir	<1	Petrogénico	Sicre <i>et al.</i> , 1987
Fluo/Pir	>1	Pirolítico	Sicre <i>et al.</i> , 1987
Fluo/Pir	1 o 0.5	Frontera. Se utiliza B(a)A	Soclo <i>et al.</i> , 2000
Fen/Ant	10	para discriminar	
Cris/B(a)A	<1	Pirolítico	Soclo <i>et al.</i> , 2000
Cris/B(a)A	>1	Petrogénico	Soclo <i>et al.</i> , 2000
Antr/(Antr+Fenant)	<0.1	Petrogénico	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Antr/(Antr+Fenant)	>0.1	Pirolítico	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Fluorant/(Fluorant+Pir)	<0.4	Petrogénico	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Fluorant/(Fluorant+Pir)	0.4-0.5	Combustión de combustibles fósiles (petróleo crudo, combustibles líquidos, vehículos)	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Fluorant/(Fluorant+Pir)	>0.5	Combustión de carbón, pasto, madera	Yunker <i>et al.</i> , 2002
B(a)Antr/B(a)Antr+Cris	<0.2	Petrogénico	Yunker <i>et al.</i> , 2002
B(a)Antr/B(a)Antr+Cris	0.2-0.35	Fuentes Mixtas	Yunker <i>et al.</i> , 2002
B(a)Antr/B(a)Antr+Cris	>0.35	Pirolítico	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Ind(123-cd)P/Ind(123-cd)P+B(ghi)Per	<0.2	Petrogénico	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Ind(123-cd)P/Ind(123-cd)P+B(ghi)Per	0.2-0.5	Combustión de combustibles fósiles (petróleo crudo, combustibles líquidos, vehículos)	Yunker <i>et al.</i> , 2002
Ind(123-cd)P/Ind(123-cd)P+B(ghi)Per	>0.5	Combustión de carbón, pasto, madera	Yunker <i>et al.</i> , 2002
R _{≤3/≥4}	<1	Dominan los pesados, persistentes, contaminación antigua	Cai <i>et al.</i> , 2007; Ping <i>et al.</i> , 2007
R _{≤3/≥4}	>1	Dominan los ligeros, pirolíticos y/o petrogénicos, contaminación reciente	Cai <i>et al.</i> , 2007; Ping <i>et al.</i> , 2007

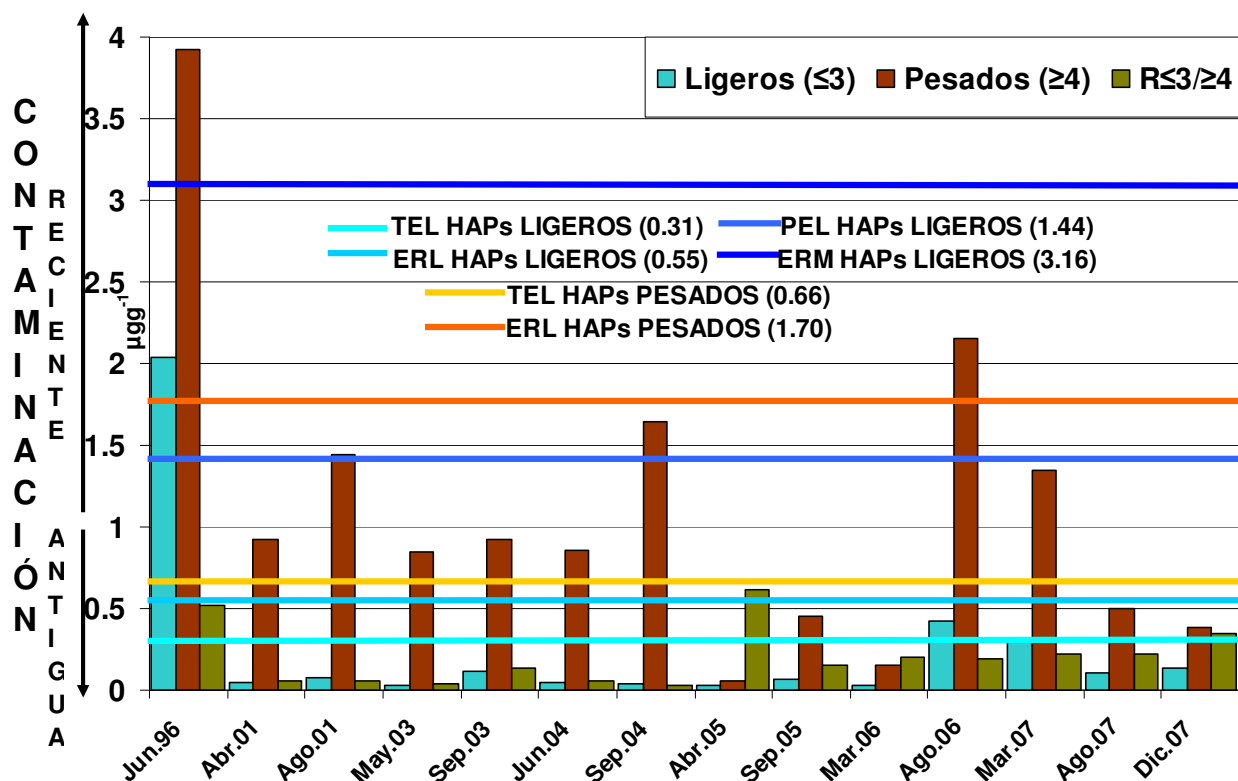


Figura 45. HAPs de baja y alta masa molecular en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Al pasar al análisis de riesgo ambiental, se tuvo que las concentraciones de los ligeros (2+3 anillos) registradas en junio 1996 y en agosto 2006 fueron las únicas que superaron al valor umbral (TEL) de $0.31 \mu\text{g g}^{-1}$, cabe señalar que lo determinado en marzo 2007 está en este nivel toxicológico; para el grupo de los pesados (≥ 4 anillos) el patrón fue distinto, el 50% de las colectas realizadas mostró concentraciones por arriba del umbral (TEL= $0.66 \mu\text{g g}^{-1}$) y dos fueron superiores al ERL ($1.70 \mu\text{g g}^{-1}$), junio 1996 y agosto 2006 evidenciando las épocas específicas de mayor impacto humano.

Para reducir la influencia de los factores fisicoquímicos tales como las diferencias en volatilidad, solubilidad acuosa y adsorción, se recomienda considerar las tasas o proporciones entre los HAPs primarios, termodinámicamente más estables, como son los hidrocarburos con masas moleculares 178 (antraceno / [antraceno + fenantreno + sus formas alquiladas]), 202 (fluoranteno / [fluoranteno + pireno]), 228 (benzo[a]antraceno / [benzo[a]antraceno + criseno]) y 276 (indeno[1,2,3-c,d]pireno /

(indeno[1,2,3-c,d]pireno + benzo[g,h,i]perileno)) (Cuadro 8) (Kim *et al.*, 1999; Yunker *et al.*, 2002; Arias *et al.*, 2010; da Silva y Bicego, 2010).

En la Figura 46 se presenta el patrón estimado para estos índices moleculares de origen durante las diferentes épocas de colecta de sedimentos de este estudio; se puede distinguir la fuente o tendencia dominante en la procedencia de los HAPs, por ejemplo, la colecta de abril 2005 se ubica en la sección de combustión al considerar el índice antraceno/178, posteriormente está en el área de combustión de vegetación, madera y/o carbón derivada del cociente fluoranteno/fluoranteno+pireno (FI/202), de acuerdo con la tasa benzo(a)antraceno/228 dominaron las fuentes mixtas y el cociente indeno(1,2,3-c,d)pireno/276 coloca esta colecta en la zona de los petrogénicos, estos rasgos conducen a establecer que en esta época de secas 2005 dominó el origen por combustión y además, estuvo presente un componente derivado del petróleo. Otro ejemplo es la colecta de junio 2004, el índice An/178 muestra que los valores de estos HAPs apuntan a provenir de pirólisis o combustión, en contraste, el cociente FI/202 indica que son petrogénicos, el B(a)A/228 muestra que se encuentran en la frontera entre derivados de petróleo y fuentes mixtas y el I(123-cd)P/276 señala que su origen está en la combustión de combustibles fósiles, por lo tanto, en esta colecta de secas la tendencia preponderante es hacia la pirólisis de combustibles fósiles.

Un ejercicio de análisis de datos similar se realizó para los sitios de colecta de sedimentos superficiales establecidos en la laguna desde 1996 (Fig. 47); tres de los cuatro índices, ubicaron a la mayoría de los puntos de muestreo en la zona de combustión, específicamente en la pirólisis de pastos/madera/carbón (FI/202). Sin embargo, la tasa I(123-cd)P/276 mostró un patrón más detallado, al tener más opciones de orígenes se observa que el grupo de estaciones 4, 5, 8, 10 y 12 tuvieron HAPs derivados de la combustión de combustibles fósiles (petróleo crudo, combustibles líquidos vehiculares), a diferencia de la información proporcionada por los demás índices donde solamente se señala que provienen de combustión (An/178 y B[a]A/228).

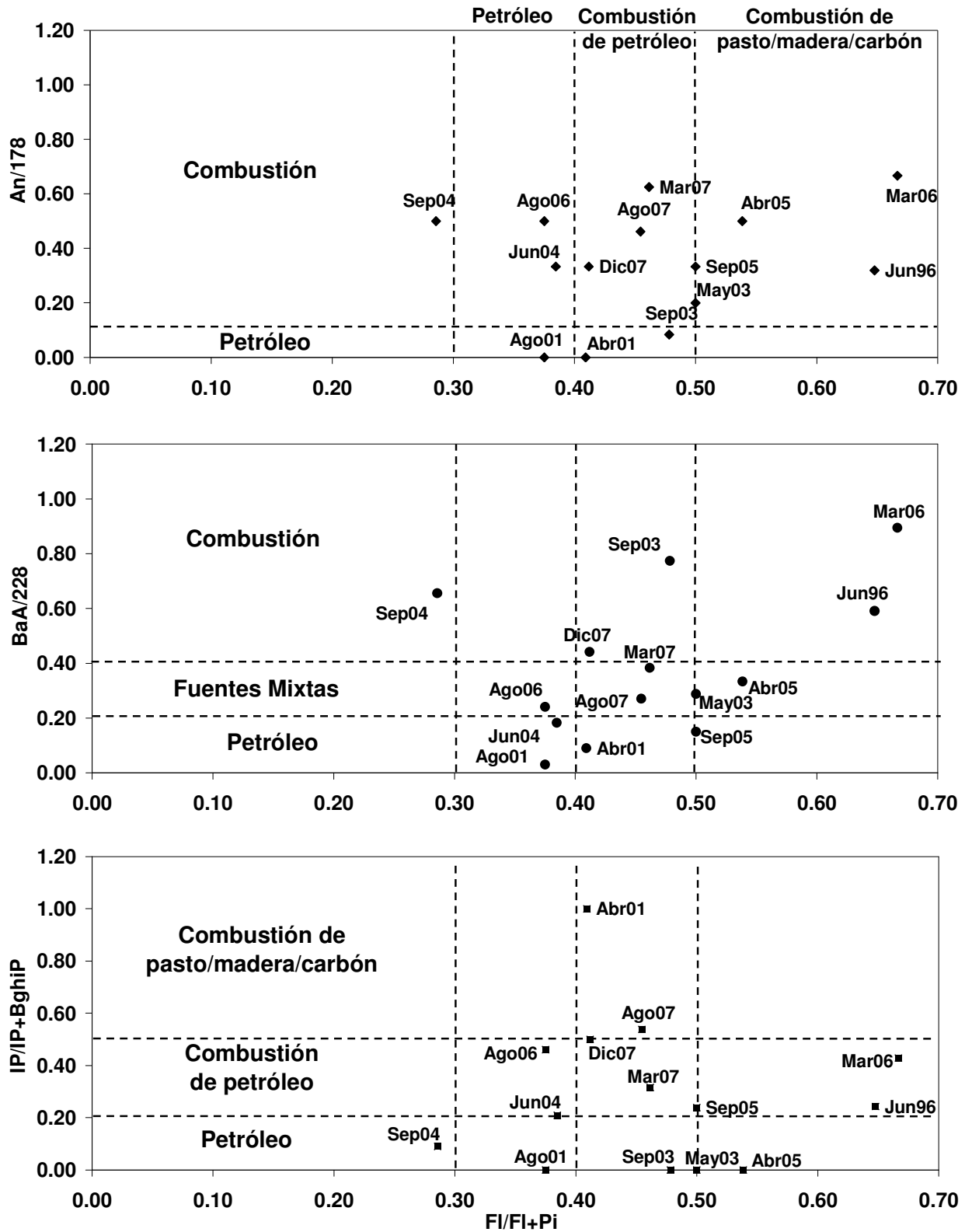


Figura 46. Origen dominante de los HAPs sedimentarios en las diversas épocas de colecta en la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

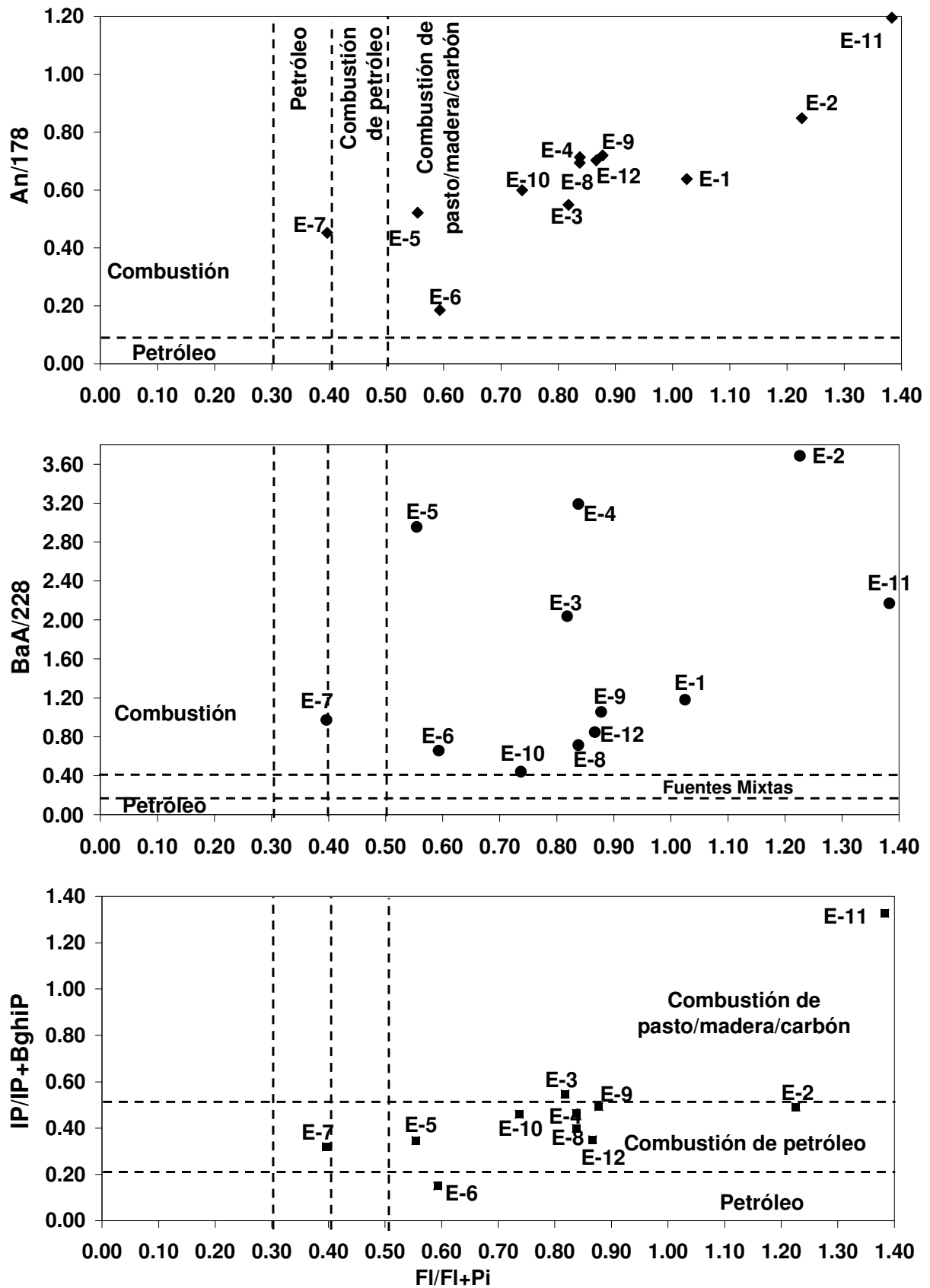


Figura 47. Fuentes dominantes de los HAPs sedimentarios en los sitios de colecta de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Cabe mencionar que para la estación 7, conocida localmente como "La Cuchupeta", hubo concordancia en los índices moleculares ya que mostraron un dominio en los HAPs de este sitio de los petrogénicos y los procesos pirolíticos a que son sometidos. Estudios similares hechos en Brasil, reportan patrones equivalentes en el área de San Sebastián, donde la mayoría de las tasas estimadas de HAPs los asocian principalmente a fuentes de combustión con la presencia en menor grado de petróleo crudo (da Silva y Bicego, 2010).

Yunker y colaboradores (2002) después de realizar un exhaustivo análisis de los diversos índices moleculares y sus significados para identificar con mayor certidumbre las fuentes de los hidrocarburos aromáticos, utilizaron las mismas masas que en este trabajo, aquellas que mejor representan los procesos de formación de poliaromáticos (202 y 276) y las que reflejan factores adicionales a los directamente involucrados en la generación de HAPs (178 y 228).

El patrón molecular determinado en los HAPs sedimentarios del Yucateco, evidencia una mezcla en el origen de estos compuestos, principalmente de tipo pirolítico y el relacionado con derrames de petróleo o petrogénico, lo cual establece orígenes mixtos en la mayoría de los sitios evaluados, comportamiento común en diversas zonas costeras del mundo (Sicre *et al.*, 1987; Budzinski *et al.*, 1997; Commendatore *et al.*, 2000; Soclo *et al.*, 2000; Yunker *et al.*, 2002; Sánchez-García *et al.*, 2010).

Los HAPs pirogénicos generalmente se asocian con partículas ricas de hollín que los protegen de la degradación en la atmósfera, la columna de agua y los sedimentos (Behymer y Hites, 1988; Baker *et al.*, 1991; Tolosa *et al.*, 1996, 2004; Simo *et al.*, 1997; Yunker *et al.*, 2002). Se esperaría que la mayor protección para evitar la degradación de estos compuestos, se diera con un tamaño de partícula más grande o con el encapsulamiento de HAPs dentro de ella, más que con la adsorción sobre la superficie; la magnitud de la protección también depende del color de la partícula, ya que se ha visto que los poliaromáticos asociados con sustratos de colores claros o grises se fotodegradan mucho más rápido que aquellos ligados a sustratos negros o de color

oscuro (Behymer y Hites, 1988). Debido a que el hollín que se genera a partir del carbón negro vegetal de la madera consiste de partículas refractarias grandes y oscuras (Schmidt y Noack, 2000), provee una matriz sólida que atrapa y estabiliza a los HAPs (Rogge *et al.*, 1998), se puede tener una sobrevivencia en la escala geológica e identificar HAPs de combustión (Venkatesan y Dahl, 1989; Killips y Massoud, 1992; Jiang *et al.*, 1998). Es común que el carbón vegetal proveniente de los incendios naturales proporcione mayor protección para los HAPs contra la fotólisis, que lo observado para el carbón negro u otros hollines oscuros provenientes de la combustión de combustibles fósiles (Behymer y Hites, 1988; Yunker *et al.*, 2002).

Los HAPs de masas mayores tienden a ser más dominantes en emisiones de incendios de pastos que en los de madera (Masplet *et al.*, 1995; Jenkins *et al.*, 1996), por lo tanto, cuando se presenta este perfil, se refleja la composición de HAPs del hollín vegetal. Debido a que el hollín más fino de los incendios de pastos brinda menos protección para los hidrocarburos aromáticos contra la solubilización o biodegradación respecto al hollín de los incendios de maderas, existirá una pérdida de las masas menores derivada del tamaño pequeño de la partícula de hollín vegetal (Yunker *et al.*, 2002).

Se ha reportado que la abundancia de HAPs formados por cuatro y cinco anillos aromáticos en sedimentos lagunares estuarinos recientemente depositados, es típicamente encontrada en las partículas atmosféricas y son comunes a existir en los aerosoles de las áreas urbanas y pueden llegar al ambiente acuático por la erosión del suelo, el depósito atmosférico, los efluentes urbanos e industriales (Wu *et al.*, 2003). Las fuentes principales de poliaromáticos pirolíticos son el consumo de carbón como combustible en las termoeléctricas y las emisiones de los motores diesel; estos hidrocarburos se asocian fuertemente con las partículas de hollín que eventualmente se depositan en el agua o en la zona terrestre aledaña y llegan al ecosistema acuático con los escurrimientos; cabe destacar que, en la atmósfera y en la zona fótica del agua, se lleva a cabo la foto-oxidación de los HAPs, además de la degradación microbiana que ocurre en la fase acuosa y sedimentaria, dando como resultado distintos patrones de

biodisponibilidad hacia los organismos pelágicos y bentónicos (Yunker *et al.*, 2002; Hartmann *et al.*, 2004).

Ha existido una variabilidad en los HAPs individuales que registraron las concentraciones mayores en los sedimentos de El Yucateco a lo largo del periodo de estudio; de forma general, se observó un dominio de los siguientes compuestos: criseno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno y benzo(g,h,i)perileno, este patrón está en orden decreciente al considerar la magnitud de la concentración promedio durante las 14 colectas analizadas (Cuadro 10). Los dos primeros hidrocarburos mencionados tienen características moleculares semejantes como, masa molecular (228 uma), coeficiente de reparto octanol/agua ($K_{ow}=5$), presión de vapor (1×10^{-5} Pa), solubilidad (5.5×10^{-7} mmolL⁻¹), entre los más relevantes; el benzo(a)pireno y el benzo(k)fluoranteno son más pesados, los dos tienen una masa molecular de 252.3 uma, tienen mayor liposolubilidad ($K_{ow}=6$), son más persistentes a pesar de que el benzo(a)pireno tiene una volatilidad moderada ($H=7.4 \times 10^{-5}$ atmm³mol⁻¹) y por lo tanto pueden considerarse menos hidrosolubles y volátiles; el último de este grupo, el benzo(g,h,i)perileno es uno de los 16 HAPs evaluados, con mayor peso molecular (276), no es volátil ($H=2 \times 10^{-7}$ atmm³mol⁻¹) y tiene una mayor tendencia a la adsorción sobre la materia orgánica ($K_{ow}=6.8$) y como consecuencia una mayor persistencia en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos. Este grupo dominante está constituido molecularmente por 4, 5 y 6 anillos bencénicos de origen pirolítico y forma parte del grupo cancerígeno de los HAPs con excepción del último mencionado.

En este comportamiento temporal de los HAPs individuales sedimentarios, se observó que algunos de estos compuestos fueron superiores a los valores de referencia internacionales de calidad sedimentaria referidos anteriormente. En el Cuadro 10 se muestra una gran cantidad registrada de hidrocarburos aromáticos cuyos niveles fueron mayores a los criterios ambientales establecidos; por ejemplo, los que sobresalen son los HAPs ligeros, biaromáticos, detectados en junio 1996, ya que fueron del orden del ERM.

Cuadro 10. Comportamiento temporal de los HAPs individuales ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

Anillos Compuesto	Junio 1996	Abril 2001	Agosto 2001	Mayo 2003	Sept 2003	Junio 2004	Sept 2004	Abril 2005	Sept 2005	Marzo 2006	Agosto 2006	Marzo 2007	Agosto 2007	Dic 2007	Promedio Global	Error estándar global	*TEL o ISQG	**ERL	*PEL	**ERM
2 Naftaleno	2.04	<0.01	<0.01	<0.01	0.15	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.04	<0.01	0.02	0.16	0.14	0.04	0.16	0.39	2.10
2 Acenafileno	1.27	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	0.15	0.16	0.05	0.15	0.13	0.09	0.01	0.04	0.13	0.64
2 Acenafteno	0.59	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	0.36	0.08	0.02	0.05	0.08	0.05	0.01	0.02	0.09	0.50
2 Fluoreno	1.00	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.02	0.01	<0.01	0.02	0.01	0.10	0.07	0.03	0.06	0.10	0.07	0.02	0.02	0.14	0.54
Promedio (2 anillos)	1.23	<0.01	<0.01	0.003	0.05	0.01	0.01	<0.01	0.01	0.01	0.16	0.09	0.03	0.07	0.12	0.05				
Error estándar	0.31	<0.01	<0.01	0.003	0.04	0.004	0.003	<0.01	0.004	0.003	0.07	0.03	0.01	0.03						
3 Fenantreno	0.96	0.05	0.18	0.04	0.11	0.04	0.04	0.01	0.04	0.01	0.20	0.15	0.07	0.06	0.14	0.07	0.09	0.24	0.54	1.50
3 Antraceno	0.45	<0.01	<0.01	0.01	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02	0.02	0.20	0.25	0.06	0.03	0.08	0.04	0.05	0.09	0.25	1.10
3 Fluoranteno	1.03	0.09	0.06	0.06	0.11	0.05	0.02	0.07	0.13	0.02	0.39	0.24	0.15	0.07	0.18	0.07	0.11	0.60	1.49	5.10
Promedio (3 anillos)	0.81	0.05	0.08	0.04	0.08	0.04	0.03	0.03	0.06	0.02	0.26	0.21	0.09	0.05	0.13	0.03				
Error estándar	0.18	0.03	0.05	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.03	0.003	0.06	0.03	0.03	0.01						
4 Pireno	0.56	0.13	0.10	0.06	0.12	0.08	0.05	0.06	0.13	0.01	0.65	0.28	0.18	0.10	0.18	0.05	0.15	0.67	1.40	2.60
4 Benzo(a)antraceno	3.42	0.34	0.21	1.01	0.24	0.29	1.35	0.01	0.03	0.17	1.29	0.23	0.10	0.19	0.63	0.25	0.08	0.26	0.69	1.60
4 Criseno	2.37	3.44	6.76	2.50	0.07	1.30	0.71	0.02	0.17	0.02	4.07	0.37	0.27	0.24	1.59	0.54	0.11	0.38	0.85	2.80
4 Benzo(b)fluoranteno	0.35	<0.01	0.05	0.01	0.04	0.02	0.07	0.01	0.22	<0.01	0.08	0.15	0.06	0.04	0.08	0.03	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
4 Benzo(k)fluoranteno	0.16	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.15	0.16	0.05	0.32	0.02	0.83	1.61	0.94	0.24	0.32	0.13	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Promedio (4 anillos)	1.37	0.78	1.42	0.72	0.10	0.37	0.47	0.03	0.17	0.04	1.38	0.53	0.31	0.16	0.56	0.14				
Error estándar	0.65	0.67	1.33	0.49	0.04	0.24	0.25	0.01	0.05	0.03	0.70	0.27	0.16	0.04						
5 Benzo(a)pireno	3.68	0.13	0.06	<0.01	0.03	0.10	0.07	0.05	0.28	0.02	0.20	0.24	0.14	0.09	0.36	0.26	0.09	0.43	0.76	1.60
5 Indeno(1,2,3-c,d)pireno	0.35	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.09	0.10	<0.01	0.05	0.03	0.29	0.18	0.07	0.06	0.09	0.03	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
5 Dibenzo(a,h)antraceno	0.34	0.22	<0.01	<0.01	0.25	0.26	0.30	<0.01	0.03	0.14	0.79	0.87	0.19	0.33	0.27	0.07	0.01	0.06	0.14	0.26
Promedio (5 anillos)	1.46	0.13	0.02	<0.01	0.09	0.15	0.16	0.02	0.12	0.06	0.43	0.43	0.13	0.16	0.24	0.09				
Error estándar	1.11	0.05	0.02	<0.01	0.08	0.06	0.07	0.02	0.08	0.04	0.18	0.22	0.03	0.09						
6 Benzo(g,h,i)perileno	1.09	<0.01	<0.01	0.13	0.73	0.34	1.01	<0.01	0.16	0.04	0.34	0.39	0.06	0.06	0.31	0.1	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.

N.R. no reportado; *CCME (2002) **Long et al (1995) Buchman (2008)

Otro caso relevante, fue el criseno, además de ser dominante, presentó niveles superiores al PEL ($>0.85 \mu\text{gg}^{-1}$) en la mitad de las colectas realizadas, principalmente en el ciclo 2001 y las lluvias de agosto 2006, donde rebasó el criterio mayor ERM ($> 2.8 \mu\text{gg}^{-1}$). En esta misma óptica, se presentó el dibenzo(a,h)antraceno, considerado un compuesto con características tóxicas, específicamente cancerígenas, similares o de mayor peligro que el benzo(a)pireno, con la diferencia de contar con una historia más joven en el campo de la investigación en el tema de riesgo en la salud humana (IARC, 2011); en el 71% de las colectas, su nivel sedimentario estuvo por arriba del PEL ($>0.14 \mu\text{gg}^{-1}$) y de este porcentaje, la mayoría superó al ERM ($>0.26 \mu\text{gg}^{-1}$) lo que significa un problema ambiental serio, latente en los sedimentos del Yucateco.

Los HAPs son considerados contaminantes ambientales prioritarios por diversas organizaciones internacionales de países como Canadá, Estados Unidos de Norteamérica y la Unión Europea; estos compuestos tienen el potencial de formar subproductos altamente cancerígenos y mutagénicos como los dioles y los epóxidos, de ahí el gran interés en los últimos años por registrar sus niveles, orígenes y destinos dentro de los ambientes acuáticos (Soclo *et al.*, 2000; Notar *et al.*, 2001). Sobre este aspecto, la IARC ha emitido un listado de sustancias individuales y en mezcla, incluyendo los HAPs, donde son agrupados en 3 categorías o grupos (1, 2A, 2B y 3) de acuerdo a los datos científicos y clínicos que existan sobre ellos para probar o no su potencial carcinogénico. Cabe aclarar que en el grupo 1 están aquellos agentes o mezclas que cuentan con evidencia suficiente de carcinogenicidad en humanos, en el 2A hay evidencia limitada para humanos y suficiente en animales de laboratorio (considerados cancerígenos probables), mientras que en el 2B hay evidencia limitada en especies de investigación (considerados cancerígenos posibles); por su parte, para el grupo 3 la evidencia es inadecuada tanto en humanos como en animales de experimentación (no clasifican como cancerígenos) (IARC, 2011).

De los 16 analitos determinados en este trabajo, 15 (93.8%) forman parte del listado de esta agencia internacional, de ellos, 8 se clasifican como cancerígenos potenciales, varía el grupo al que pertenecen: en el grupo 2B están naftaleno, benzo(a)antraceno,

criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno e indeno(1,2,3-c,d)pireno; en el 2A el dibenzo(a,h)antraceno y en el grupo 1 el benzo(a)pireno; en la Figura 48 se presenta la integración de los datos obtenidos de los cancerígenos potenciales durante los años de estudio. Los de riesgo mayor a la salud humana (grupos 1 y 2A), estuvieron presentes en los sedimentos lagunares en concentraciones que tienen una influencia negativa sobre el ambiente, que además de dañar a los organismos bentónicos como ya fue analizado, son transferidos al consumidor final mediante el proceso de biomagnificación a través de la cadena trófica con el subsiguiente impacto en la salud humana.

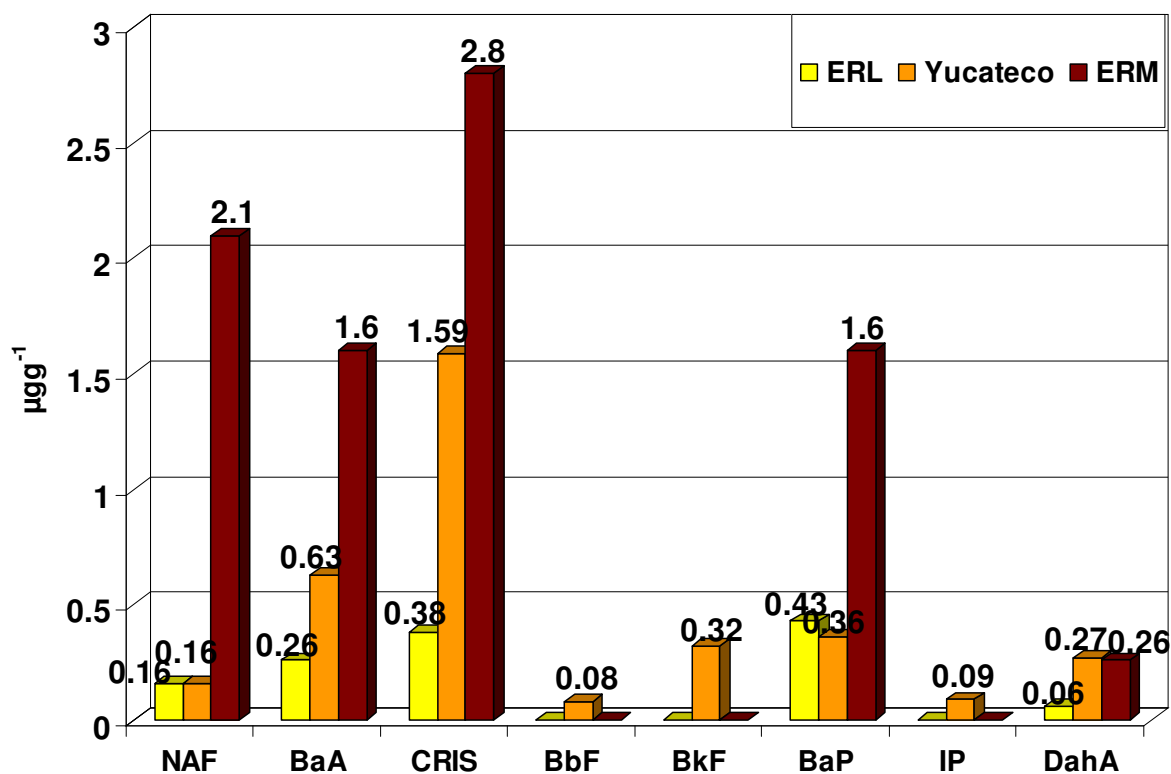


Figura 48. HAPs cancerígenos potenciales en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Se ha visto que los sedimentos estuarinos con niveles de materia orgánica altos pueden ser reservorios significativos para HAPs (Pereira *et al.*, 1999; Wu *et al.*, 2003); la capacidad de retención sedimentaria se relaciona con el contenido de carbono orgánico, el tamaño de grano, los procesos diagenéticos aunado al origen de los propios poliaromáticos el cual afecta su acumulación y distribución en los sedimentos (Hostettler *et al.*, 1999); el régimen de HAPs en esta matriz, está dominado por las

condiciones hidrológicas, las cuales regulan la textura de los mismos y se ha observado que preferencialmente estos hidrocarburos se asocian con partículas finas como limos y arcillas (Bouloubassi *et al.*, 2001; Huang *et al.*, 2003).

En este sentido se evaluaron las relaciones entre los niveles de HAPs, la materia orgánica, el carbono isotópico y la textura sedimentaria. Los coeficientes de correlación con la MO fueron significativos para las lluvias 2003, los ciclos 2004, 2005, secas 2006 y las tres colectas de 2007; cabe resaltar que lo obtenido para lluvias 2003 en septiembre de ese año, tuvo el mejor valor de r (0.8563, $p=0.014$), seguido por las lluvias de agosto 2007 ($r=0.8649$, $p=0.0003$) y por la relación de secas en abril 2005 ($r=0.8215$, $p=0.002$), lo cual evidenció los sitios principales de acumulación conjunta entre los HAPs y el componente natural orgánico dentro del sistema lagunar, estos fueron, 1 y 11, debido principalmente al ingreso sustancial de materiales orgánicos continentales por el transporte fluvial, atmosférico y pluvial (Fig. 49).

Con el carbono isotópico, $\delta^{13}\text{C}$, resultaron estadísticamente significativas las de 2004, 2005 y 2007, similar en los últimos dos años con el comportamiento observado para los HAPs y la materia orgánica (Fig. 50). De igual forma, se correlacionaron los datos de granulometría y HAPs; resultaron significativas la correlación inversa con las arenas ($r=-0.6397$, $p=0.025$) y la positiva con los limos ($r=0.6855$, $p=0.014$) (Fig. 51); con las arcillas no fue significativa ($r=0.5567$, $p=0.06$) y al igual que los limos, mostró un patrón directamente proporcional entre estas variables.

El grado de contaminación por ΣHAPs se ha estimado en algunos estudios con suelos de diferente uso (agrícola, residencial, industrial) así como al considerar los niveles de benzo(a)pireno y se ha categorizado en cuatro clases (Maliszewska-Kordybach, 1996; CCME, 1991) (Cuadro 11). Con la salvedad de que esta clasificación está propuesta para suelos, puede tomarse como referencia para los sedimentos acuáticos ya que comparten características geoquímicas, como las propiedades eléctricas de las partículas, contenido y calidad de materia orgánica, pH, potencial redox, entre otras.

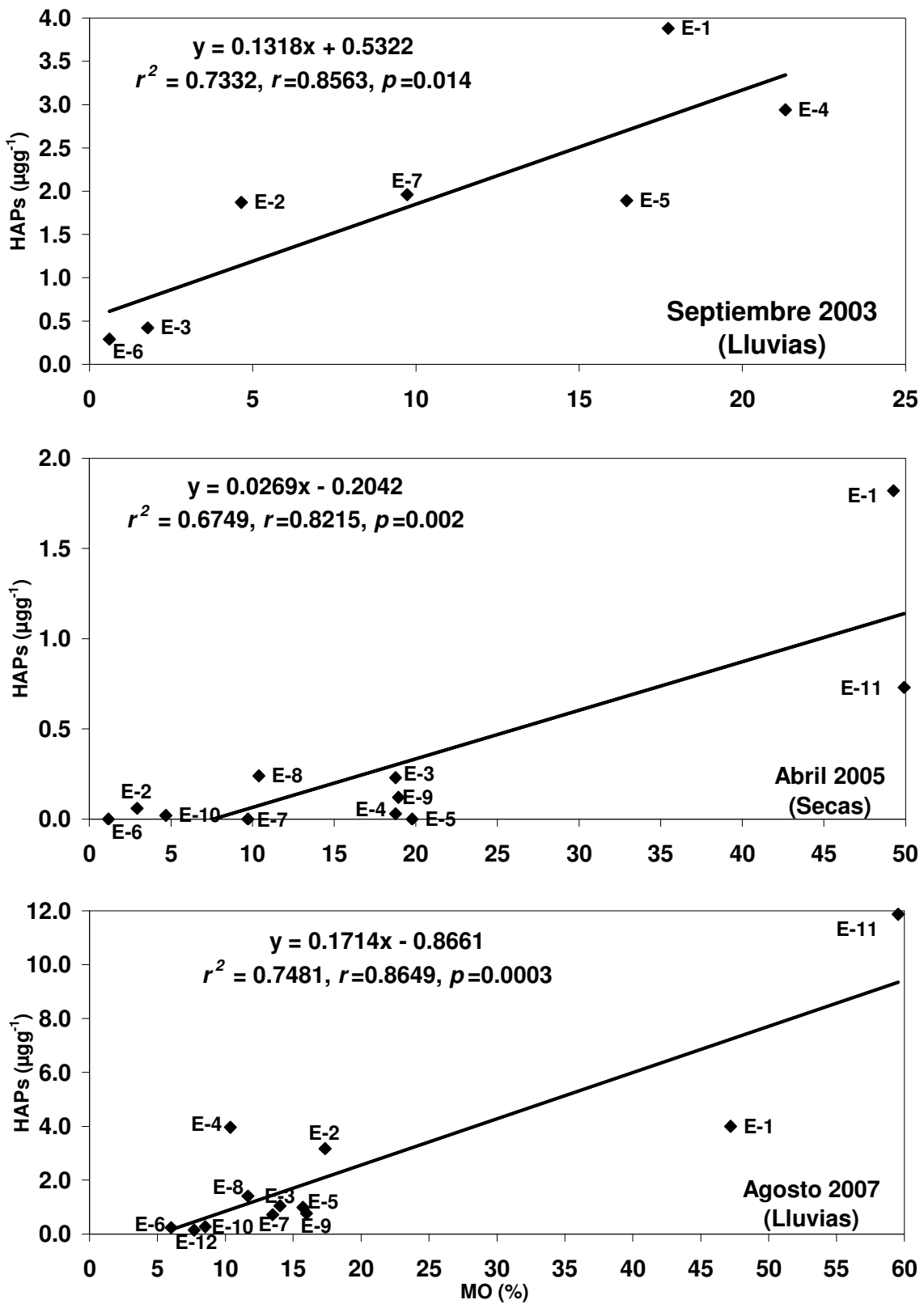


Figura 49. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los HAPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

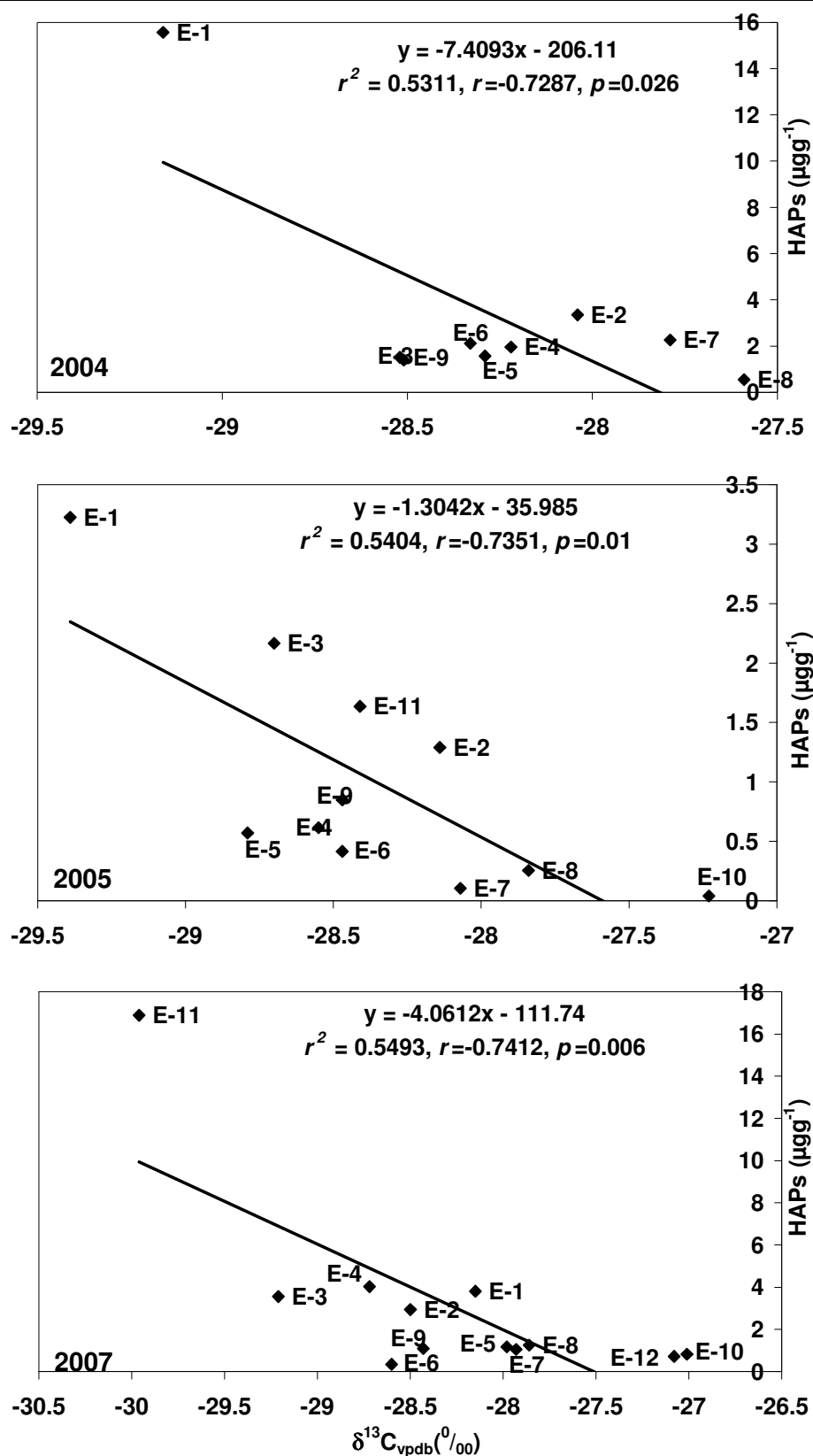


Figura 50. Correlaciones significativas entre el carbono isotópico y los HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

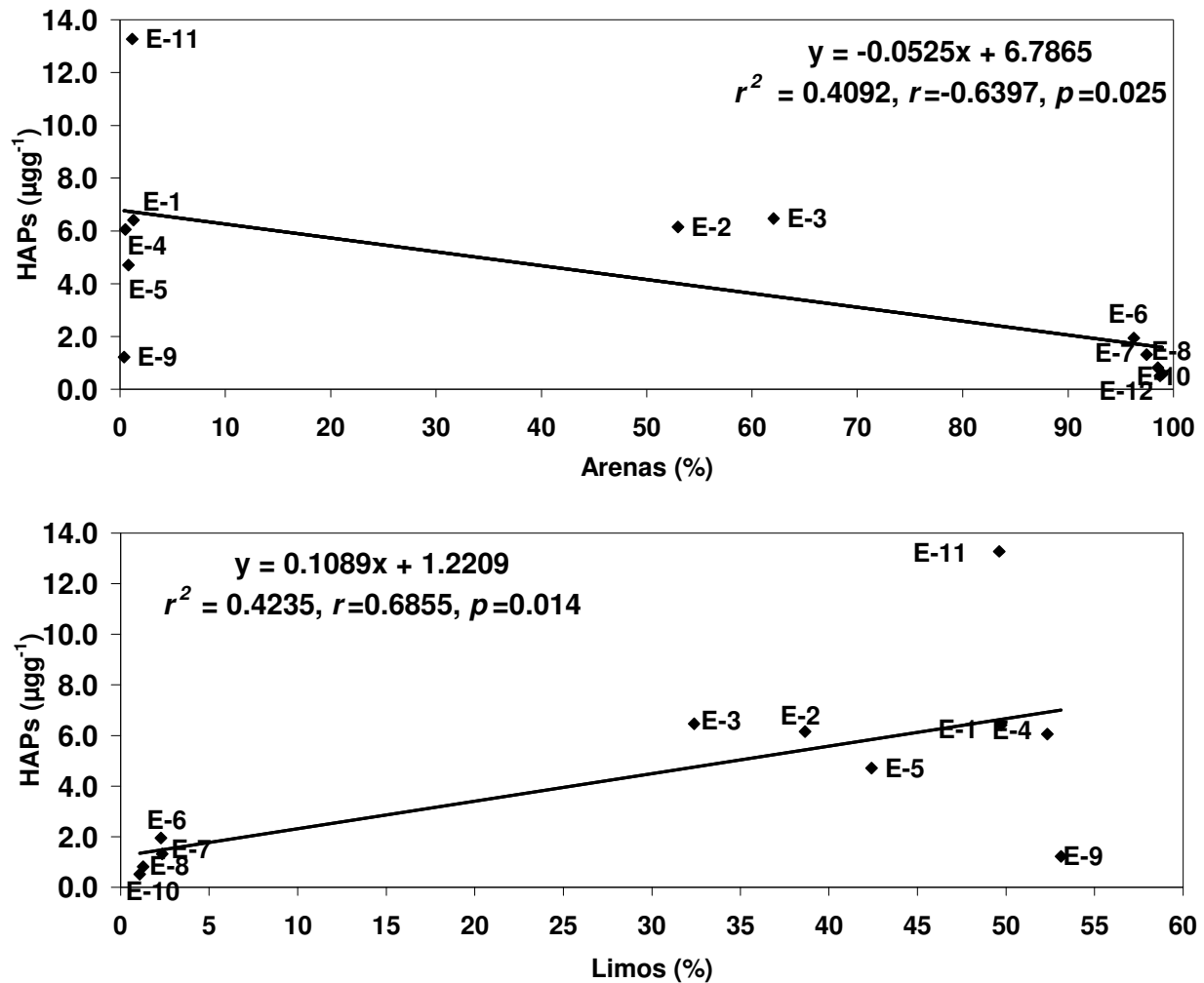


Figura 51. Correlaciones significativas entre arenas, limos y HAPs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

De esta forma, a lo largo de los años de estudio con los sedimentos del Yucateco, puede observarse en el Cuadro 8, que si se considera el grupo completo de 16 HAPs, solamente los sedimentos de las colectas de secas de 2005 y 2006 se clasifican como poco contaminados (ΣHAPs 0.2-0.6 $\mu\text{g g}^{-1}$), la mayoría restante se ubicó en la categoría de altamente contaminado (ΣHAPs > 1.0 $\mu\text{g g}^{-1}$). El otro criterio es el que considera solamente al benzo(a)pireno y se presentó un gran contraste, ya que únicamente la colecta de junio 1996 resultó con la categoría de contaminado (BaP >1<10 $\mu\text{g g}^{-1}$), cinco épocas de muestreo estuvieron como poco contaminados (BaP >0.1<1 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la mayoría resultó en la clase de limpio (BaP <0.1 $\mu\text{g g}^{-1}$). Esta información apunta al cuidado que debe tenerse en seleccionar qué criterios utilizar y qué cuantificar para

poder estimar con mayor certidumbre el impacto de los contaminantes en los ecosistemas.

Cuadro 11. Grado de contaminación por ΣHAPs y benzo(a)pireno de los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Colecta (Estación climática)	ΣHAPs (μgg^{-1})	^a Grado de Contaminación por ΣHAPs	BaP (μgg^{-1})	^b Grado de Contaminación por B(a)P
Junio 1996 (secas/Lluvias)	19.67	Altamente contaminado	3.70	Contaminado
Abril 2001 (Secas)	4.20	Altamente contaminado	0.13	Poco contaminado
Agosto 2001 (Lluvias)	7.43	Altamente contaminado	0.06	Limpio
Mayo 2003 (Secas)	3.83	Altamente contaminado	<0.01	Limpio
Septiembre 2003 (Lluvias)	1.89	Altamente contaminado	0.03	Limpio
Junio 2004 (Secas)	2.78	Altamente contaminado	0.10	Limpio
Septiembre 2004 (Lluvias)	3.95	Altamente contaminado	0.07	Limpio
Abril 2005 (Secas)	0.29	Poco contaminado	0.05	Limpio
Septiembre 2005 (Lluvias)	1.61	Altamente contaminado	0.28	Poco contaminado
Marzo 2006 (Secas)	0.52	Poco contaminado	0.02	Limpio
Agosto 2006 (Lluvias)	9.95	Altamente contaminado	0.20	Poco contaminado
Marzo 2007 (Secas)	5.30	Altamente contaminado	0.24	Poco contaminado
Agosto 2007 (Lluvias)	2.40	Altamente contaminado	0.14	Poco contaminado
Diciembre 2007 (Nortes)	1.73	Altamente contaminado	0.09	Limpio

^aMaliszewka-Kordybach, 1996; ^bCCME, 1991, Cai *et al.*, 2007

IV.3.3 Núcleos Sedimentarios

Se analizaron cuatro núcleos sedimentarios colectados en febrero de 1998 en las inmediaciones de las estaciones 4 (98-E4) y 5 (98-E5) y en abril de 2005 en las áreas de los sitios 5 (05-E5) y 7 (05-E7). Como ya fue explicado en el apartado de materia orgánica, se consideró la tasa de sedimentación reportada por Galavíz-Solís y colegas en 1987 para la laguna Mecoacán, Tabasco de 1.5 cmaño^{-1} , ya que es de los pocos datos existentes sobre este aspecto geodinámico en sistemas costeros del Golfo de México y dada la localización y cercanía de ambas lagunas, comparten origen, procesos y características tanto geomorfológicas como hidrodinámicas; de esta forma, se agruparon los datos de HAPs en décadas para ser comparables (Fig. 52). Se

observa que el núcleo 98-E5 tuvo los valores más altos, con un promedio de $3.25 \pm 0.91 \mu\text{gg}^{-1}$ y tres modas, $7.05 \mu\text{gg}^{-1}$ en el periodo 1935-1945, $6.60 \mu\text{gg}^{-1}$ en 1975-1985 y $4.40 \mu\text{gg}^{-1}$ en 1985-1995; este patrón contrastó con el núcleo 05-E5 colectado en la misma área lagunar, ya que las concentraciones de poliaromáticos solamente alcanzaron $0.70 \mu\text{gg}^{-1}$ en el estrato 1995-2005, un orden de magnitud menor que el máximo registrado para el colectado en 1998, el cual fue el más largo, con 10 capas y una antigüedad estimada en 1929, época en la que no fueron detectados estos hidrocarburos ($<0.01 \mu\text{gg}^{-1}$), por lo que probablemente puede considerarse cercano al nivel basal.

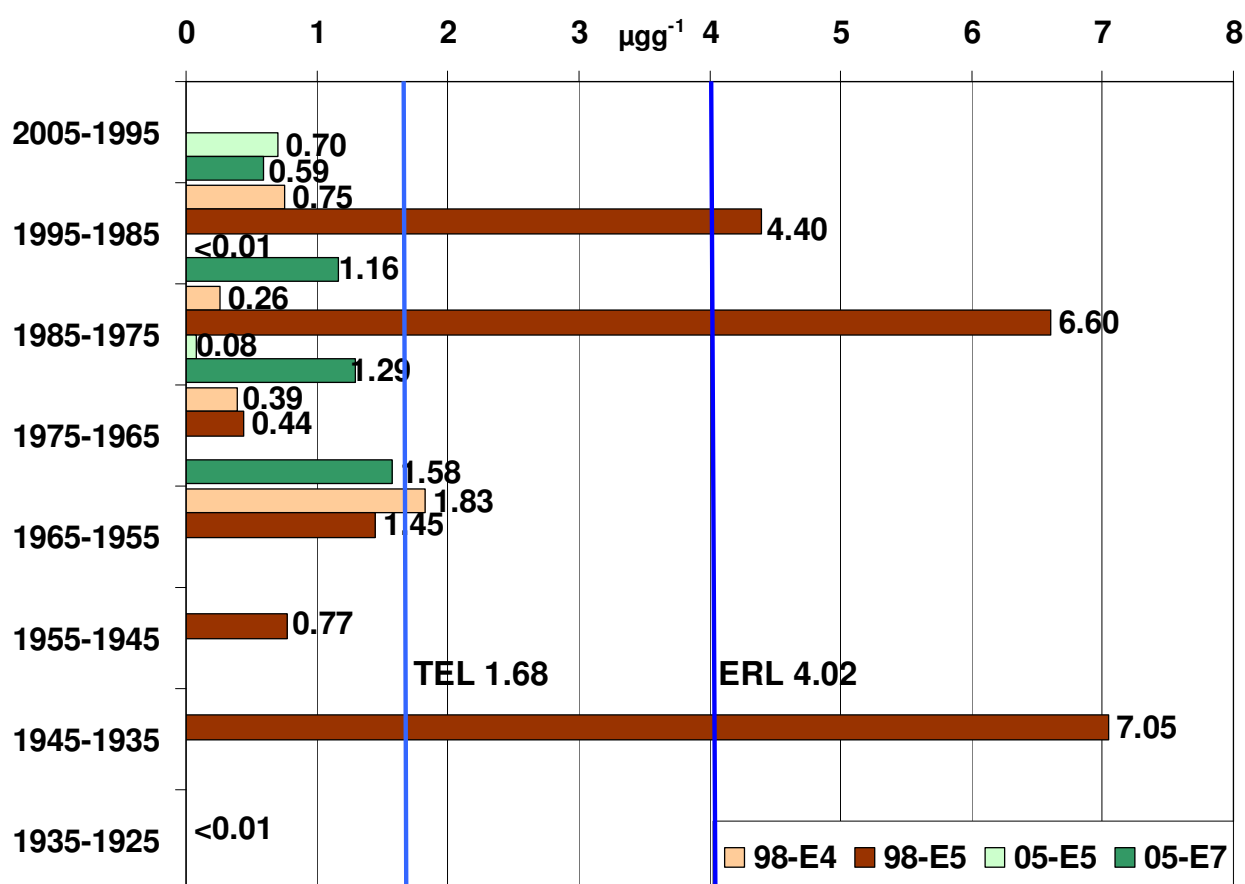


Figura 52. Distribución de ΣHAPs en los núcleos sedimentarios y los criterios de calidad para evaluar daño bentónico en la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.

El patrón mostrado por los núcleos restantes 98-E4 y 05-E7 fue similar, tuvieron su valor más alto en el estrato de 1955-1965 a partir del cual disminuyó hacia los años recientes 1995-2005; si se eliminaran los datos extremos del núcleo 98-E5, la tendencia

histórica general observada podría explicarse en función de la alta actividad petrolera en la década de los cincuenta en el área del campo Cinco Presidentes donde se encuentra El Yucateco y hacia años más recientes una menor contribución e impacto de este sector industrial hacia el sistema fluvio-lagunar estudiado.

En los registros históricos de contaminantes influyen diversos factores, como son las condiciones ambientales prevalecientes, principalmente la temperatura debido a su potencial de volatilidad, el material particulado que exista en la columna de agua, los aportes tanto fluviales como atmosféricos que hayan ocurrido, la hidrodinámica dominante así como las características intrínsecas de los sedimentos en un sitio determinado. Los núcleos 98-E5 y 05-E5 fueron obtenidos en el área de la estación 5 localizada en el norte del cuerpo lagunar, una zona con fuerte hidrodinámica por la confluencia del río Chicozapote y la onda mareal, lo que da como resultado un ambiente típicamente estuarino con la presencia de circulación ciclónica en la época de verano y ductos sumergidos con estaciones de bombeo (26 y 27) pertenecientes a Petróleos Mexicanos, todo ello puede explicar el gran contraste entre las concentraciones mayores registradas en la columna sedimentaria de 1998 y las presentes en la evaluada en 2005.

Los núcleos restantes, se localizaron en las estaciones 4 y 7 con características muy distintas, la primera de ellas ubicada en el centro del cuerpo lagunar, tiene una dinámica de circulación relativamente baja, con mayor tiempo de residencia de la masa de agua, un efecto menor de la onda de marea y con la presencia tanto de ductos como de estaciones de bombeo de PEMEX, como las principales fuentes de hidrocarburos; en cambio el segundo sitio mencionado, está en la localidad de "La Cuchupeta" sobre el canal del río Chicozapote en dirección del río Tonalá, con mayor efecto de este caudal veracruzano y de la marea, sin la presencia de ductos u otras estructuras relacionadas con la industria petrolera, de tal forma que las concentraciones de HAPs encontradas en este núcleo, el 05-E7, reflejan los aportes tanto naturales en los estratos más antiguos como de fuentes no puntuales en las capas más recientes, las cuales pueden

ser, las lanchas pesqueras y turísticas, el depósito atmosférico de partículas industriales de áreas vecinas así como lo que puede ingresar desde el Golfo de México.

En relación a la magnitud de los niveles individuales de poliaromáticos, el núcleo 98-E5 ocupó el primer lugar seguido por lo encontrado en el 05-E7 y posteriormente estuvieron el 98-E4 y el 05-E5. Los compuestos más relevantes encontrados en estos núcleos fueron, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno y benzo(g,h,i)perileno (Fig. 53); de forma particular, cabe destacar algunos aspectos, como son: el grupo de los HAPs de menor masa molecular formados por dos y tres anillos bencénicos estuvo presente en los núcleos 98-E5 y 05-E7 y las concentraciones mayores de estas familias se registraron en el primero de ellos evidenciando aportes de petróleo en ese año; en el núcleo de la estación 5 colectado en 1998, fue trimodal, los máximos estuvieron en fluoreno, benzo(b)fluoranteno y dibenzo(a,h)antraceno, además, siete de los 16 HAPs superaron el criterio umbral para iniciar el daño bentónico (TEL), de los cuales destacan el dibenzo(a,h)antraceno ya que fue 60 veces superior al valor umbral (0.61 vs $0.01 \mu\text{gg}^{-1}$) y el acenafteno 22 veces mayor al TEL (0.22 vs $0.01 \mu\text{gg}^{-1}$).

El registro sedimentario manifiesta que desde hace aproximadamente 70 años, la acumulación de estos hidrocarburos de riesgo ambiental han representado un peligro por su toxicidad y han tenido el potencial de provocar efectos subletales sobre los organismos bentónicos de la laguna, favoreciendo su transferencia en la cadena alimenticia, con la biomagnificación subsiguiente y el incremento en sus concentraciones una vez que llegan a los consumidores finales; sin embargo, los ambientes naturales son cambiantes, evolutivos y por lo tanto pueden permitir la adaptación de las especies que los habitan y/o hacen uso de ellos; este esquema histórico ha mostrado diferentes facetas de riesgo, hasta llegar al registro actual de niveles menores al umbral, por lo que los últimos registros manifiestan que la probabilidad de causar alteraciones biológicas a partir de los HAPs sedimentarios, es muy baja.

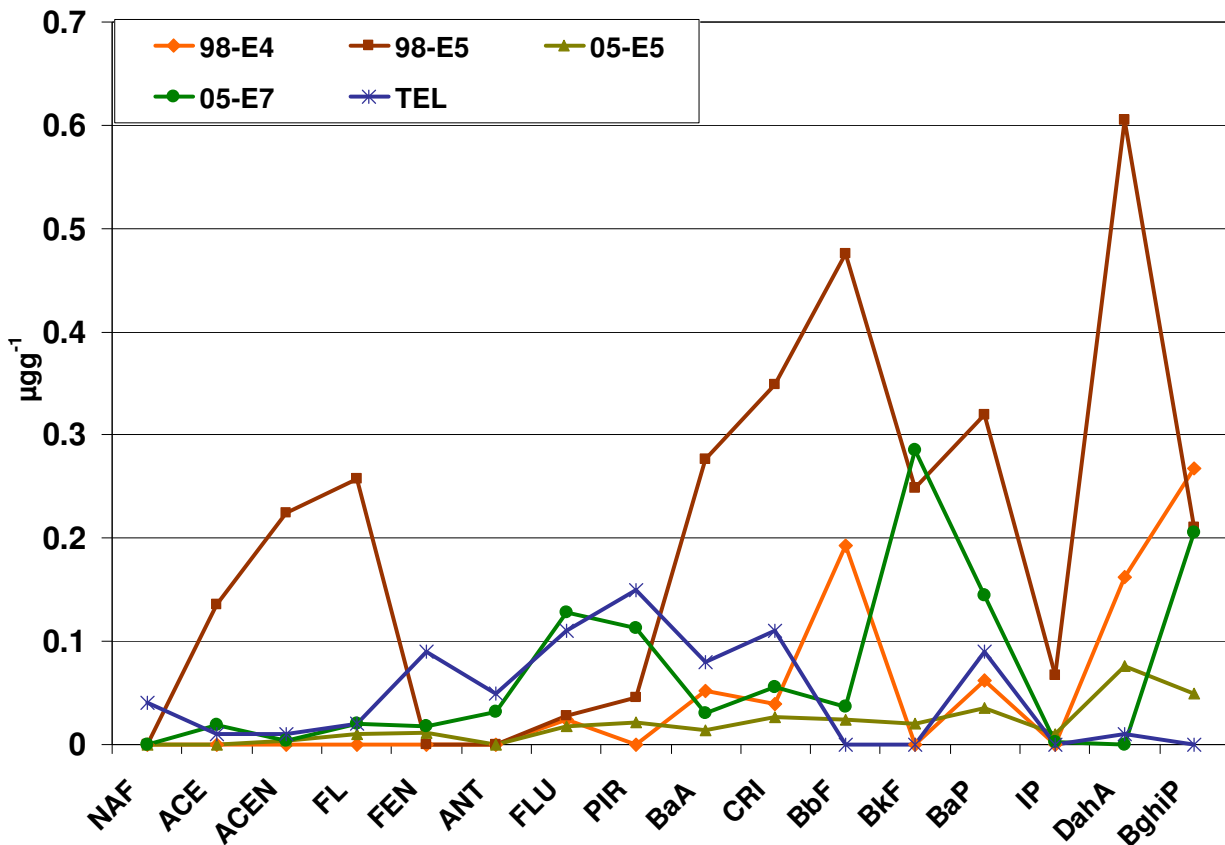


Figura 53. Composición de HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.

Al igual que para los sedimentos superficiales, se calcularon las concentraciones específicas para el grupo de los ocho HAPs cancerígenos reportados por la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer (IARC, 2011). Se presentaron concentraciones mayores en los núcleos de 1998, particularmente en el 98-E5, que en los colectados en 2005; en la Figura 54 se observa que el máximo de este grupo de riesgo ambiental fue para el dibenzo(a,h)antraceno del núcleo ya mencionado por lo que este hidrocarburo refleja una contaminación antigua, además de la migración vertical que existe para estos compuestos, adicionándose la carga acumulada en años anteriores con el de recién ingreso al ecosistema. En contraste, el núcleo 05-E5 presentó los valores menores para los cancerígenos, excepto para el benzo(k)fluoranteno e indeno(1,2,3-c,d)pireno; el naftaleno no fue registrado en estas columnas sedimentarias ($<0.01 \mu\text{g g}^{-1}$), lo que puede significar que son mínimos los aportes recientes de petróleo crudo.

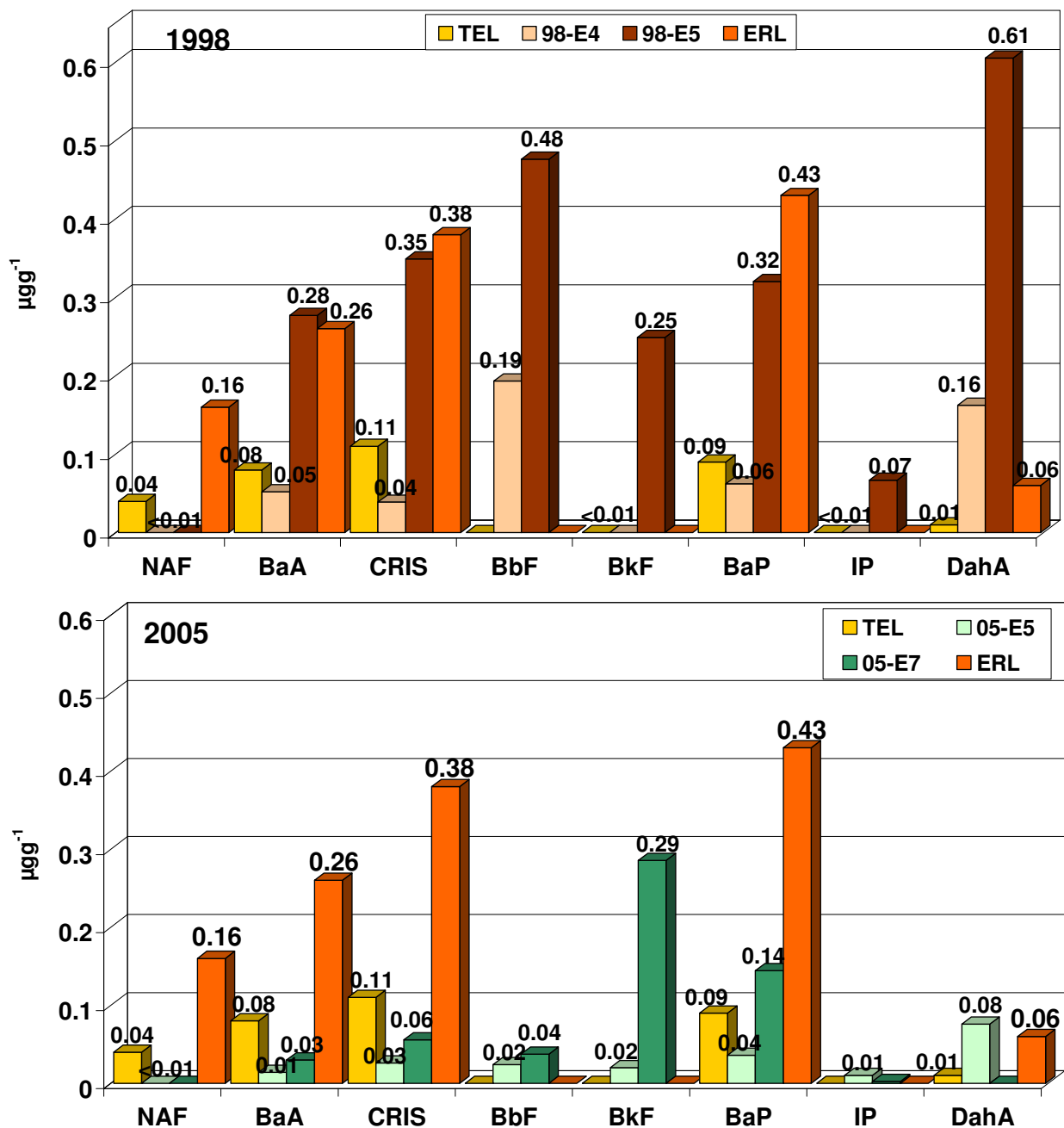


Figura 54. HAPs cancerígenos en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.

Derivado del comportamiento observado de los grupos aromáticos que conforman los HAPs evaluados, se obtuvo que para los núcleos analizados prevalecieron los de seis anillos, específicamente el benzo(g,h,i)perileno, excepto para el 98-E5 donde fueron los de cinco anillos, particularmente el dibenzo(a,h)antraceno; en segundo lugar se observó

un reparto, ya que para el 98-E4 y el 05-E5 estuvieron los de cinco anillos y para los dos núcleos restantes fueron los de cuatro anillos (Fig. 55).

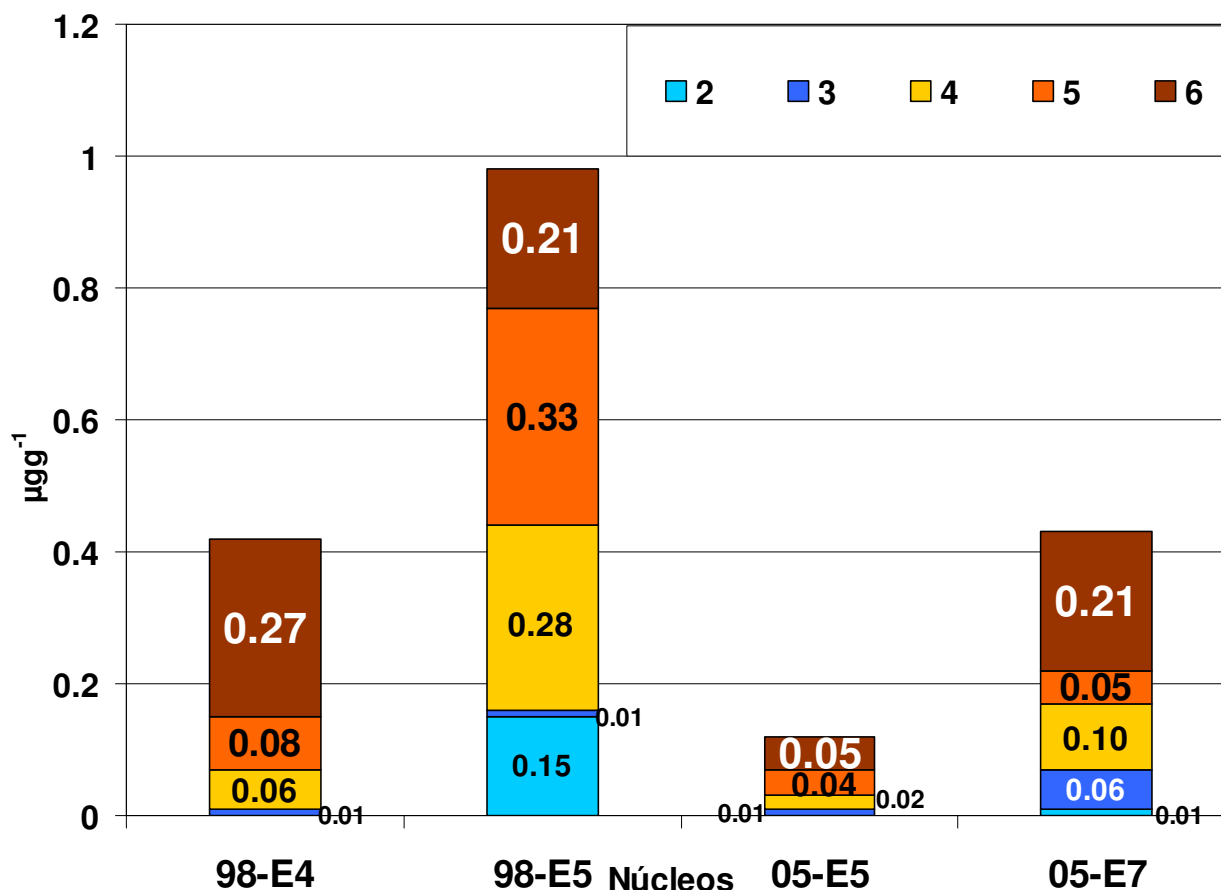


Figura 55. HAPs por número de anillos bencénicos en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.

Al agrupar en dos grandes categorías los HAPs obtenidos del registro histórico, en ligeros (≤ 3) y pesados (≥ 4), se pueden comparar con los criterios de calidad sedimentaria, al igual que se hizo para los sedimentos superficiales; en ninguno de los núcleos, los valores de los ligeros se acercaron a la concentración umbral (TEL) de $0.31 \mu\text{g g}^{-1}$ y estuvieron alejados del siguiente nivel de probabilidad de daño bentónico el ERL ($0.55 \mu\text{g g}^{-1}$); para los pesados, solamente el contenido de este grupo del núcleo 98-E5, rebasó el umbral (TEL de $0.66 \mu\text{g g}^{-1}$) lo cual pone de manifiesto el riesgo biológico en la zona norte de la laguna desde años anteriores (Fig. 56).

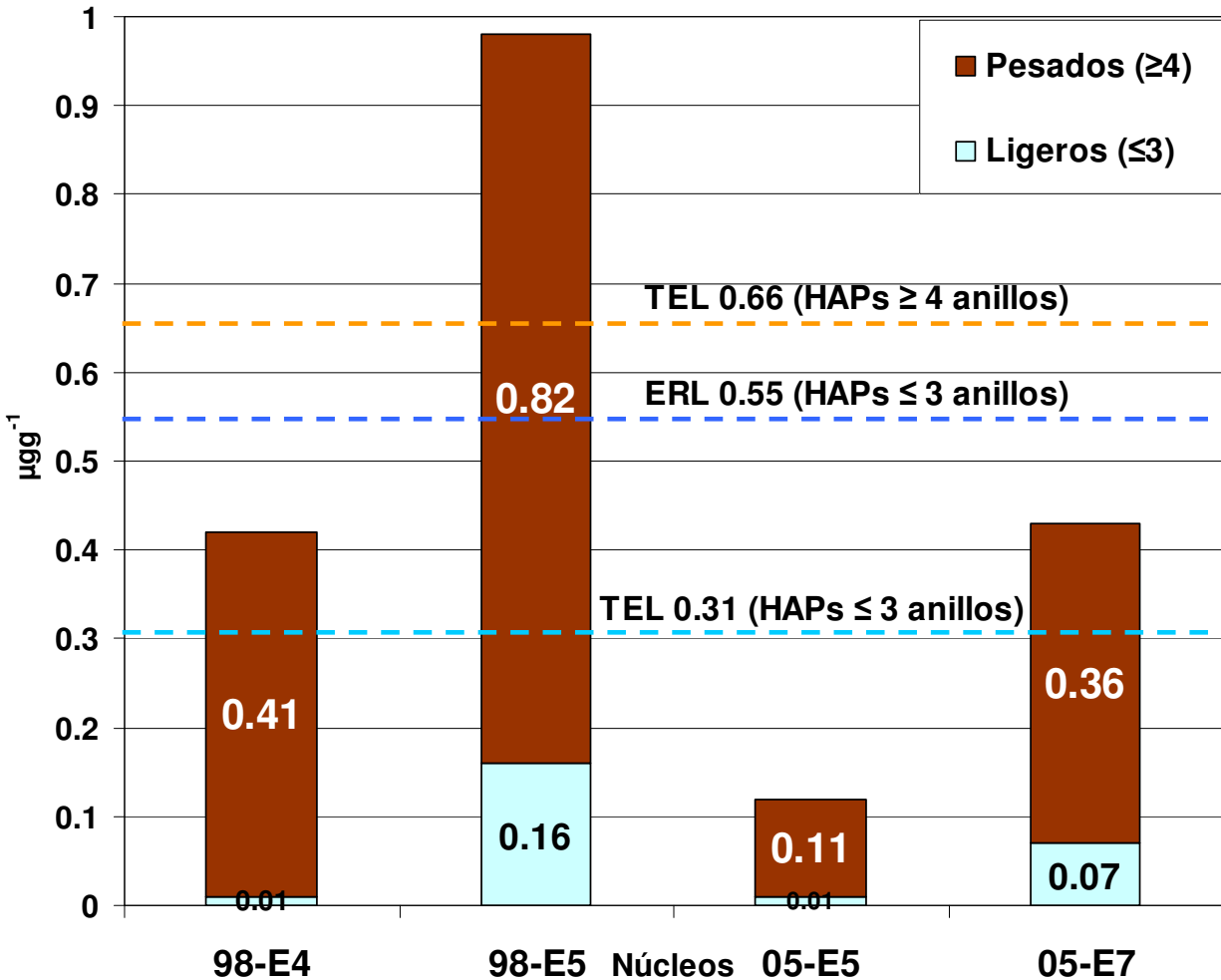


Figura 56. HAPs ligeros (≤3 anillos) vs pesados (≥4 anillos) en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.

Los índices moleculares calculados para los núcleos sedimentarios aportan información importante de la tendencia histórica de las actividades relacionadas con la industria petrolera, ya que los colectados en 1998 fueron dominados por fuentes petrogénicas mientras que los de 2005 fueron de tipo pirolítico (Cuadro 12), concordando con lo encontrado en los sedimentos superficiales, por lo que el ecosistema ha pasado de estar bajo la presión de este giro industrial a la influencia de la quema de material orgánico desde combustibles fósiles hasta vegetación (Yunker *et al.*, 2002; da Silva y Bicego, 2010).

Cuadro 12. Origen dominante de los HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab.

Núcleo	^a An/178	^a Fl/202	^a BaA/228	^a IP/276	^b R _{≤3/≥4}	Origen dominante
98-E4	N.C.	0.12	0.7	0.14	0.72	Petrogénico. Contaminación antigua
98-E5	N.C.	0.11	0.11	N.C.	0.01	Petrogénico. Contaminación antigua
05-E5	N.C.	0.42	0.23	0.2	0.11	Pirólítico. Contaminación antigua
05-E7	0.73	0.96	0.62	0.16	0.24	Pirólítico. Contaminación antigua

^aYunker *et al.*, 2002; ^bCai *et al.*, 2007, Ping *et al.*, 2007

Se valoraron las diferencias significativas entre las concentraciones de HAPs en los cuatro núcleos evaluados para este tipo de COPs en los años 1998 y 2005; los de 1998 fueron distintos estadísticamente ($p=0.0006$) lo que apoya lo discutido anteriormente. De igual forma, se presentaron diferencias entre el de 98-E5 y los dos de 2005 ($p=0.0007-0.002$) y entre las del último año mencionado ($p=0.006$) (Fig. 57). Este análisis arroja información sobre el efecto de las condiciones espaciales particulares y la acumulación y permanencia sedimentaria de los HAPs y por otro lado, la incidencia de las actividades petroleras a finales de los noventa y el cambio radical hacia 2005, lo que permitió la depuración natural del ecosistema.

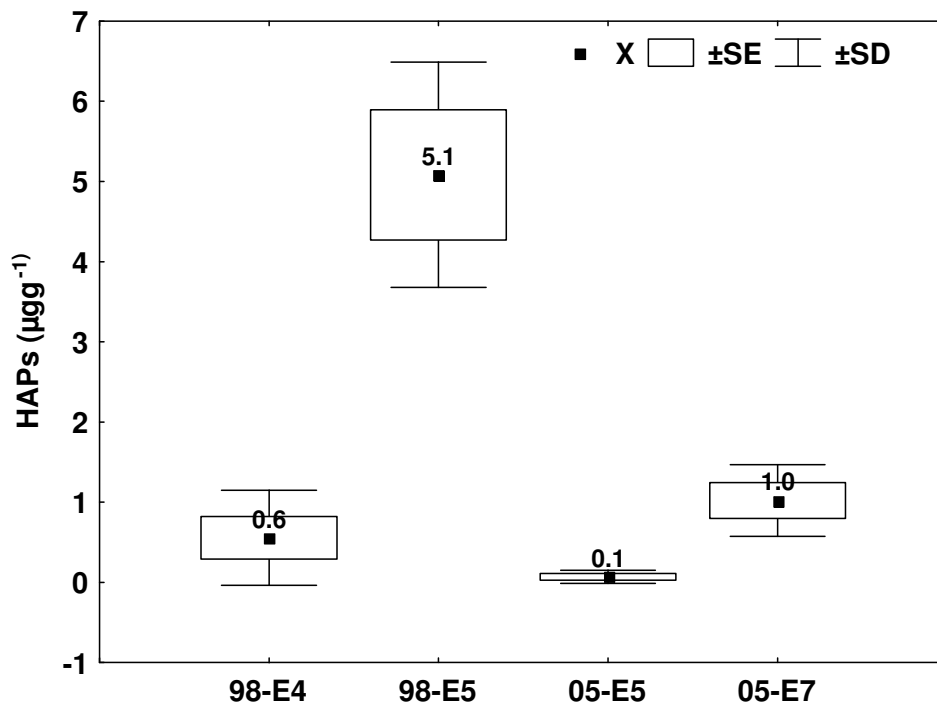


Figura 57. Diferencias temporales y espaciales de los HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 1998 y 2005.

Al igual que para los sedimentos superficiales, se realizaron las pruebas de correlación entre el contenido de materia orgánica y las concentraciones de HAPs; fueron significativas las relaciones de los núcleos 98-E4 ($r=0.8577$, $p=0.003$) y 05-E7 ($r=0.8362$, $p=0.019$) y en estos sitios lagunares es importante el depósito del material orgánico tanto ribereño como continental que llega a ellos, principalmente por transporte fluvial lo cual, favorece la acumulación de poliaromáticos entre otros compuestos orgánicos afines (Fig. 58); cabe mencionar que las correlaciones entre el carbono isotópico y los poliaromáticos no fueron significativas ($p>0.05$).

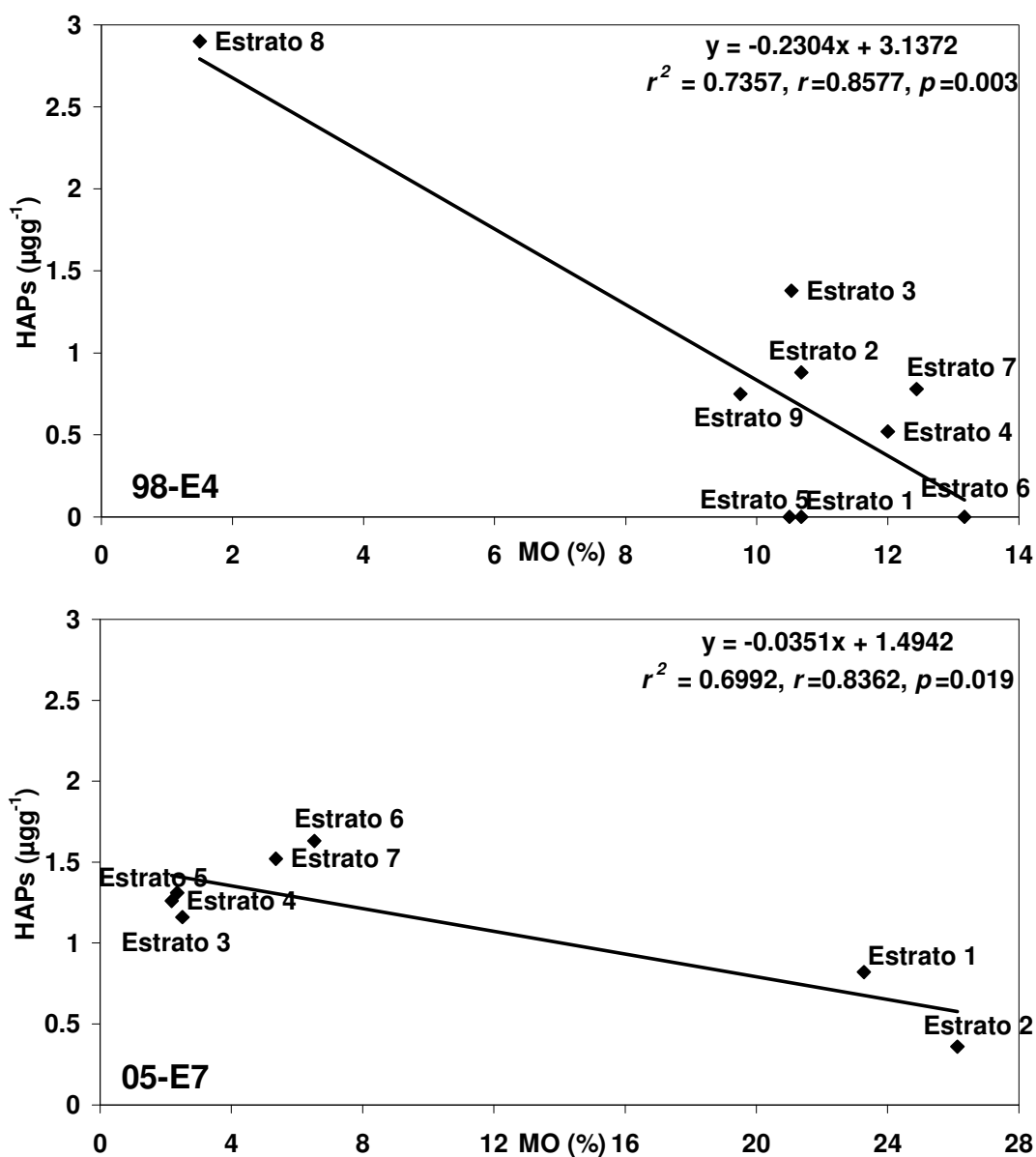


Figura 58. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los HAPs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab.

IV.3.4 Organismos

Los contaminantes químicos de tipo orgánico, liberados al ambiente, pueden ocasionar efectos adversos al hombre y a otros organismos (Mitra *et al.*, 1999). El comportamiento temporal de los HAPs en el tejido muscular de los peces y el tejido blando completo de los crustáceos colectados en la laguna El Yucateco se muestra en la Figura 59 y los datos graficados representan las concentraciones promedio de poliaromáticos agrupados por especie; el primer registro data de junio 1997, hay una discontinuidad hasta 2003 y a partir de este año fueron dos colectas por cada ciclo anual hasta la de nortes 2007. Por grupos de organismos similares, se observa que para las mojarras, el nivel más alto de Σ HAPs se registró en 1997 en la especie *Cichlasoma friedrichsthalii* o mojarra pinta con $47.75 \mu\text{gg}^{-1}$, seguida por la mojarra prieta (*C. urophthalmus*) con $21.41 \mu\text{gg}^{-1}$, notándose un decremento importante hacia años posteriores ya que los registros de 2004 fueron los que siguieron en orden de magnitud con $7.8 \mu\text{gg}^{-1}$ para las mojarras pintas y $4.1 \mu\text{gg}^{-1}$ para las castarricas (*C. octofasciatum*).

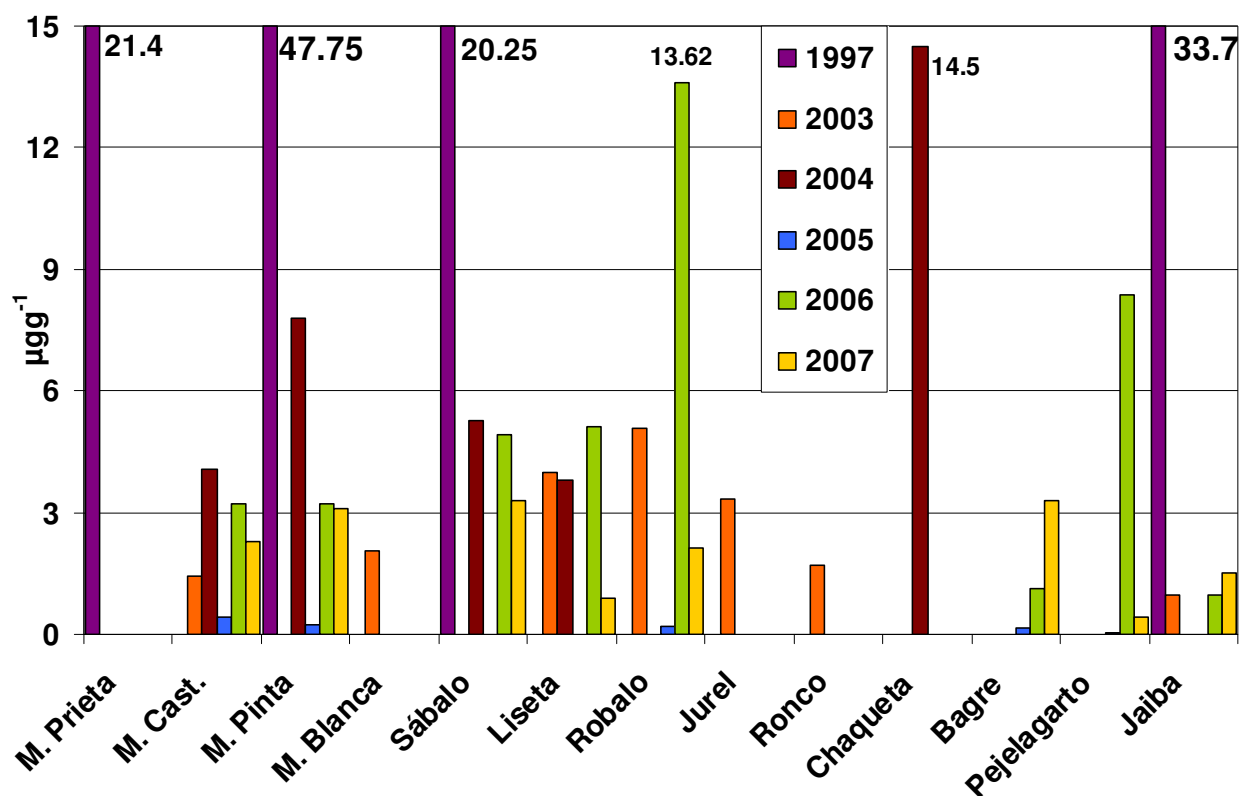


Figura 59. Variabilidad temporal de los HAPs en los organismos evaluados de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio. 1997-2007.

El sábalo (*Megalops atlanticus*) tuvo registros en 1997, 2004, 2006 hasta nortes 2007, la concentración máxima se presentó en el primer año con $20.25 \mu\text{gg}^{-1}$ y los datos siguientes fueron menores pero similares entre sí, con una tendencia a disminuir de 5.3 (2004) a $3.3 \mu\text{gg}^{-1}$ (2007). Para la liseta (*Mugil curema*) los registros iniciaron en 2003 con un valor semejante entre este año y el 2004 ($3.8\text{-}3.98 \mu\text{gg}^{-1}$), con un máximo en 2006 ($5.12 \mu\text{gg}^{-1}$) y el mínimo en 2007 ($0.90 \mu\text{gg}^{-1}$). El robalo (*Centropomus pectinatus*) contó con cuatro registros, 2003, 2005, 2006 y 2007, los niveles de HAPs han sido contrastantes, se tuvieron fluctuaciones marcadas, el primer dato fue de $5.09 \mu\text{gg}^{-1}$, posteriormente disminuyó a $0.2 \mu\text{gg}^{-1}$, alcanzó el máximo en 2006 con $13.6 \mu\text{gg}^{-1}$ y disminuyó abruptamente en 2007 a menos de $1 \mu\text{gg}^{-1}$. Existieron especies de peces que se evaluaron solamente en una época de estudio, éstas fueron el jurel (*Caranx latus*) y el ronco (*Pomadasyss sp.*) colectadas durante 2003, la chaqueta (*Oligoplites saurus*) capturada en 2004, siendo la que registró mayor contenido de HAPs ($14.5 \mu\text{gg}^{-1}$); el pejelagarto (*Atractosteus tropicus*) se ha evaluado en los tres últimos años de estudio, la concentración promedio más alta fue registrada en 2006 con $8.38 \mu\text{gg}^{-1}$ y el mínimo fue de $0.03 \mu\text{gg}^{-1}$ en 2005. En el caso de los crustáceos, en particular el grupo de las jaibas (*Callinectes rathbunae*, *C. similis*, *C. sapidus*), se analizaron en 1997 y posteriormente, al igual que las mojarras, se continuó su estudio en 2003, 2005, 2006 y 2007, el primer dato fue el más alto con $33.8 \mu\text{gg}^{-1}$, hubo una disminución muy marcada con concentraciones $\leq 1.5 \mu\text{gg}^{-1}$ y el mínimo estuvo en el límite de detección analítico ($0.01 \mu\text{gg}^{-1}$) (Fig. 59).

Los análisis de los sedimentos proporcionan información sobre los niveles de contaminación por HAPs en la laguna, mientras que el contenido de estos hidrocarburos en el músculo comestible de los peces y el tejido blando de los crustáceos, aporta datos sobre la carga disponible de poliaromáticos en los organismos. La bioacumulación de los compuestos individuales, con excepción del naftaleno, es más importante de la fase particulada en la columna agua que de la disuelta debido principalmente a la lipofilicidad de este grupo de sustancia lo que puede marcar la diferencia del patrón observado en cada uno de los compartimentos ambientales en un ecosistema acuático (Guinan *et al.*, 2001).

La biodisponibilidad puede depender del origen del compuesto (Baumard *et al.*, 1998), por ejemplo, los hidrocarburos petrogénicos se encuentran acumulados diferencialmente en la biota en niveles más altos que los compuestos pirolíticos (McElroy *et al.*, 1989). En este sentido, es importante conocer la composición específica de los HAPs bioacumulados, por lo que en la primera captura pesquera, realizada en junio 1997, se obtuvieron cinco muestras correspondientes a cuatro especies de peces y una de crustáceos, y debido a la magnitud de las concentraciones registradas en este registro inicial, en la Figura 60 se presenta el perfil molecular de este grupo de hidrocarburos en peces y crustáceos de ese año; se detectaron pocos compuestos, en peces solamente se encontraron cuatro poliaromáticos de los 16 prioritarios y en los crustáceos fueron siete los hidrocarburos presentes. En contraste, las concentraciones fueron mayores en los vertebrados, el fluoreno fue el compuesto de nivel más alto con $13.6 \mu\text{g g}^{-1}$ seguido por el acenafteno con $10.3 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que para los invertebrados se observó este mismo patrón con una magnitud 50% menor (8.6 y $5.6 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente).

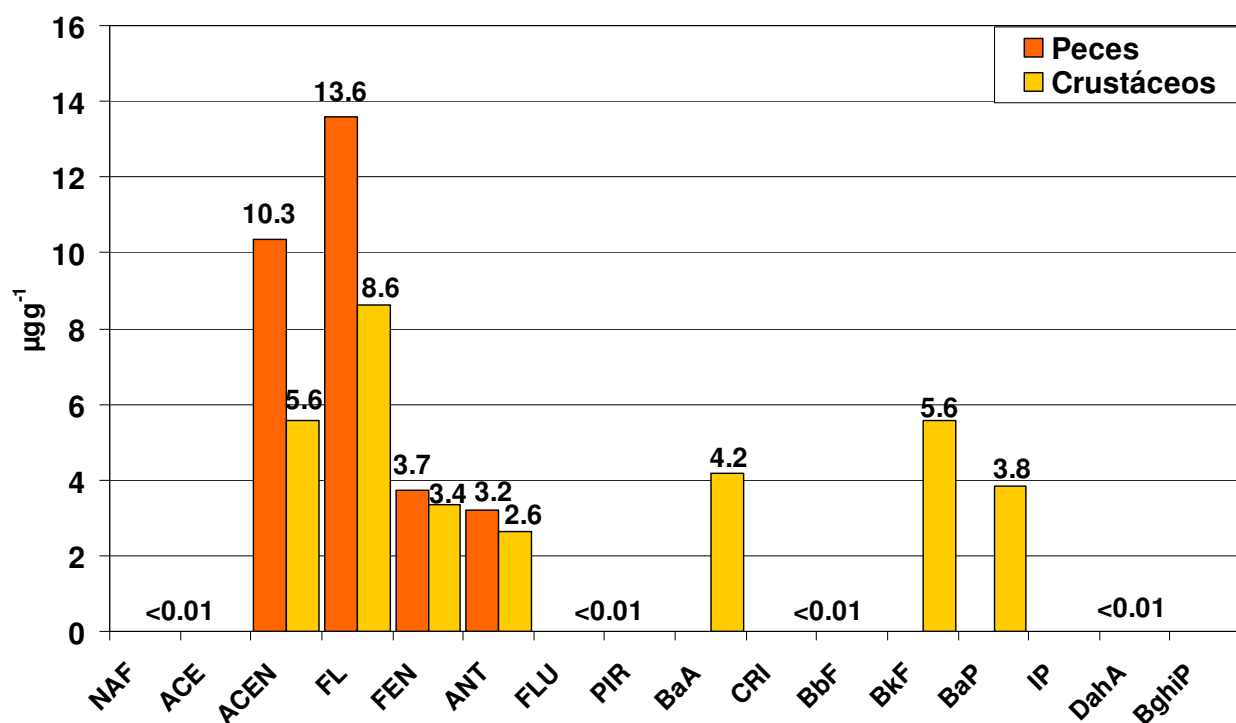


Figura 60. HAPs dominantes en los organismos capturados en 1997 en la laguna el Yucateco, Tab.

Este comportamiento mostró que los HAPs formados por dos anillos bencénicos, de menor masa molecular, fueron los preponderantes en estas especies, poniendo de manifiesto la influencia de las fuentes petrogénicas sobre la bioacumulación de estos COPs en los organismos estuarinos destinados al consumo humano capturados en 1997.

Posteriormente, de 2003 a 2007 se analizaron 14 especies, 12 del grupo de los peces y dos de los crustáceos, con un total de 165 muestras; en la Figura 61 se presentan los datos agrupados de este periodo diferenciando entre vertebrados e invertebrados, notándose un patrón similar entre ellos, ya que dominaron benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno y dibenzo(a,h)antraceno; el máximo fue para el primero de ellos con $4.24 \mu\text{gg}^{-1}$ mientras que en los crustáceos fue de $1.36 \mu\text{gg}^{-1}$ para el mismo compuesto. Cabe señalar que se detectaron HAPs ligeros de tipo petrogénico, como naftaleno y acenaftileno, en los peces las concentraciones estuvieron entre 0.01 y $0.63 \mu\text{gg}^{-1}$, mientras que en las jaibas el más alto fue de $0.22 \mu\text{gg}^{-1}$. A diferencia del primer registro, donde los petrogénicos fueron dominantes, en los datos de 2003 a 2007 prevalecieron los pirolíticos, hay que señalar la presencia de hidrocarburos de alto riesgo ambiental con potencial cancerígeno para humanos como el benzo(a)pireno y el dibenzo(a,h)antraceno, los cuales fueron mayores en los peces que en los crustáceos, esto representa una vía de transferencia directa hacia los consumidores finales de xenobióticos que pueden poner en peligro la salud de las comunidades que basan su alimentación en estos productos pesqueros.

En este sentido, al considerar los HAPs reconocidos con características carcinogénicas para humanos, benzo(a)pireno y dibenzo(a,h)antraceno, por la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer (IARC, 2011), en la Figura 62 se observa la tendencia de las especies que presentaron el contenido mayor de estos compuestos. Las jaibas de la especie *C. rathbunae* colectadas en junio 1997 tuvieron el máximo de B(a)P con $3.83 \mu\text{gg}^{-1}$, siguieron las mojarra pintas *C. pearsei* de junio 2004 con una concentración similar ($2.95 \mu\text{gg}^{-1}$) y posteriormente las lisetas *M. curema* de la misma época ($1.22 \mu\text{gg}^{-1}$). Para el D(a,h)A el comportamiento fue distinto, existió un mayor número de muestras

con valores altos, alrededor de $2\mu\text{g g}^{-1}$, las cuales fueron las mojarras pintas *C. pearsei*, las chaquetas *O. saurus*, ambas de junio 2004; las pintas *C. pearsei* y las castarrica *C. octofasciatum* de septiembre del mismo año.

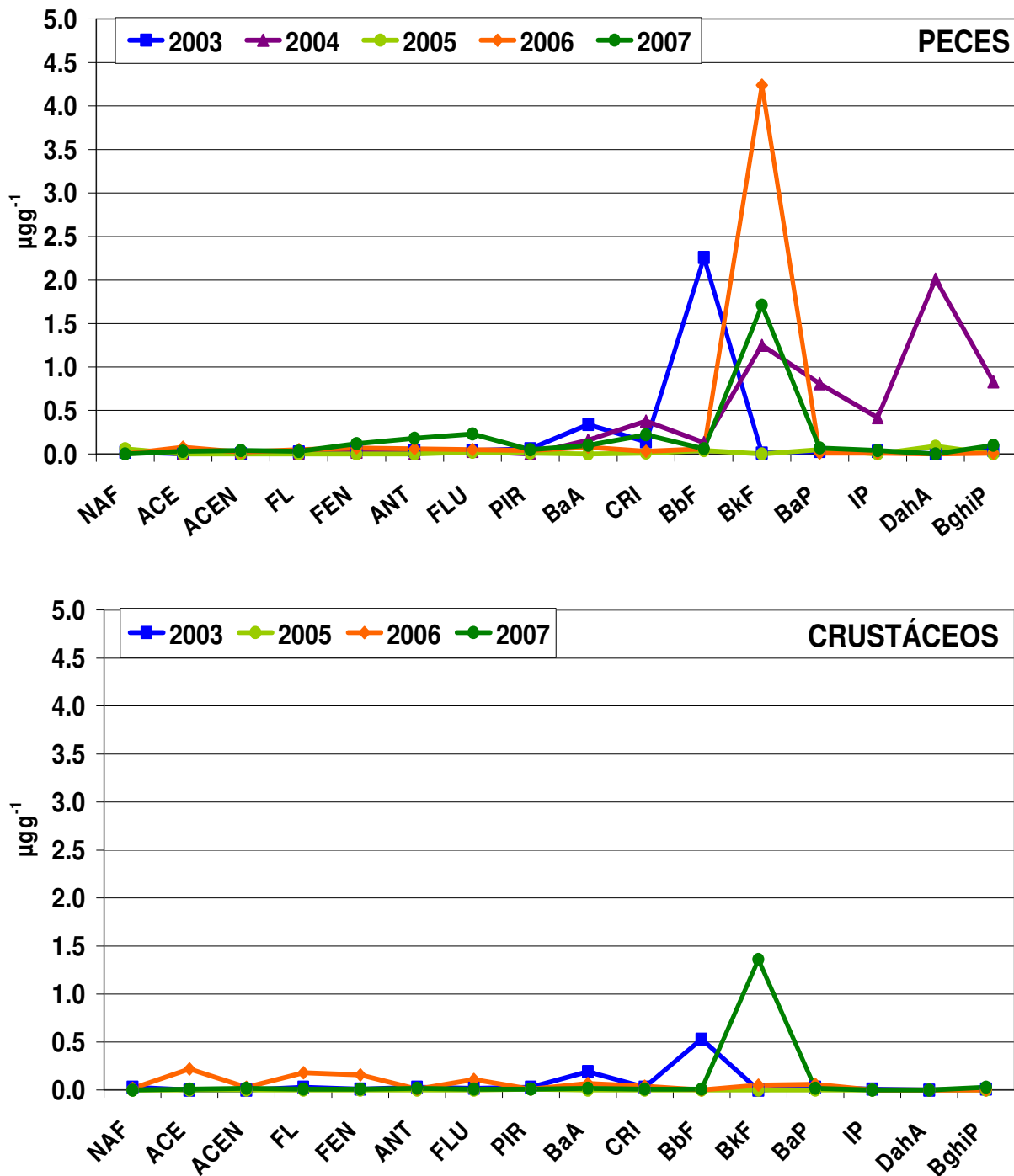


Figura 61. Perfil molecular de HAPs en peces y crustáceos de la laguna El Yucateco, Tab. 2003-2007. Valores promedio.

En algunas especies se encontró benzo(a)pireno y no fue detectado dibenzo(a,h)antraceno, por ejemplo las jaibas *C. rathbunae* y *C. sapidus* de junio 1997 y marzo 2006; los robalos *C. pectinatus* de septiembre 2005; asimismo, fue observado el patrón inverso, presencia de D(a,h)A y no de B(a)P, como en el caso de las chaquetas *O. saurus*, las mojarras pintas (*C. pearsei*) y castarricas (*C. octofasciatum*) de septiembre 2004 (Fig. 62).

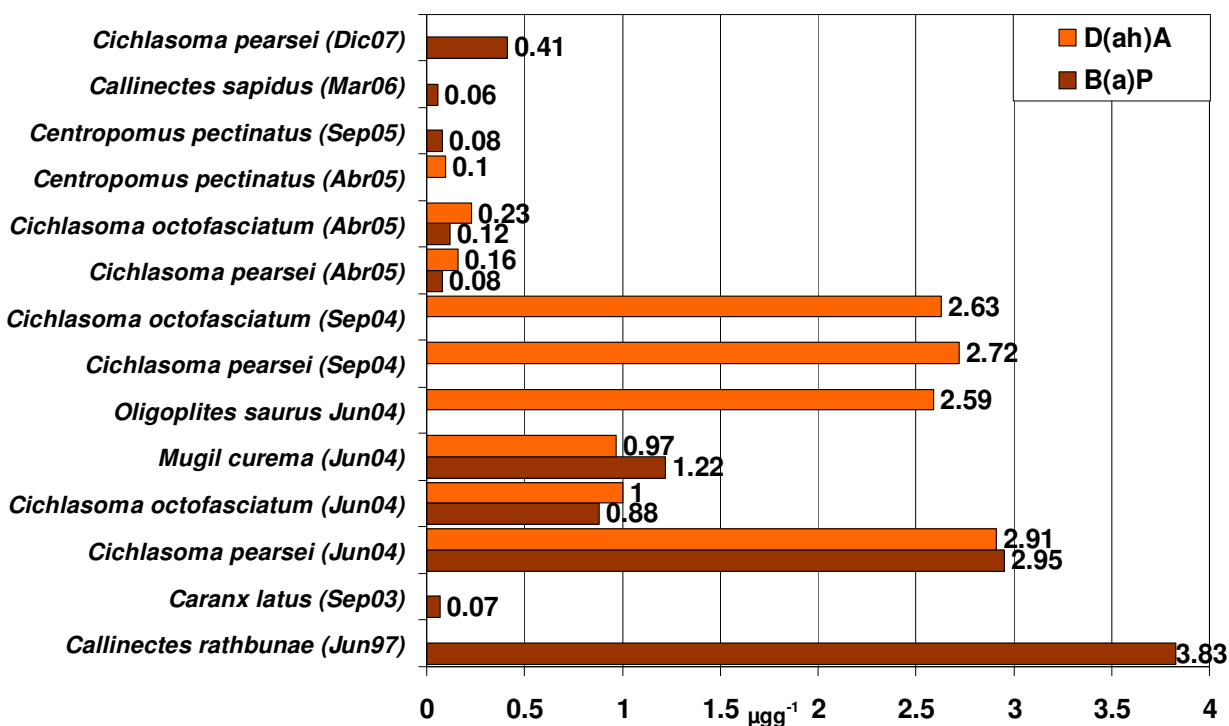


Figura 62. HAPs cancerígenos bioacumulados en organismos de la laguna El Yucateco, Tab.

El tejido muscular de los peces evaluados mostró un mayor contenido de HAPs formados por 4-5 anillos aromáticos, por lo que los procesos pirolíticos han dominado a lo largo del tiempo como la fuente principal de estos compuestos para la biota del área de estudio; sin embargo, debe mencionarse que también estuvieron presentes los poliaromáticos ligeros de 2 y 3 anillos lo que está evidenciando una mezcla con los HAPs petrogénicos; el registro de hidrocarburos de alto riesgo ambiental como el benzo(a)pireno y el dibenzo(a,h)antraceno proporciona información sobre el impacto que pueden tener estos compuestos en la salud humana al consumir productos pesqueros obtenidos de este sistema lagunar (IARC, 2011).

Las especies que forman parte de la comunidad bentónica, juegan un papel importante en la transferencia de contaminantes desde los sedimentos hacia organismos de niveles tróficos superiores (Zapata-Perez *et al.*, 2005). Por otro lado, las alteraciones que pueden ocurrir directamente sobre los organismos del bentos expuestos a sedimentos contaminados, cada día son más estudiadas, desde el nivel bioquímico hasta el ecológico; por ejemplo, se ha reportado que la exposición a hidrocarburos altera el comportamiento en algunos grupos de crustáceos como los anfípodos (Krang, 2007), la locomoción y la conducta agonística en los decápodos (Culbertson *et al.*, 2007; Dissanayake *et al.*, 2009), familia a la cual pertenecen las jaibas analizadas en este trabajo. Dissanayake y colaboradores (2010) encontraron que decápodos de la especie *Carcinus maenas* expuestos a contaminantes transmitidos por el agua como los hidrocarburos, tuvieron un comportamiento de forrajeo anormal y esta conducta alimenticia es un indicador de calidad ambiental que se ha utilizado exitosamente en peces, observándose que especies de sitios contaminados generalmente poseen una carga mayor de contaminantes y como consecuencia, registran tasas de captura de presas menores respecto a las mismas especies o equivalentes que habitan áreas no contaminadas. De esta forma, crustáceos como *C. sapidus* cuyo habitat son los fondos estuarinos, al interactuar continuamente con los sedimentos, adquieren nutrientes y pueden introducir contaminantes, bioacumulándolos, lo que puede favorecer conductas erróneas tanto alimenticias, como territoriales y reproductoras, disminuyendo su supervivencia y con ello afectando la comunidad en la que viven.

Se ha reportado en la literatura, que algunos grupos faunísticos acuáticos como los peces no son buenos indicadores de contaminación debido a la capacidad de desplazamiento que poseen (necton); sin embargo, proporcionan información acerca del estado global del ecosistema donde generalmente habitan (Parga-Lozano *et al.*, 2002). Es importante señalar, que fracciones pequeñas de los HAPs generados y liberados al ambiente por las actividades humanas, han mostrado que tienen efectos tanto carcinogénicos como mutagénicos en los organismos (Woodhead *et al.*, 1999) y que pueden ser introducidos a las especies acuáticas comestibles debido a que grupos como el fitoplancton facilitan la absorción de contaminantes hidrofóbicos como los

hidrocarburos, potencializando su toxicidad a través de la migración en la cadena trófica (Okay *et al.*, 2000). Estos procesos de transferencia ecológica tan complejos, han podido constatarse en catástrofes ambientales en el medio marino, ya que existen reportes donde el consumo de bivalvos altamente contaminados debido a derrames de petróleo, ha impactado las poblaciones de las aves que los consumen debido a que la viabilidad de tener descendencia se reduce (Pereira *et al.*, 1992; Custer *et al.*, 2000).

Otro aspecto fundamental, son los hábitos alimenticios dominantes de las especies; los peces han sido clasificados de acuerdo a este criterio biológico en consumidores de primer orden como las lisetas *M. curema* y las mojarra blancas *Eugerres plumieri*, prietas *C. urophthalmus*, castarricas *C. octofasciatum*, las cuales pueden ser herbívoras, detritívoras y omnívoras, su fuente principal de alimento es el sedimento, el detrito, la micro y meiofauna así como la comunidad microbiana de las partículas orgánicas, lo que representa varias vías de ingreso de xenobióticos al igual que de nutrientes. Los consumidores de segundo orden como los bagres *Ariopsis felis*, se alimentan de una gran diversidad de los de primer orden como los ya mencionados y los góbidos de las especies *Dormitator maculatus*, *Gobiomorus dormitor* y *Gobionellus oceanicus*, además de detrito y restos vegetales, por lo que los contaminantes llegan biomagnificados. Los de tercer orden como los jureles *Caranx hippos*, los robalos *C. pectinatus* son carnívoros y accidentalmente pueden ingerir detrito vegetal o sedimentario; se alimentan de especies menores, juveniles por lo que la carga de xenobióticos que reciben es mayor. En este orden de ideas, la posición trófica dentro del ecosistema lagunar del Yucateco contribuye a explicar el comportamiento global mostrado en la Figura 59 por las diversas especies evaluadas, evidenciando que tanto los sedimentos como los peces pequeños, del tipo de los góbidos, transfieren a los consumidores superiores las sustancias potencialmente peligrosas acumuladas en ellos de forma magnificada (D'Adamo *et al.*, 1997; MacKay y Fraser, 2000).

IV.4. BIFENILOS POLICLORADOS (BPCs)

IV.4.1 Agua

Los compuestos organoclorados son caracterizados por su gran afinidad hacia la fracción lipídica y su baja solubilidad en agua, de ahí su complejidad para detectarlos en la matriz acuosa. Existen reportes de niveles considerables de BPCs en aguas costeras que son el resultado de grandes descargas continentales de desechos antropogénicos así como de aquellas provenientes de embarcaciones relacionadas con el transporte de petróleo; los derivados del continente, debido a la volatilización de suelos contaminados y a través del transporte atmosférico, como vía principal de movilización, los cuales llegan a la zona costera donde se depositan y acumulan (Zhou *et al.*, 2001).

La estructura halogenada de estos compuestos es un factor que influye sobre su permanencia o remoción de la columna de agua; en el medio acuático puede existir una baja proporción de BPCs con un número pequeño de cloros en su molécula ya que son más susceptibles a las pérdidas por volatilización, sedimentación y por la degradación microbiana (Quensen *et al.*, 1988). Los bifenilos moderada y altamente clorados son más persistentes en el ambiente acuático ya que son más liposolubles, disminuyendo su volatilidad, se adsorben más rápidamente en los sedimentos y resisten en mayor medida la biodegradación (Tyler y Millward, 1996). Cabe mencionar que pueden existir mecanismos de transferencia de estos xenobióticos a partir del compartimiento sedimentario hacia el agua adyacente y los principales son: por difusión o desorción de la superficie de la partícula sedimentaria, por asociación coloidal y transporte y por la dispersión entre los enlaces químicos de estas partículas (Bremle y Larsson, 1998).

La cantidad de materia orgánica existente en un ecosistema acuático, determina en gran medida la permanencia de los BPCs y otros compuestos persistentes en la columna de agua; en ambientes oligotróficos, una proporción importante del contenido de bifenilos se encuentra en forma disuelta, mientras que en aquellos con tendencia hacia la eutrofización favorecerán su presencia en forma particulada (Berglund *et al.*, 2001); este comportamiento describe el caso de la laguna El Yucateco, ya que la

detección de estos compuestos clorados, fue baja o inexistente, probablemente debido a su alta afinidad por la materia orgánica particulada en la matriz acuosa, su floculación, sedimentación y almacenamiento en el fondo del ecosistema estuarino. Sin embargo, fueron registrados en la colecta extraordinaria de nortes en diciembre 2007, lo cual pone de manifiesto que los eventos meteorológicos de gran magnitud, como el ocurrido en esas fechas (CEPAL, 2008), favorecen el transporte y la introducción de este grupo de COPs a los ecosistemas costeros.

En el Cuadro 13 se observan los valores obtenidos de los siete BPCs prioritarios, constituidos de tres a siete cloros en esta matriz acuosa, apreciándose la baja detección de estos compuestos, con un valor promedio de $0.10 \pm 0.03 \text{ ngL}^{-1}$, el máximo en la estación 11 con 0.27 ngL^{-1} seguido por el registro del sitio 5 con 0.26 ngL^{-1} y el mínimo de 0.03 ngL^{-1} en las estaciones 3 y 10, sin poder detectar a los congéneres en la estación 12.

Cuadro 13. Bifenilos policlorados en agua de la laguna El Yucateco, Tab. Diciembre, 2007. Valores en ngL^{-1} .

No. CI	Compuesto	Estaciones											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
3	CB 28	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
4	CB 52	0.15	0.04	0.03	0.13	0.25	0.09	0.05	0.08	0.08	0.03	0.27	<0.01
5	CB 101	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	CB 118	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
6	CB 138	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	CB 153	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
7	CB 180	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Concentración Total (ΣBPCs)		0.15	0.04	0.03	0.13	0.26	0.09	0.06	0.09	0.08	0.03	0.27	<0.01

Concentración promedio de BPCs: $0.10 \pm 0.03 \text{ ngL}^{-1}$

El congénere CB52 fue el más frecuente ya que se presentó en el 92% de las muestras analizadas, así como también el de concentraciones mayores, es tetraclorado por lo que tiene una toxicidad biológica alta y un potencial de bioacumulación importante; además, se registraron los congéneres CB118 y CB153, penta y hexaclorado respectivamente, de mayor persistencia ambiental y sus niveles fueron mucho menores comparativamente con el bifenilo anterior; el pentaclorado se detectó en la estación 8 mientras que el hexaclorado en el sitio 5, ambos situados en la zona norte del área de estudio.

La amplia distribución del CB52 y el patrón observado de las concentraciones, apunta a un ingreso de este compuesto por la región norte-noreste, ya que la estación 11 localizada en el área oriental donde se encuentra la red intrincada de canales, fue el sitio con mayor concentración y los niveles de la estación 1 ubicada en la misma zona, también fueron importantes (0.15 ngL^{-1}); de igual forma, en el borde norte, en el sitio 5, se registró un alto contenido de este congénere (0.25 ngL^{-1}), disminuyendo hacia el centro (0.13 ngL^{-1} estación 4, 0.08 ngL^{-1} , estación 9) y sur del cuerpo lagunar (0.04 y 0.03 ngL^{-1} , estaciones 2 y 3), así como en dirección hacia el mar por el cauce del río Chicozapote (estaciones 6 a 10 y 12).

IV.4.2 Sedimentos superficiales

Los BPCs han sido evaluados en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco desde 2001 donde se estimó el contenido del aroclor 1260 y a partir de mayo de 2003 comenzó a cuantificarse a los siete congéneres individuales, debido a que forman parte del grupo de contaminantes prioritarios (Manirakiza *et al.*, 2002; Green y Knutzen, 2003; Davodi *et al.*, 2011). En el Cuadro 14 se muestran los niveles obtenidos de este aroclor para abril y agosto de 2001; sólo se encontraron tres clorobifenilos, correspondientes a los picos cromatográficos 12, 14 y 27 por el orden de elución en el análisis instrumental, dando una concentración promedio, para abril de $4.16 \pm 3.23 \text{ ngg}^{-1}$ y de $1.19 \pm 0.57 \text{ ngg}^{-1}$ para agosto. En la colecta de estiaje (abril) se detectó únicamente los picos 14 y 27, mientras que en lluvias fueron el 12 y el 27, siendo este último el componente más frecuente y dominante de este aroclor en ambas épocas climáticas (57%, 4.16 ± 3.23

ngg⁻¹ y 43%, 1.19 ± 0.57 ngg⁻¹ respectivamente). Las estaciones más afectadas fueron, en secas la 7 (23.42 ngg⁻¹) y en lluvias la 4 (2.75 ngg⁻¹) (Cuadro 14; Fig. 63).

Cuadro 14. Aroclor 1260 en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en ngg⁻¹ peso seco. 2001.

No. Pico Cromatográfico	E-1		E-2		E-3		E-4		E-5		E-6		E-7		TEL	ERL	PEL	ERM
	Abril	Agosto	Abril	Agosto	Abril	Agosto	Abril	Agosto	Abril	Agosto	Abril	Agosto	Abril	Agosto				
12	<0.01	2.21	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	*	*	*	*
14	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2.61	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	*	*	*	*
27	<0.01	<0.01	0.76	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2.75	0.45	0.03	1.90	3.34	23.42	<0.01	*	*	*	*
Σ BPCs	<0.01	2.21	0.76	<0.01	2.61	<0.01	<0.01	2.75	0.45	0.03	1.90	3.34	23.42	<0.01	21.6	22.7	189.0	180.0

*no reportado

Concentración promedio de Aroclor 1260: Abril 4.16 ± 3.23 ngg⁻¹ Agosto 1.19 ± 0.57 ngg⁻¹

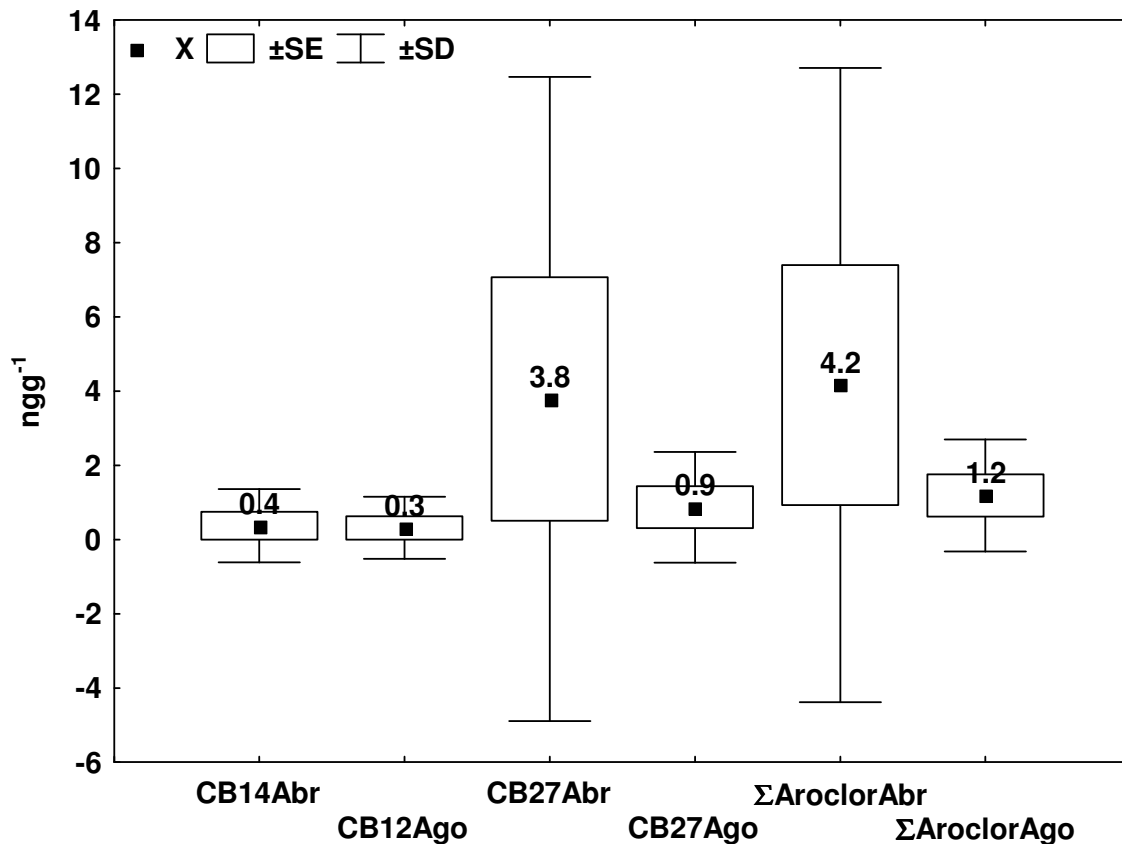


Figura 63. Compuestos dominantes en el Aroclor 1260 en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2001.

No existieron diferencias significativas entre los datos específicos de los constituyentes del aroclor 1260 en abril y agosto de 2001, así como tampoco con la sumatoria de los componentes registrados de esta mezcla industrial en ambas épocas climáticas de este año de estudio ($p>0.05$) (Fig. 63), lo que puede significar un ingreso continuo de los residuos de estos compuestos clorados durante ese año de estudio.

Las mezclas comerciales contienen grandes proporciones de los congéneres más altamente clorados, tal es el caso del aroclor 1260 (60% de Cl), el cual se compone principalmente de hexa (CB138, CB149 y CB153) y heptaclorobifenilos (CB180 y CB187) (Fig. 64) (Frame *et al.*, 1996b; ASTDR, 2000); en general, se reconoce a estos congéneres como los más lipofílicos y persistentes (Stefanelli *et al.*, 2002; Hobbs *et al.*, 2003).

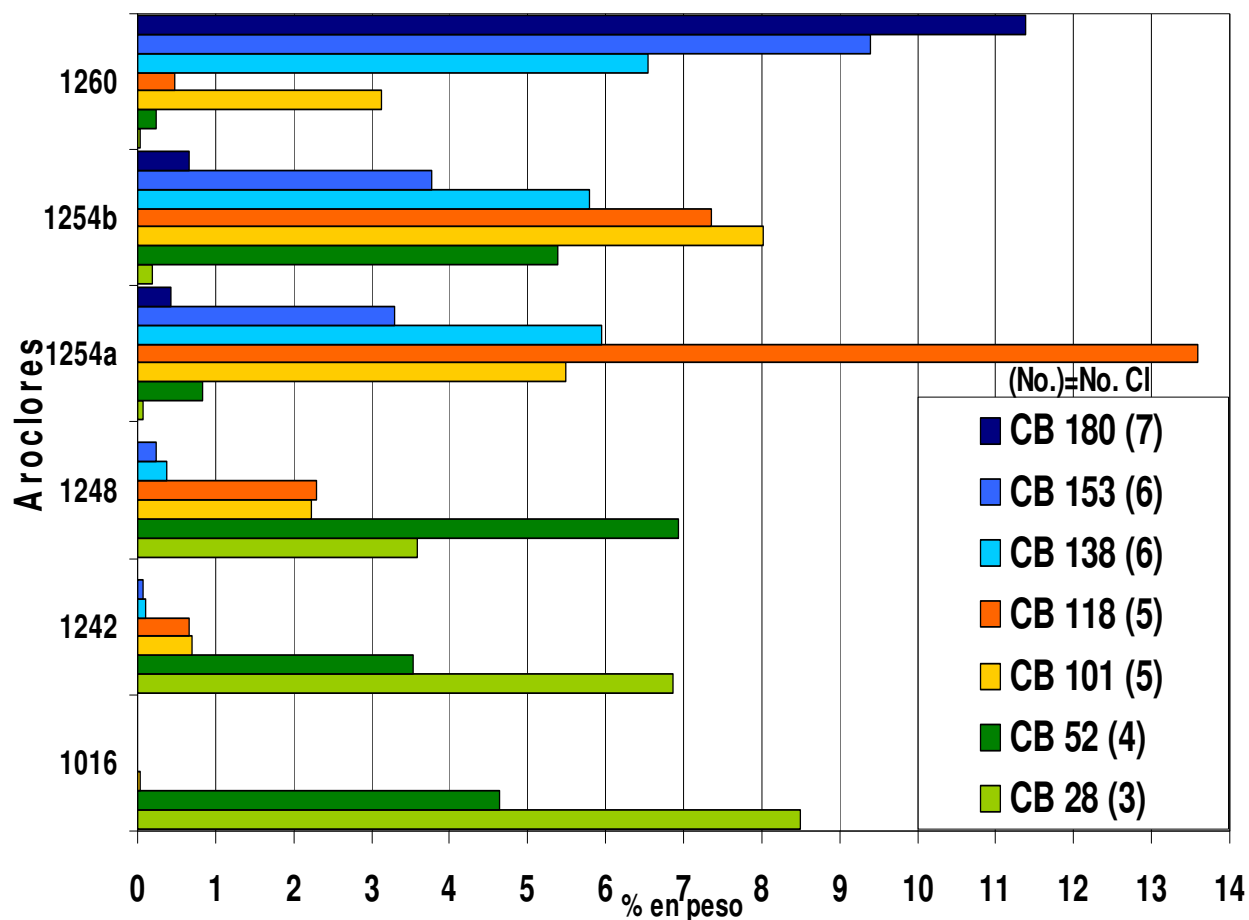


Figura 64. Contenido de clorobifenilos prioritarios de los aroclores (ASTDR, 2000).

En el caso de las colectas de 2003 al 2007, se evaluaron los congéneres prioritarios: CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 y CB180 (Manirakiza *et al.*, 2002; Green y Knutzen, 2003). Los valores promedio por época de estudio se comparan en la Figura 65; puede observarse que desde secas 2003 donde la concentración promedio fue de $343.3 \pm 155.86 \text{ ngg}^{-1}$, se evidenció un comportamiento hacia la disminución en el contenido sedimentario de este grupo de COPs; posteriormente, hubo un aumento durante el ciclo 2005, decreciendo nuevamente a partir de las lluvias de ese año hasta las de 2007 donde se registró el promedio más bajo ($4.69 \pm 3.68 \text{ ngg}^{-1}$) y finalmente, en los nortes 2007, se presentó un cambio muy significativo hacia el incremento de los valores de bifenilos (ΣBPCs), siendo el más grande de todas las colectas evaluadas ($1406.41 \pm 405.32 \text{ ngg}^{-1}$).

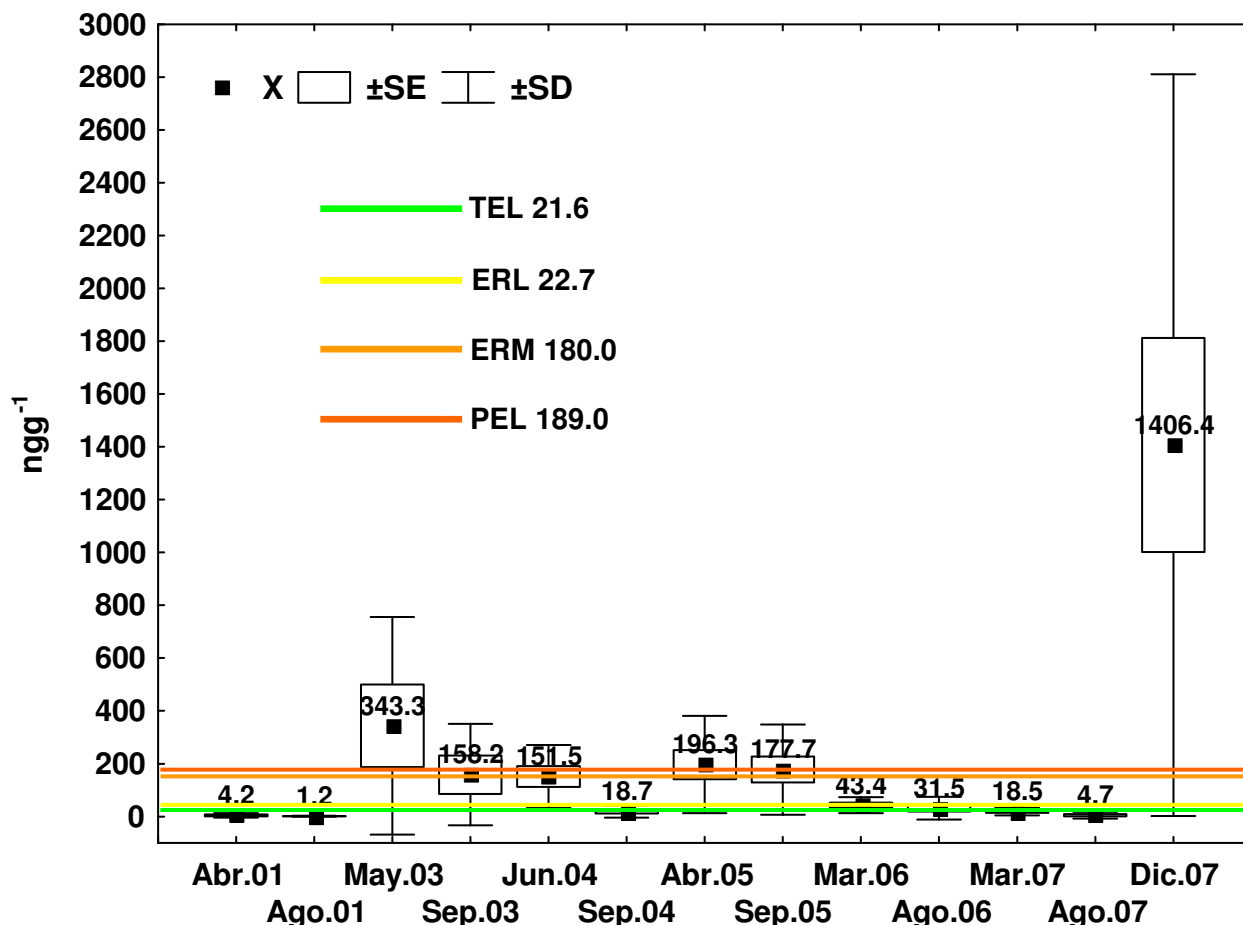


Figura 65. Comportamiento temporal del contenido de BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab., y concentraciones de referencia relacionadas con daño bentónico.

Al considerar los criterios de calidad sedimentaria, se formaron tres grupos, el primero integrado por las colectas de abril 2001, septiembre 2004, marzo y agosto 2007, cuyas concentraciones estuvieron por debajo del valor umbral TEL (21.6 ngg^{-1}); el segundo contempló a la mayoría de las colectas, se ubicó en el intervalo $\geq \text{ERL}$ (22.7 ngg^{-1}) $\leq \text{ERM}$ (180.0 ngg^{-1}) y el tercero estuvo constituido por los muestreos de mayo 2003, abril 2005 y diciembre 2007 con niveles superiores al criterio de mayor probabilidad de daño bentónico PEL (189.0 ngg^{-1}) (Fig. 65).

La tendencia general temporal mostró que existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de estos COPs industriales registradas en los sedimentos lagunares desde 2001; la colecta de diciembre 2007 fue diferente a la mayoría, debido a la magnitud de sus niveles que superaron a las demás; de igual forma, resaltaron aquellos datos que sin llegar a presentar estas dimensiones, si tuvieron un contenido promedio elevado de bifenilos, $\geq 150 \text{ ngg}^{-1} \leq 500 \text{ ngg}^{-1}$, por ejemplo, mayo y septiembre 2003, junio 2004, abril y septiembre 2005 y fueron diferentes de las restantes ($p < 0.05$), no así con el último registro de nortes en diciembre 2007 (Fig. 65); este patrón señala la relevancia de los aportes de BPCs, ya sean recientes o bien a partir de la remoción y resuspensión de los almacenados tanto en los suelos aledaños al sistema fluvio-lagunar como de los propios sedimentos, para determinar el contenido que se registra en este tipo de estudios.

Los congéneres de bifenilos más abundantes fueron CB28 y CB52, el primero es abundante en el aroclor 1016 y 1248, el segundo está en cantidades más importantes en los arocloros 1248 y 1254, además de formar parte de los ya mencionados (Frame *et al.*, 1996b; ASTDR, 2000); cabe señalar que para el ciclo 2007, las concentraciones, diversidad y comportamiento de los congéneres fueron menores, bajas y diferentes, respecto a los años anteriores, con excepción del último registro en diciembre de ese año, donde hubo un aumento muy importante en las concentraciones de estos contaminantes industriales (Fig. 66).

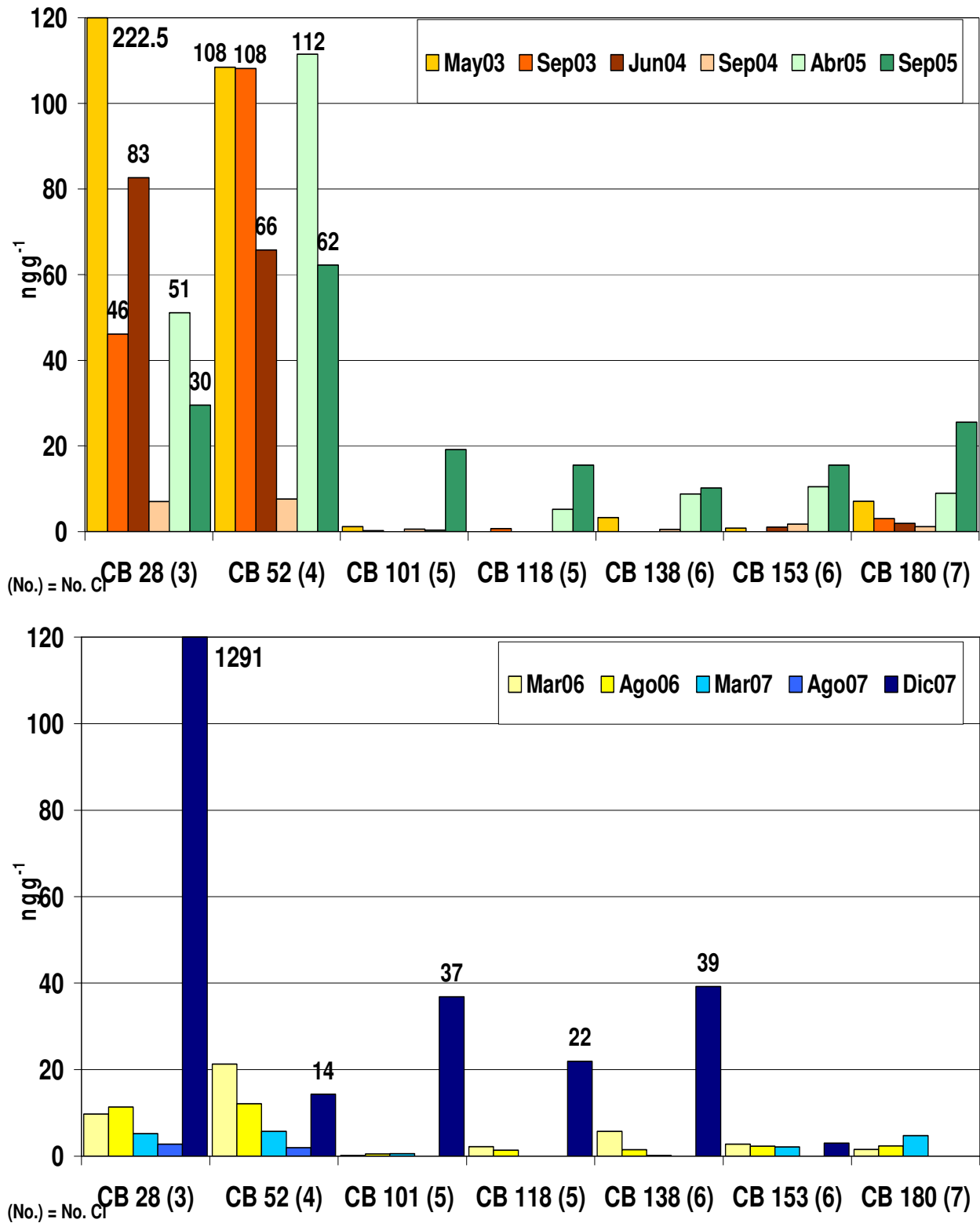


Figura 66. Tendencia temporal de los congéneres de BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio. 2003-2007.

Los BPCs individuales restantes no mostraron una tendencia temporal clara ya que, por ejemplo, en algunas colectas el CB101 tuvo los niveles más bajos (septiembre 2003 y marzo 2006), mientras que en otras épocas de estudio los mínimos fueron para CB138, CB153 y CB180 (marzo 2007, mayo 2003 y septiembre 2004). El comportamiento descrito indica que cerca de la laguna posiblemente existieron o siguen existiendo fuentes de los siguientes arocloros: 1016, 1242 y 1248, puesto que su contenido del CB28 es mayor al 5% en peso, así como el CB52 en el caso de los arocloros 1248 y 1254^b (Fig. 64); aunado a esto, los 209 congéneres podrían estar presentes en determinada concentración en todas las mezclas de arocloros (Frame *et al.*, 1996, 1997; ASTDR, 2000), tal y como se esquematiza en el Cuadro 15 donde se pueden observar los clorobifenilos dominantes de cada uno de ellos.

Cuadro 15. Congéneres dominantes de los arocloros (ASTDR, 2000).

Congéneres (% en peso)	Arocloros					
	1016	1242	1248	1254 ^a	1254 ^b	1260
CB 8 (2)	8.29	7.05	0.81	0.05	0.13	0.04
CB 18 (3)	10.86	8.53	4.29	0.08	0.25	0.05
CB 28 (3)	8.50	6.86	3.59	0.06	0.19	0.03
CB 31 (3)	9.32	7.34	5.07	0.11	0.28	0.04
CB 33 (3)	6.21	5.01	2.23	0.05	0.16	0.03
CB 44 (4)	4.47	3.55	6.31	0.67	2.31	0.03
CB 52 (4)	4.63	3.53	6.93	0.83	5.38	0.24
CB 66 (4)	0.39	3.39	5.84	3.56	1.01	0.02
CB 70 (4)	0.59	3.73	7.28	6.83	3.49	0.04
CB 77 (4)*	trazas	0.31	0.41	0.20	0.03	trazas
CB 95 (5)	0.31	0.61	1.96	1.84	6.25	2.45
CB 101 (5)	0.04	0.69	2.22	5.49	8.02	3.13
CB 105 (5)	trazas	0.47	1.60	7.37	2.99	0.22
CB 110 (5)	trazas	0.83	2.97	8.42	9.29	1.33
CB 118 (5)	trazas	0.66	2.29	13.59	7.35	0.48
CB 126 (5)*	trazas	trazas	trazas	0.02	trazas	trazas
CB 138 (6)	trazas	0.10	0.38	5.95	5.80	6.54
CB 149 (6)	trazas	0.06	0.24	1.82	3.65	8.75
CB 153 (6)	trazas	0.06	0.23	3.29	3.77	9.39
CB 169 (6)*	trazas	trazas	trazas	trazas	trazas	trazas
CB 180 (7)	trazas	trazas	0.02	0.42	0.67	11.38
CB 187 (7)	trazas	trazas	trazas	0.09	0.25	5.40

(No.)=No. Cl; *congéneres coplanares más tóxicos (García, 1999; ASTDR, 2000);

^aEvaluado de una producción final anormal de la compañía estadounidense

Monsanto (lote KI-02-6024, 1974-1977); ^bEvaluado del lote GE/118 (estándar analítico)

El comportamiento espacio-temporal de los BPCs por año de colecta (promedios) se observa en las Figuras 67 a 69; en ellas se puede ver claramente que el sitio más afectado en 2001, 2003 y 2004 se ubicó en el área de la estación 7, esto es, en la parte final del río Chicozapote a la altura del sitio conocido localmente como "La Cuchupeta" (Fig. 67); esta área fluvial tiene características particulares, ya que confluyen el agua de mar dada la intromisión constante de la cuña salina y el agua dulce proveniente del río, además de los escurrimientos puntuales temporales.

Para el 2005, el esquema general apuntó a un mayor grado de contaminación por bifenilos en la zona de los canales orientales del Chicozapote donde están las estaciones 1 y 11, así como en el sitio 8 ubicado en el canal occidental de este mismo río en dirección del mar; posiblemente, parte de este patrón se debe a que aguas abajo se une al río un canal que recibe los escurrimientos del campo petrolero "La Venta", donde se encuentra la batería de PEMEX No. 3 y existen transformadores eléctricos. Para el 2006 el sitio con mayor afectación fue el 5 ubicado en la zona de mezcla entre el Chicozapote y la laguna, mientras que para el ciclo 2007 la estación con mayor perturbación fue la 11 que se localiza en la parte noreste del sistema lagunar. Otros sitios con niveles muy elevados en mayo y septiembre 2003, se localizaron en el sureste (estación 2) y noroeste de la laguna (estación 5), la primera cerca de la batería de PEMEX No. 4 y la segunda en las cercanías del pozo No. 27 de esta misma empresa, sin dejar de mencionar que la parte central del cuerpo lagunar, donde se ubicaron las estaciones 4 y 9, en abril y septiembre 2005, también mostró un grado de acumulación sedimentaria de bifenilos (Fig. 68).

Para estimar el riesgo de daño ecológico derivado de la toxicidad inherente a los sedimentos, se tomaron los siguientes criterios de calidad sedimentaria internacionales para la Σ BPCs: concentración umbral TEL 21.6 ngg^{-1} , valor de probabilidad baja para daño bentónico ERL 22.7 ngg^{-1} , nivel de probabilidad intermedia para este efecto nocivo al bentos ERL 180 ngg^{-1} y concentración con mayor probabilidad de provocar alteraciones a los organismos bentónicos PEL 189 ngg^{-1} (Long *et al.*, 1995; Buchman, 2008).

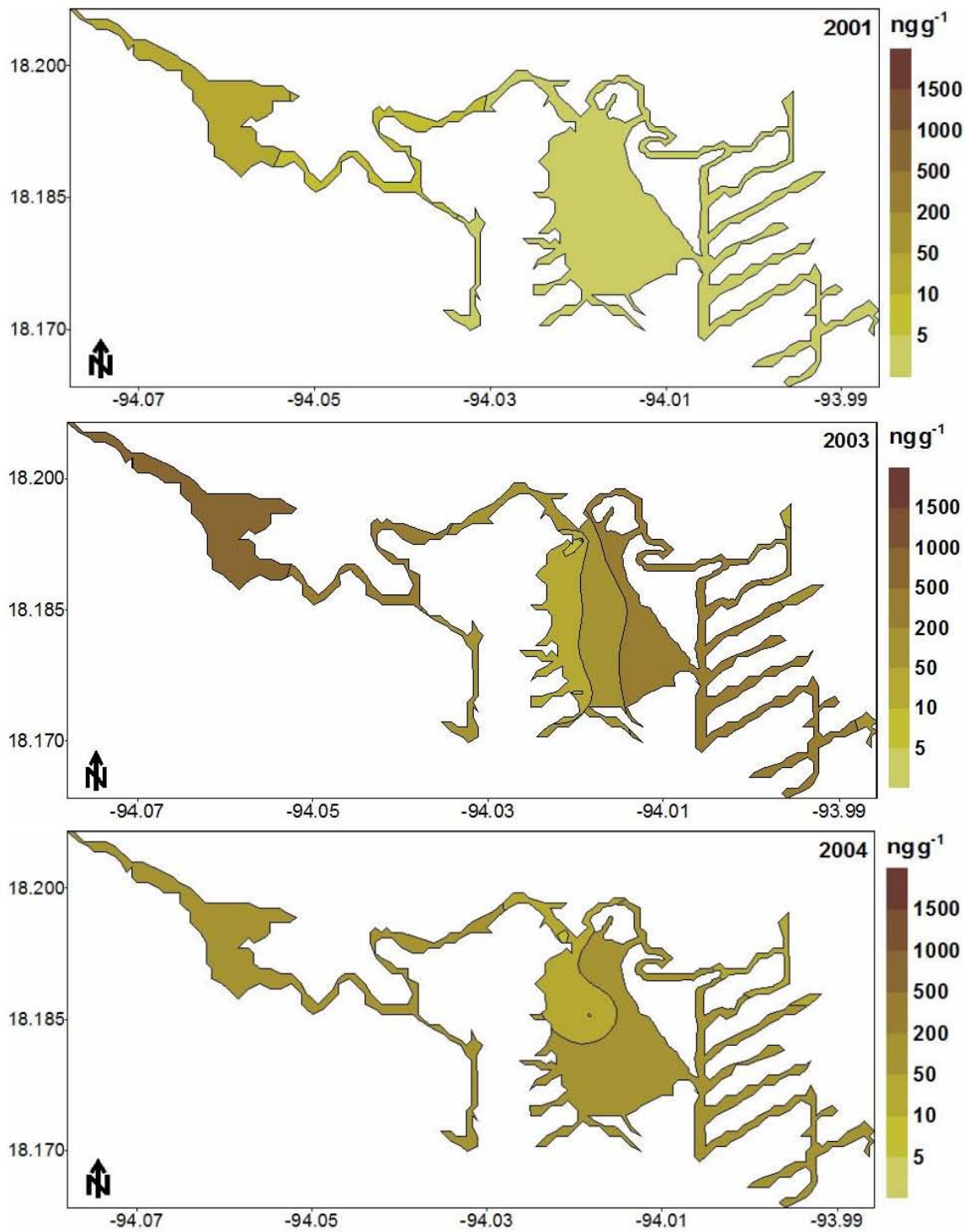


Figura 67. Distribución espacio-temporal de la ΣBPCs en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio 2001, 2003 y 2004.

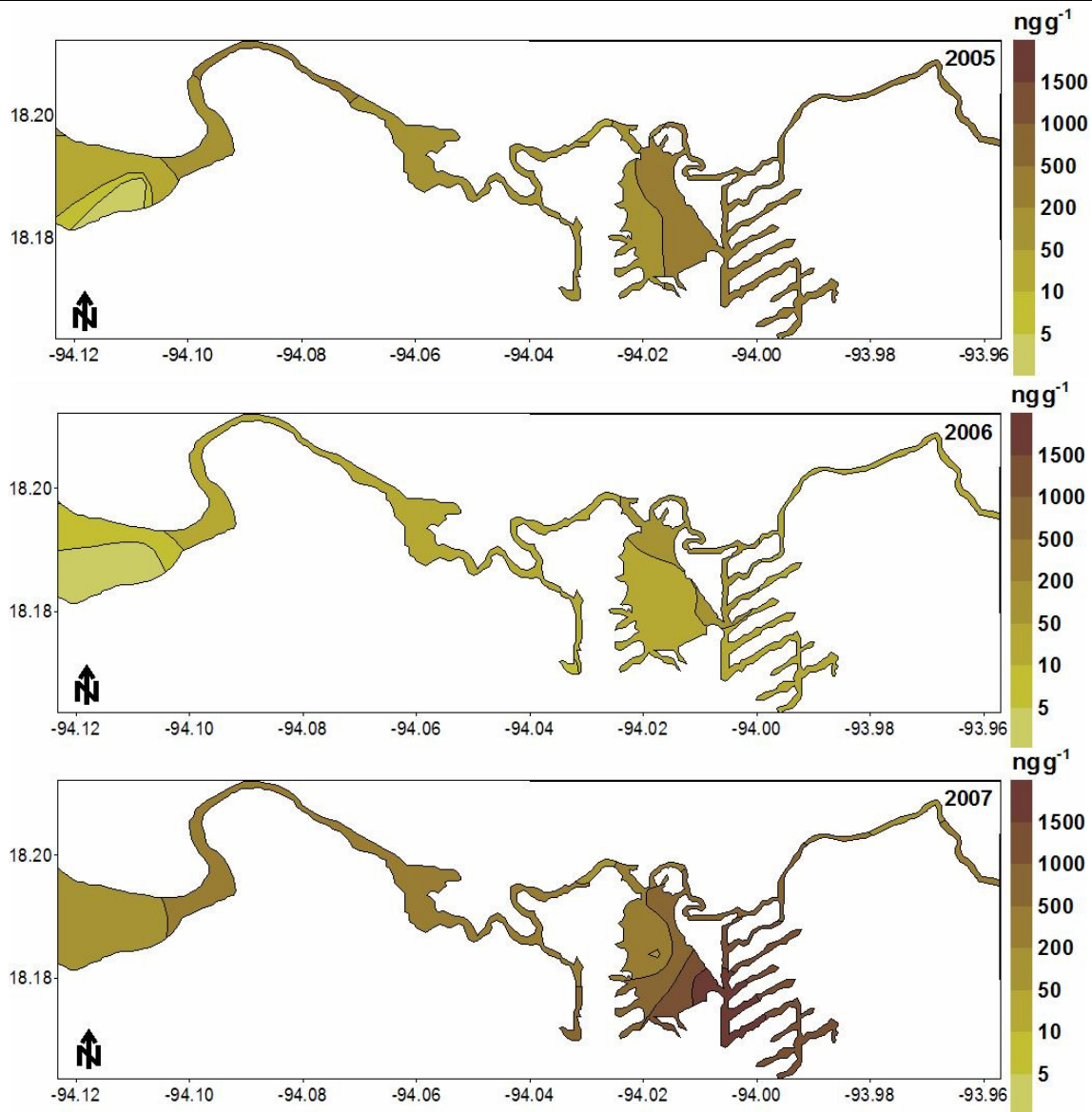


Figura 68. Distribución espacio-temporal de la Σ BPCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores Promedio 2005 a 2007.

En el Cuadro 16 y la Figura 69, se presenta el patrón espacial y temporal de la Σ BPCs registrado desde 2001; puede observarse que fueron pocos los sitios y épocas de colecta que registraron concentraciones menores al umbral (TEL 21.6 ngg⁻¹), estas fueron, el ciclo 2001 excepto la estación 7 de la colecta de secas; la mayoría de las muestras de lluvias 2004, 2006 y 2007. En contraste, fueron superiores al criterio de mayor probabilidad de daño bentónico (PEL 189.0 ngg⁻¹) las estaciones 2, 5 y 7 de 2003, la mayoría de las analizadas en secas 2004, el 40% de las colectadas en 2005 y

el 100% de las obtenidas en nortes 2007; cabe destacar que, precisamente en este último registro, sobresale el comportamiento de la Σ BPCs por la magnitud de las concentraciones, ya que todas las muestras evaluadas estuvieron por arriba del PEL ($>189.0 \text{ ngg}^{-1}$) y de forma alarmante, 7 estaciones estuvieron por arriba de 1000 ngg^{-1} (sitios 1 a 3, 5, 7 a 9). Las colectas cuyo valor promedio de bifenilos policlorados fue mayor a esta concentración de daño bentónico altamente probable, fueron: mayo 2003 ($343.25 \pm 155.86 \text{ ngg}^{-1}$), abril 2005 ($196.33 \pm 55.5 \text{ ngg}^{-1}$) y diciembre 2007 ($1406.41 \pm 405.32 \text{ ngg}^{-1}$). De forma global, la mayoría de los sedimentos analizados presentaron riesgo alto de alterar al bentos, los sitios con esta condición toxicológica fueron: 1, 2, 3, 5, 7, 8 y 9 (Cuadro 16).

Cuadro 16. Comportamiento espacio-temporal de la Σ BPCs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en ngg^{-1} peso seco. 2001-2007.

Época de Colecta	Estaciones												Promedio	Error estándar
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
Abril 2001	<0.01	0.76	2.61	<0.01	0.45	1.90	23.42	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	4.16	3.23
Agosto 2001	2.21	<0.01	<0.01	2.75	0.03	3.34	<0.01	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	1.19	0.58
Mayo 2003	27.70	724.52	9.33	14.49	827.13	2.82	796.78	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	343.25	155.86
Septiembre 2003	10.42	149.46	5.47	183.41	216.49	<0.01	542.38	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	158.23	72.69
Junio 2004	<0.01	260.36	232.09	3.75	188.65	<0.01	230.93	291.78	155.59	N.C.	N.C.	N.C.	151.46	39.7
Septiembre 2004	48.01	9.28	22.64	8.60	0.26	5.18	3.34	65.95	4.77	N.C.	N.C.	N.C.	18.67	7.68
Abril 2005	191.20	15.82	110.91	134.05	337.67	15.22	152.27	600.30	392.16	<0.01	210.07	N.C.	196.33	55.5
Septiembre 2005	451.93	522.83	247.80	249.97	47.88	14.64	149.40	21.97	151.44	<0.01	220.59	53.77	177.69	49.42
Marzo 2006	47.10	83.29	11.81	21.59	103.67	49.34	40.05	72.98	33.56	5.98	41.20	9.83	43.37	8.82
Agosto 2006	6.27	26.40	19.18	12.27	110.27	<0.01	11.57	18.52	128.59	<0.01	44.90	<0.01	31.50	12.47
Marzo 2007	2.89	27.15	22.91	45.19	4.95	21.70	26.15	7.05	12.59	4.02	42.26	5.58	18.54	4.27
Agosto 2007	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	4.40	<0.01	2.06	5.06	<0.01	<0.01	44.80	<0.01	4.69	3.68
Diciembre 2007	1770.84	5151.54	2661.33	325.76	1073.85	442.38	1160.3	1506.45	1805.24	421.98	302.29	254.9	1406.41	405.32
Promedio	196.81	536.26	257.39	77.06	224.28	42.81	241.43	287.78	298.22	61.71	129.44	54.01		
Error estándar	135.84	389.75	201.77	30.59	94.90	33.52	101.89	165.83	192.83	60.05	42.08	41.02		
TEL	21.6 (Buchman, 2008)													
ERL	22.7 (Long <i>et al.</i> , 1995; Buchman, 2008)													
ERM	180.0 (Buchman, 2008)													
PEL	189.0 (Long <i>et al.</i> , 1995; Buchman, 2008)													

N.C. No colectado

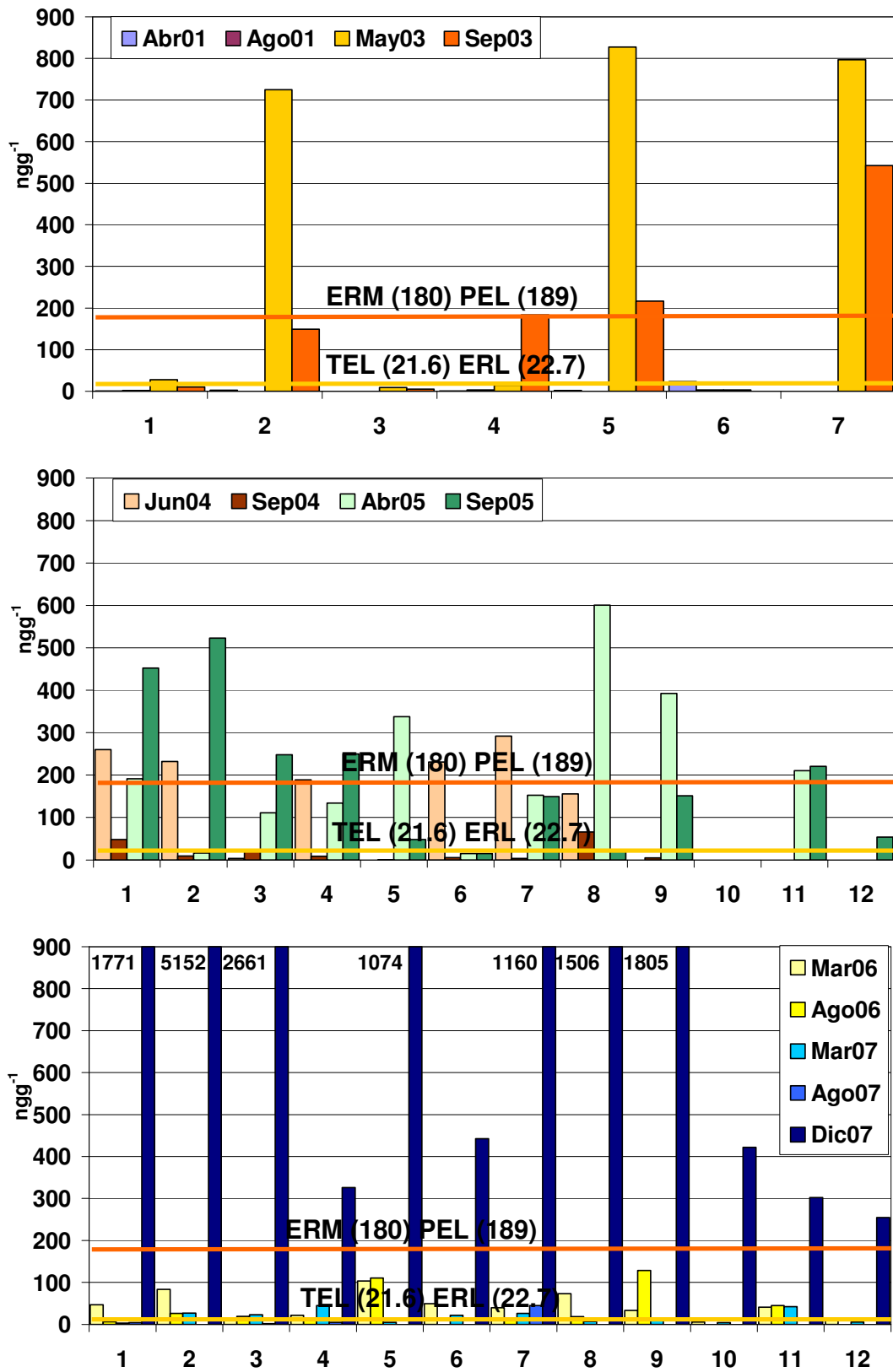


Figura 69. Comportamiento espacio-temporal de la ΣBPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2003-2007.

La variabilidad espacial también fue analizada para registrar diferencias entre los sitios de colecta y los factores ambientales específicos que pueden influir sobre la acumulación de estos compuestos. No se encontraron disimilitudes significativas ($p > 0.05$); sin embargo, el análisis de conglomerados muestra la conformación de dos subgrupos donde estuvieron la mayoría de las estaciones de colecta, uno de ellos integrado por los sitios 1, 5 y 7 a 9, el otro formado por los puntos de muestreo 4, 6 y 10 a 12 (Fig. 70); al ser más específicos, puede observarse que aún dentro de estos subgrupos se evidenció una mayor asociación entre 1 y 9, 5 y 7, 4 y 11, 6 y 10; con una mayor distancia de asociación se encontró la estación 3 y más aún estuvo la 2 como ya se había observado anteriormente; cabe recordar que estos sitios están ubicados en el sur del cuerpo lagunar, lo que puede estar señalando una zona de alta acumulación de bifenilos policlorados.

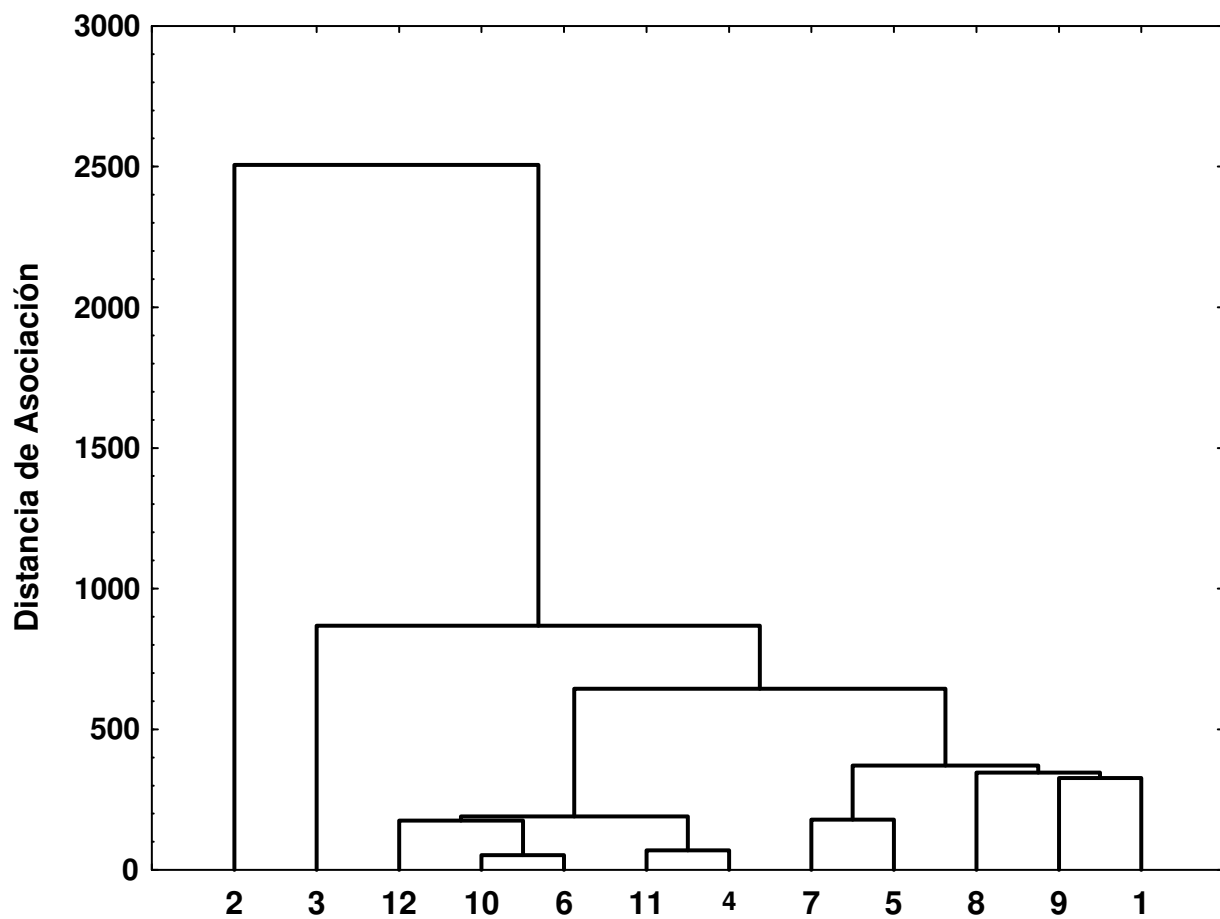


Figura 70. Dendrograma espacial de los BPCs sedimentarios en la laguna El Yucateco, Tab. 2001-2007.

Al observar el comportamiento espacial del contenido sedimentario de BPCs, se hizo necesario integrar la información de textura, materia orgánica y carbono isotópico para comprender mejor los ambientes de depósito donde se almacenan y persisten estos compuestos. Con el tipo de sedimento y el carbono isotópico, no se encontraron correlaciones significativas ($p > 0.05$); con la materia orgánica fueron importantes las obtenidas para mayo 2003, septiembre 2005 y agosto 2007, la primera de ellas, época de secas y las dos siguientes, estaciones lluviosas (Fig. 71). Puede observarse que las concentraciones de ambas variables en las estaciones 1, 2, 5, 7 y 11 mostraron claramente esta relación directa, principalmente en las secas 2003 ($r = 0.9453$, $p = 0.001$).

La relación entre los hidrocarburos aromáticos policíclicos y los bifenilos policlorados puede aportar información sobre el origen común de ambos grupos de COPs; para las colectas de septiembre 2005 y marzo 2007 se obtuvieron correlaciones significativas ($r = 0.7626$, $p = 0.004$ y $r = 0.6306$, $p = 0.03$) (Fig. 72), lo cual está evidenciando una fuente similar sobre todo en los sitios 1 a 3 y 11 para lluvias 2005 y 2 a 4 y 11 para secas 2007, siendo comunes las estaciones de muestreo del sur de la laguna y las ubicadas en los canales en el sector oriente; además, puede vislumbrarse el área principal de ingreso de este tipo de contaminantes orgánicos a partir de emisiones producto de la combustión de combustibles fósiles donde los BPCs pueden formar parte de estos energéticos mal utilizados para ser quemados en procesos tanto industriales como domésticos.

Es pertinente hacer referencia al contexto histórico y jurídico de los BPCs en México, el cual está resumido en el documento reciente del Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo (PNI) por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2007). Durante los años cuarenta, en nuestro país se comenzó a importar masivamente equipo eléctrico como capacitores y transformadores principalmente de Estados Unidos de Norteamérica y en menor grado de Europa y Japón, extendiéndose este proceso de adquisición hasta la década de los ochenta, ya que no había restricciones para hacerlo.

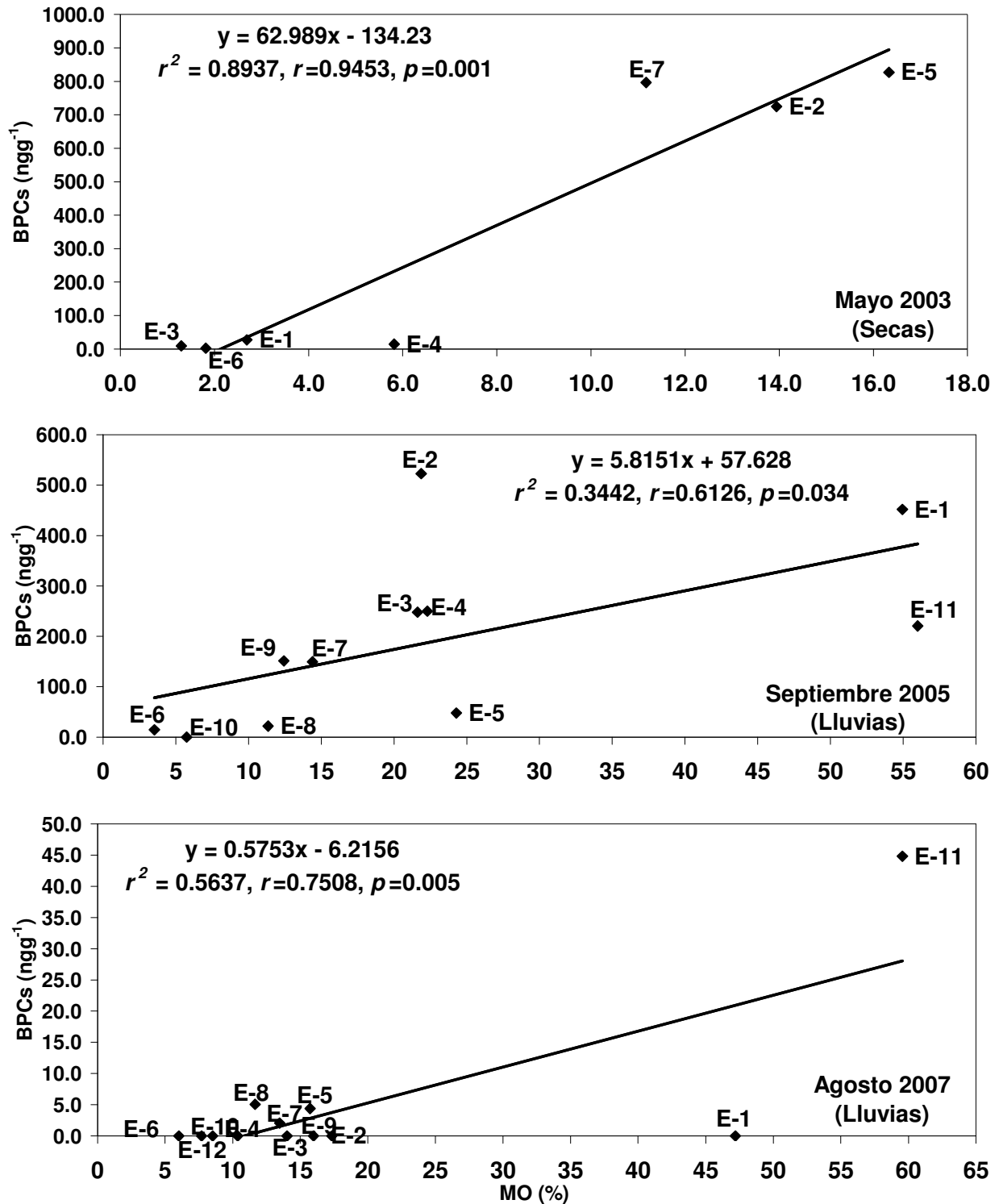


Figura 71. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los BPCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

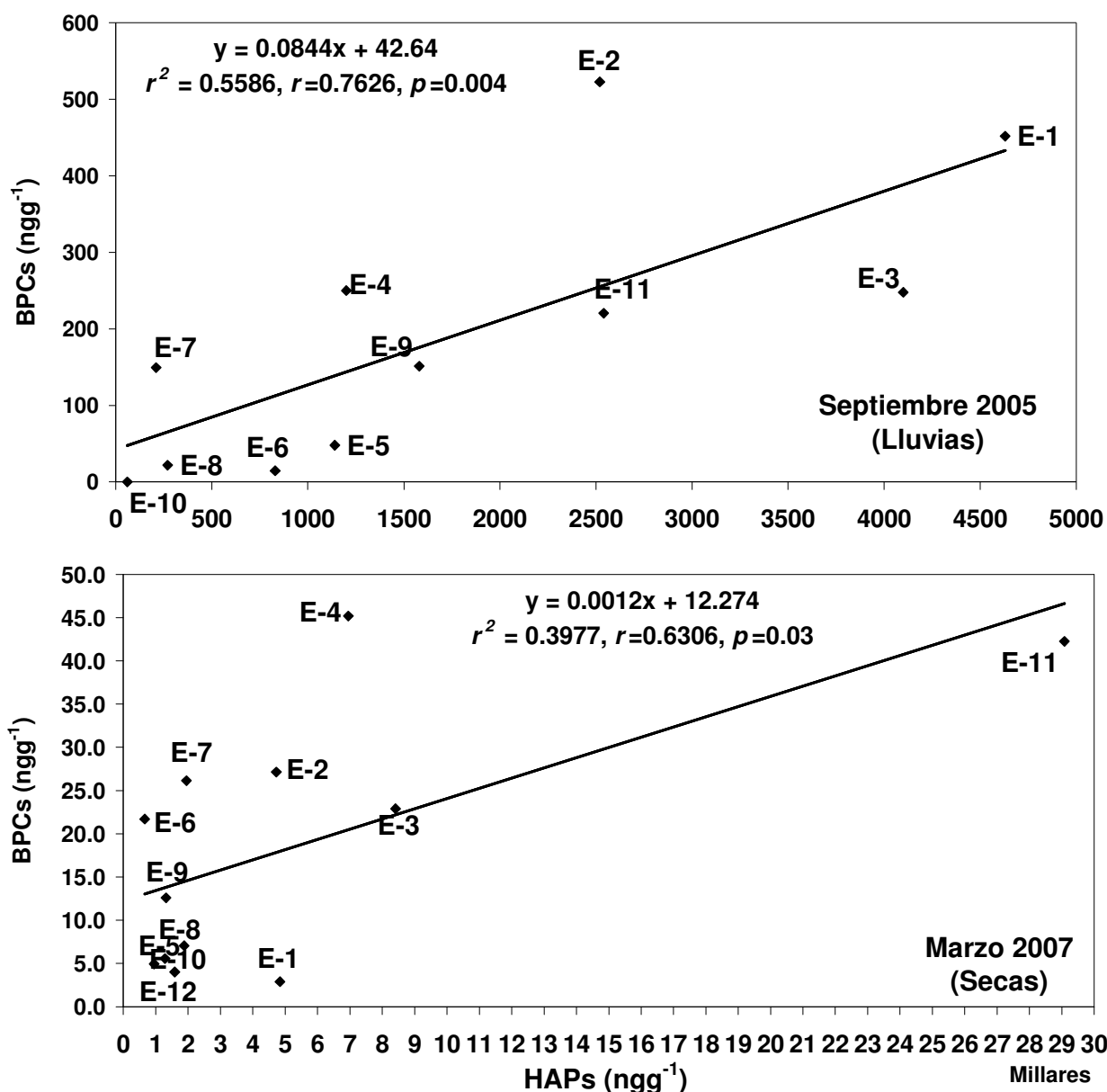


Figura 72. Correlaciones significativas entre el contenido sedimentario de HAPs y BPCs en la laguna El Yucateco, Tab.

Es hasta la promulgación de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) en enero de 1988 y de conformidad con su reglamento en materia de residuos peligrosos, que se establece la obligación de los generadores de estos residuos, para registrarse ante la autoridad ambiental; sin embargo, hasta noviembre de 1990 fue publicado en la Gaceta Ecológica el formato del manifiesto para empresas generadoras eventuales de residuos de BPCs provenientes de equipos eléctricos. A partir de la promulgación de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los

Residuos (LGPGIR) y su última reforma en junio 2007, en el Artículo 86 II se establece que *"En ningún caso se autorizará la importación de residuos que sean o estén constituidos por compuestos orgánicos persistentes"*, por lo que, a partir de esa fecha, queda prohibida la adquisición de materiales y/o residuos que sean o contengan COPs en los que se incluyen a los bifenilos policlorados.

Aunado a lo anterior, es importante mencionar lo que establece la legislación mexicana en relación a estos compuestos clorados; en primer lugar de acuerdo a lo indicado en la Norma Oficial NOM-052-ECOL-1993, todo generador de residuos es responsable de determinar si su residuo es peligrosos o no lo es, por lo tanto, para el caso de un generador de BPCs, el poseedor de cualquier equipo eléctrico, por ejemplo los transformadores, debe verificar si dicho equipo emplea líquidos que contienen BPCs (SEMARNAT, 2003); por otro lado, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-133-ECOL-2000, publicada en diciembre 2001, en el caso de los transformadores en operación, fabricados con BPCs, deben inspeccionarse cada tres meses para detección de fugas, goteos, filtraciones o derrames de fluidos, además de que los generadores de bifenilos policlorados deben apegarse a los plazos de eliminación mediante su desincorporación, reclasificación y descontaminación establecidos en dicha norma, donde se estableció como límite el 31 de diciembre de 2008 para la eliminación total de estos compuestos clorados.

A pesar de que los BPCs ya no son manufacturados industrialmente para su aplicación en equipos eléctricos y su uso está restringido a sistemas cerrados, la contaminación por estos compuestos puede ocurrir a través del uso de transformadores y capacitores eléctricos que fueron llenados con este tipo de aceites durante su fabricación y que aún están en servicio debido a que se encuentran dentro de su periodo de vida útil. Otra manera como siguen entrando al ambiente, es por la disposición rutinaria de la basura y desechos industriales en forma inadecuada o mediante la lixiviación accidental hacia las aguas subterráneas y de ahí a los cuerpos de agua (Safe, 1994; García, 1999).

Un aspecto importante que es necesario considerar cuando se trabaja con COPs es, qué datos existen sobre el manejo nacional de los residuos y el tratamiento de los mismos; en este sentido, la información oficial disponible manifiesta que durante el periodo 1995-2006 la suma total de BPCs descontaminados, tratados o eliminados fue de 18,862.6 toneladas incluyendo bifenilos líquidos, sólidos contaminados y residuos; la mayor proporción correspondió a transformadores, seguida por los capacitores, los líquidos y finalmente los sólidos conteniendo BPCs (SEMARNAT, 2007); cabe señalar que esta década de los reportes gubernamentales correspondió al intervalo analizado en este trabajo. Entre 2005 y 2006, el gobierno federal realizó el inventario nacional de BPCs y contabilizó 178 registros, de los cuales 48 instalaciones fueron de tres empresas paraestatales importantes, representando el 52% del total registrado: 16 de PEMEX, 31 de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y una de Luz y Fuerza del Centro (LyFC), mientras que el 48% restante correspondió a empresas privadas industriales, comerciales y de servicio; en particular, en 2005 se cuantificaron 127 generadores que produjeron 4934 toneladas de BPCs, y para 2006 se incrementó a 178 generadores contrastando con la disminución de bifenilos a 2990 toneladas, lo que representó una reducción prácticamente del 40% (SEMARNAT, 2007).

Puesto que la densidad de los BPCs es más elevada que la del agua, su solubilidad en este disolvente es limitada, por esta razón pueden ser inmovilizados en los suelos (SEMARNAT, 2003). Considerando que la matriz sedimentaria tiene similitudes respecto al suelo, se consideró importante comparar los valores obtenidos en los sedimentos de la laguna El Yucateco con el límite máximo de contaminación para BPCs en suelos agrícolas establecido en la Norma Oficial NOM-133-ECOL-2000 que es de 500 ngg^{-1} base seca; comparativamente con los criterios ecotoxicológicos para calidad sedimentaria, fueron menos los datos que rebasaron este límite permisible nacional, por ejemplo, ocurrió en las colectas de mayo 2003 (estaciones 2, 5 y 7), septiembre de ese mismo año (E-7), ciclo 2005 con el sitio 8 en secas y el 2 en lluvias; diciembre 2007 tuvo siete zonas del área de estudio $> 500 \text{ ngg}^{-1}$; las excepciones fueron los puntos 4, 6 y 10 a 12. Cabe resaltar que en la estación 2 se tuvo el máximo del estudio con 5151.54 ngg^{-1} , 10 veces por arriba de este límite mexicano y más de 25 veces el criterio PEL; es

un sitio localizado en el sureste del cuerpo lagunar, con una gran influencia agrícola, así como de residuos petroleros por la presencia de la batería No. 4 de PEMEX, lo que conlleva a un alto riesgo en la bioconcentración de estos contaminantes orgánicos persistentes en los cultivos y por lo tanto a su biomagnificación en la cadena alimenticia, lo cual significaría que este recurso natural sería inutilizable para la agricultura (Cuadro 16).

Derivado de la importancia ambiental y de salud que tienen los BPCs y para dar cumplimiento a la normatividad mexicana vigente así como parte de los compromisos internacionales en la materia, la SEMARNAT realizó una actualización del inventario nacional sobre este grupo de COPs; en mayo 2007 se reportó un total de 571.35 toneladas de bifenilos policlorados de las cuales, 569.05 fueron para LyFC, 1.3 para la Compañía Minera y 1.0 para la Cámara Minera de México (CAMIMEX). Petróleos Mexicanos reportó 763 Kg de estos compuestos en el organismo subsidiario PEMEX Refinación; por su parte, CFE manifestó contar en 2006 con un total de 955.7 toneladas de BPCs de las cuales, 772.74 ton en operación y 182.96 ton almacenados, trató 1,137.63 ton; además, posee 1176 transformadores, 85 bancos de capacitores y 6 interruptores (SEMARNAT, 2007), por lo que esta paraestatal es la que tiene en su haber la mayor cantidad de estas sustancias, sin dejar de lado que PEMEX ha participado como uno de los actores principales en la adquisición, uso y producción de residuos de estos xenobióticos persistentes desde que fueron importados a nuestro país y cuya vida media puede ser superior a los 30 años.

Relacionado con el marco histórico y legal de los BPCs en México, está el impacto que pueden causar a la salud humana y en este aspecto, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer ha determinado que los bifenilos son probablemente carcinogénicos en el hombre, por lo que forman parte del grupo 2A (IARC, 2011). En este sentido es importante considerar la evaluación de la biota presente en los ecosistemas costeros ya que la transferencia de estos xenobióticos, debido al consumo de especies bentónicas o bien de aquellas cuyos hábitos alimenticios son

preferentemente detritívoros, representa un riesgo para la salud pública, por la bioacumulación, biomagnificación e incipiente degradación de estas sustancias.

IV.4.3 Núcleos Sedimentarios

El análisis para determinar bifenilos policlorados se realizó en las dos columnas sedimentarias colectadas durante el periodo de secas de abril 2005; cabe recordar que su nomenclatura aporta información del año de muestreo y de la estación donde se obtuvieron (05-E5 y 05-E7). El núcleo 05-E5 fue dividido en cinco estratos sedimentarios, abarcando aproximadamente un periodo de 30 años, de 1975 a 2005, mientras que el 05-E7 fue más profundo, tuvo 7 capas y comprendió alrededor de 42 años, de 1963 a 2005, estos datos se estimaron con base en la tasa de sedimentación de 1.5 cm año^{-1} , reportada para la laguna Mecoacán, Tab., aledaña al sistema El Yucateco sujeto de este estudio (Galavíz-Solís *et al.*, 1987); en la Figura 73 se puede observar que para el 05-E5 se obtuvieron registros de BPCs sólo en las dos primeras capas, las más recientes que corresponden a los intervalos temporales 1993-1999 y 1999-2005, siendo el primero de ellos el que mostró el nivel mayor con 8.55 ngg^{-1} ; el contenido de bifenilos para este núcleo fue inferior a la concentración umbral TEL (21.6 ngg^{-1}) y a la de efectos menores ERL (22.7 ngg^{-1}) para provocar daño bentónico. Estos datos contrastan con los obtenidos en los sedimentos superficiales para la misma fecha y sitio de colecta, ya que la estación 5 de abril 2005 tuvo un contenido superficial de ΣBPCs de 337.67 ngg^{-1} , 120 veces por arriba de lo encontrado en el primer estrato (0-8.6cm) del núcleo 05-E5, el cual tuvo 2.82 ngg^{-1} (Cuadro 16; Fig. 73).

El núcleo 05-E7 mostró un perfil vertical diferente, en los dos primeros estratos no fueron detectados estos compuestos clorados ($<0.01 \text{ ngg}^{-1}$); posteriormente, a una profundidad de 17-25.5 cm correspondiente a 1987-1993, se presentó la concentración más alta con 33.92 ngg^{-1} y el estrato siguiente registró un nivel similar con 31.82 ngg^{-1} (1981-1987), este patrón se mantuvo en la capa contigua de 1975-1981 ya que tuvo 27.21 ngg^{-1} y a partir de esta profundidad ya no fue posible detectar confiablemente al grupo de los siete congéneres de BPCs ($<0.01 \text{ ngg}^{-1}$) (Fig. 73).

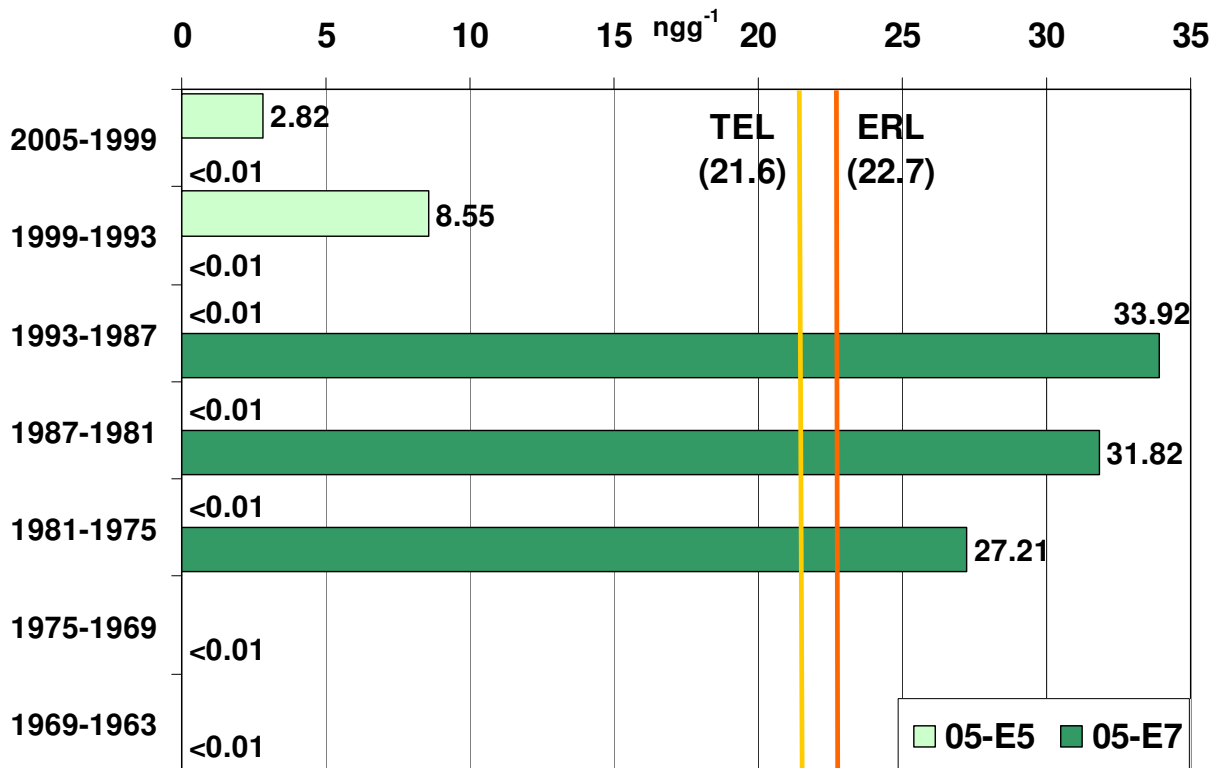


Figura 73. Perfil vertical de Σ BPCs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 2005.

Al comparar la capa superficial de este núcleo (1999-2005) con la muestra de sedimentos superficiales de la misma colecta y estación, en la columna sedimentaria no fueron detectados estos compuestos ($<0.01 \text{ ngg}^{-1}$) mientras que en los superficiales se registró una concentración de 152.27 ngg^{-1} , lo que significa una diferencia de magnitud semejante a la observada para el caso del 05-E5 (Cuadro 16; Fig. 73). Desde el punto de vista ecotoxicológico, las concentraciones obtenidas en el 05-E7, sobrepasaron los criterios, umbral (TEL) y de baja probabilidad de daño al bentos (ERL) por aproximadamente 0.7 veces, lo cual marca la diferencia con el registro histórico del sitio 5 y concuerda con el patrón temporal mostrado en los sedimentos superficiales de la estación 7 desde 2001.

La distribución vertical de los BPCs encontrada en las dos columnas sedimentarias de 2005, es resultado de una serie de circunstancias históricas, así como de los procesos geoquímicos que ocurren en los sedimentos. Desde su creación a principios de la década de los veinte, a nivel mundial se ha documentado un uso intenso de bifenilos

policlorados entre 1950 y 1980, no solamente en el sector eléctrico sino también al formar parte de pinturas, plaguicidas, retardantes de fuego, líquidos refrigerantes, tintas para impresión, materia prima de fotocopiadoras, entre otros, y es a partir de los ochenta que en la mayoría del mundo occidental se prohíbe su utilización, comenzando su paulatina disminución, y adquiere carácter global con el Convenio de Estocolmo en 2004 al dejar de ser empleados masivamente y remover las fuentes que los originan (Hermanson *et al.*, 2010; Arp *et al.*, 2011); cabe mencionar que este proceso complejo es lento dada la persistencia ambiental que tienen estos xenobióticos.

Aunado a las pautas de conducta humana en la creación, consumo, generación de residuos y eliminación de BPCs, están los procesos naturales que contribuyen a la movilidad y permanencia de estos compuestos orgánicos en los ecosistemas costeros. Desde hace varios años, se han reportado evaluaciones que incluye el análisis de perfiles verticales de una gama extensa de contaminantes y parámetros geoquímicos para explicar las tendencias que siguen en el tiempo y registrar la influencia antrópica; se ha visto que ocurre una mezcla vertical en los sedimentos así como una migración a través del agua intersticial (Boonyatumanond *et al.*, 2007). De igual forma, procesos como difusión, degradación y bioperturbación, pueden provocar un deterioro considerable en la tasa de sedimentación, por lo que las capas de sedimentos pueden alterarse tanto por actividades humanas como naturales, los ejemplos más comunes son el dragado y los huracanes dando como consecuencia una mezcla en los estratos y en el contenido de contaminantes (Sahu *et al.*, 2009).

El perfil de BPCs dominantes fue diferente entre los núcleos analizados; en la Figura 74 se puede observar que en el 05-E5, los congéneres con la concentración promedio mayor fueron el CB52 y el CB101 con $0.9 \pm 0.6 \text{ ngg}^{-1}$ y $0.5 \pm 0.5 \text{ ngg}^{-1}$, respectivamente; mientras que en el 05-E7 el promedio máximo fue para el CB153 con $7.6 \pm 3.7 \text{ ngg}^{-1}$ y en segundo lugar estuvo el CB180 con $3.3 \pm 1.7 \text{ ngg}^{-1}$. El contraste entre haber tenido como grupo dominante a los bifenilos tetraclorados en el núcleo 05-E5 y a los hexa y heptaclorados en el 05-E7 está relacionado con el estrato donde se encontraron a estos compuestos; en la primera columna sedimentaria mencionada, fue en las capas más

recientes donde los procesos de dechlorinación no son tan intensos, por lo que la degradación geoquímica es incipiente, mientras que en la columna 05-E7, los estratos correspondientes al periodo 1975-1993 fueron los que tuvieron bifenilos con mayor grado de cloración, lo cuales tienen alta persistencia ambiental y pueden participar en procesos de migración vertical (Fig. 75).

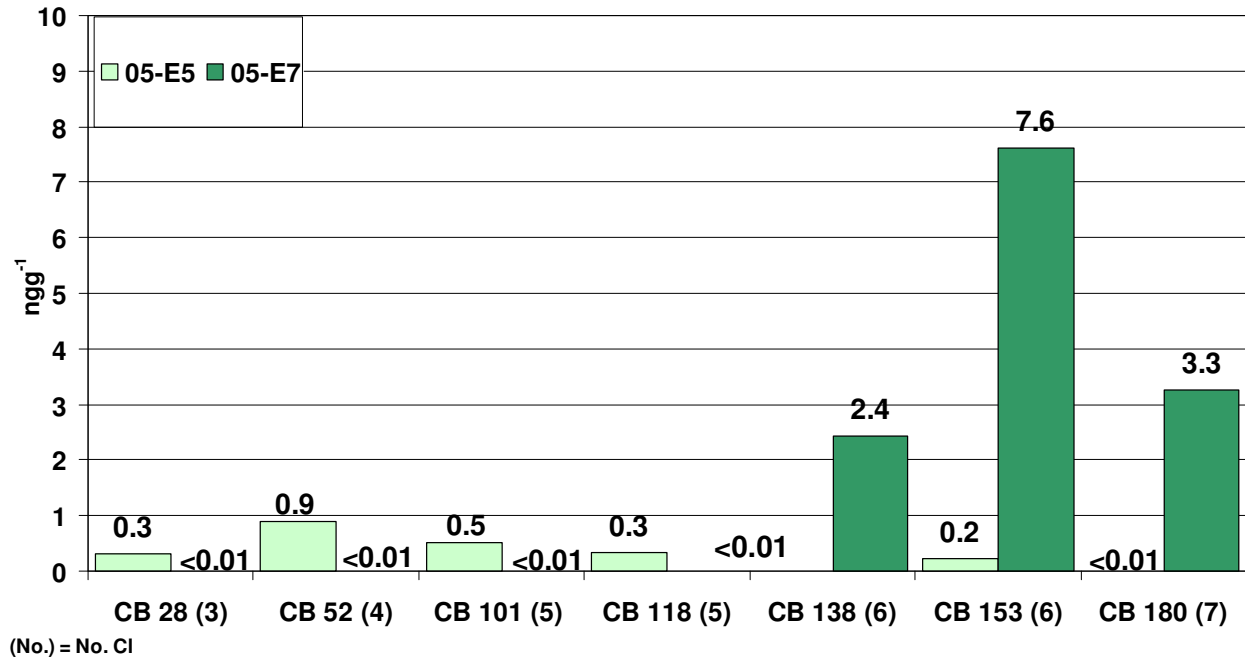


Figura 74. Tendencia histórica de los congéneres de BPCs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio 2005.

Giuliani y colaboradores (2011) estudiaron la composición de BPCs en muestras contemporáneas de lagunas costeras asiáticas, y encontraron similitud en la constitución del grupo de bifenilos analizado, lo que sugiere un solo tipo de fuente para su área de estudio; este patrón puede estar relacionado con los procesos de movilización a partir de los reservorios terrestres, como son la evaporación desde los productos y los suelos contaminados, los derrames provenientes de confinamientos o de incineradores, el depósito inadecuado de residuos y equipos que contengan bifenilos; estos procesos pueden aumentar en las regiones tropicales y subtropicales debido a las condiciones climáticas prevalecientes, lo cual favorece la removilización y volatilización de los BPCs hacia la atmósfera desde lugares lejanos, lo cual ha sido confirmado con la estimación de los grandes flujos atmosféricos que presentan estos compuestos y mediante ellos, llegan a los ambientes costeros y marinos (Zarfl y Matthies, 2010).

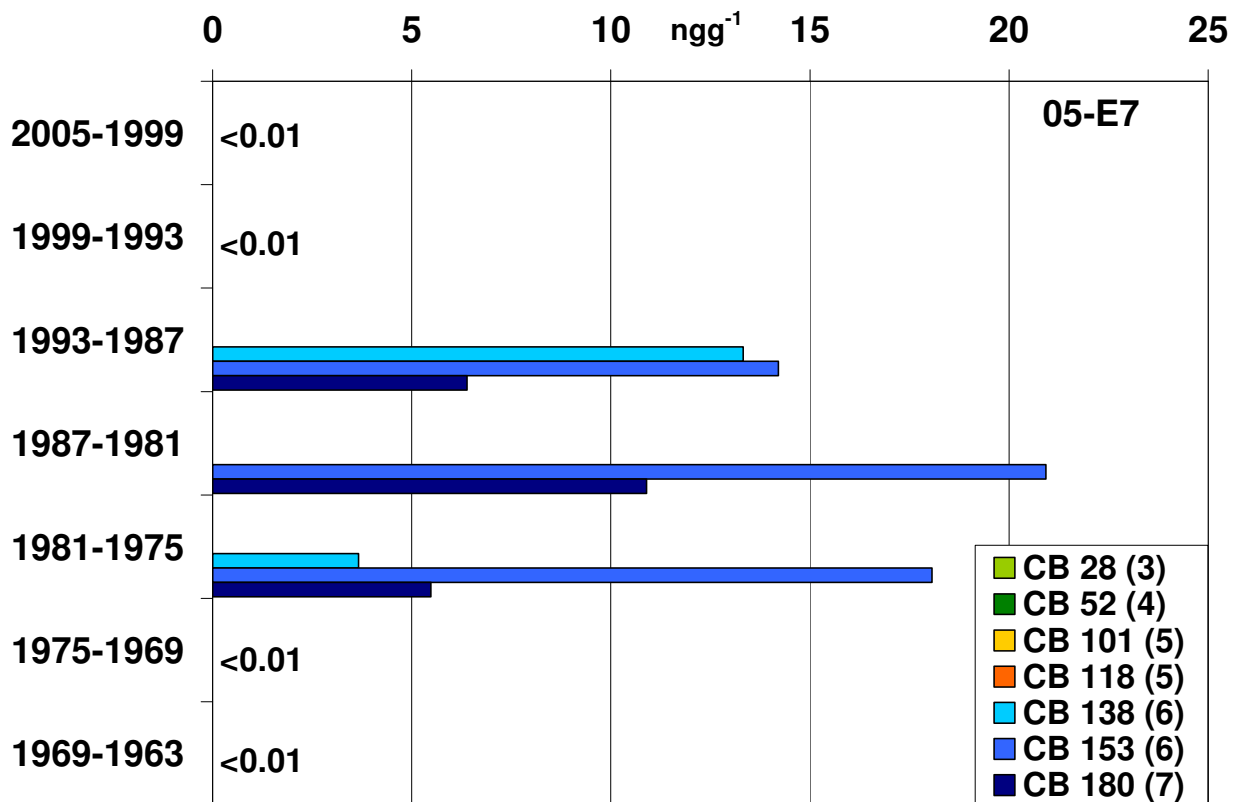
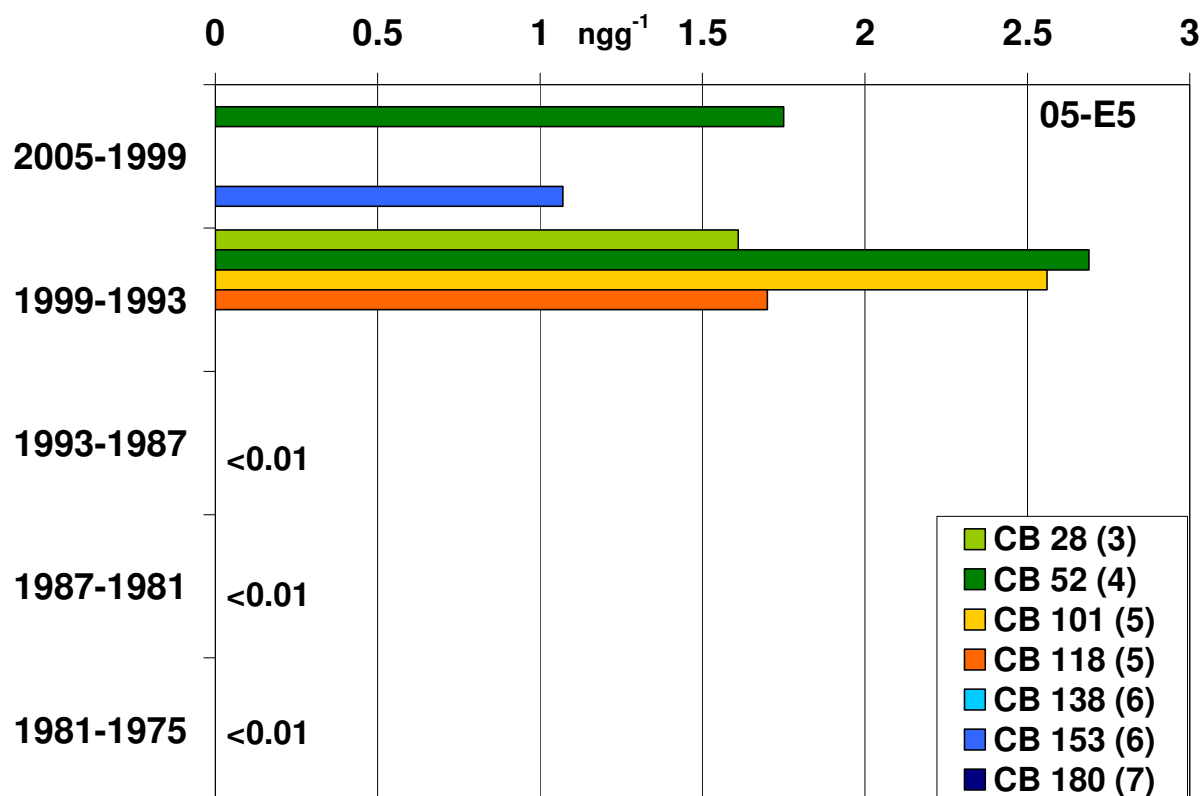


Figura 75. Distribución vertical de los congéneres de BPCs en los estratos históricos de los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. 2005.

La contribución de diferentes congéneres es un buen indicador de procesos tales como degradación, difusión y acumulación, que controlan la distribución de estos compuestos a profundidades diferentes. Cuando los BPCs se almacenan en los sedimentos por periodos prolongados, están expuestos a la biodegradación bacteriana; este mecanismo, aunado a otros de tipo fisicoquímico, cambian la composición de los congéneres a través del fenómeno de intemperismo; se ha observado que conforme el periodo es mayor, más cambios existen en dicha composición (Sahu *et al.*, 2009). Las condiciones anaeróbicas son más favorables para la descomposición de los BPCs que tengan mayor grado de cloración mientras que las aeróbicas lo son para los que tienen menos cloros moleculares. La degradación anaeróbica en los sedimentos puede llevar a la formación de congéneres con menor cloración que son más móviles y que pueden difundir hacia las aguas aeróbicas adyacentes; la degradación disminuye con el aumento en la cloración, así como el coeficiente de reparto K_p aumenta proporcionalmente con el contenido de cloro, lo que significa una mayor tendencia de los bifenilos hexa y heptaclorados hacia la materia orgánica y los organismos.

En el caso del núcleo 05-E5, se encontraron principalmente los congéneres formados por tres y cuatro cloros, lo cual puede explicarse por la gran influencia del aporte atmosférico para transportar este tipo de BPCs desde las fuentes antropogénicas donde se originan, ayudándose del patrón de vientos dominante (Giuliani *et al.*, 2011). Para la columna 05-E7, la composición de bifenilos fue de hexa y heptaclorados, los cuales son más resistentes a la biodegradación y a la difusión tanto horizontal como vertical, además de encontrarse en los estratos correspondientes a 1975-1993 cuando el uso de los arocloros era intenso, principalmente el 1260, hecho que se ve reflejado con la mayor contribución por parte del CB153; los congéneres 28, 52, 101, 138, 153 y 180 son emitidos al ambiente por procesos de combustión (de Souza, 2004; de Souza y Kuch, 2005), por biodegradación (Bazzanti *et al.*, 1997) y pueden provenir de polvos urbanos (Loganathan *et al.*, 1997; ASTDR, 2000), para finalmente encontrar el camino y depositarse en los sedimentos costeros y marinos.

La composición atmosférica de BPCs varía regionalmente, se ha reportado que hacia latitudes templadas y polares existe un mayor porcentaje de congéneres más ligeros con menor número de cloros en sus moléculas, mientras que hacia regiones subtropicales y tropicales se incrementa el porcentaje de los más pesados y con un grado de cloración alto (Shen *et al.*, 2006), por lo que congéneres como 138, 153 y 180 van a ser registrados frecuente y persistentemente en sedimentos de ecosistemas costeros ubicados en estas latitudes cercanas al ecuador.

Por otro lado, cabe señalar que no se encontraron diferencias significativas entre los niveles de BPCs registrados para ambos núcleos colectados durante 2005 ($p=0.22$). Asimismo, con el contenido de materia orgánica y de HAPs no se obtuvieron coeficientes de correlación significativos en ambos núcleos probablemente debido a la baja presencia de estos compuestos clorados ($p>0.05$).

IV.4.4 Organismos

Los siete congéneres de BPCs (Davodi *et al.*, 2011) fueron determinados en el tejido muscular de las diferentes especies de peces colectadas en la laguna El Yucateco durante los años de muestreo 2003 a 2007; haciendo un análisis por cada uno de los compuestos individuales, pudo observarse que para el CB28 triclorado, el CB52 tetraclorado y el CB101 pentaclorado, la concentración mayor fue registrada en lluvias de agosto 2006 (Fig. 76). Para el CB118 también pentaclorado, el máximo se detectó en secas de abril 2005, mientras que para el CB138 hexaclorado, el valor más alto se presentó en lluvias de septiembre del mismo año; para el CB153 igualmente hexaclorado, la concentración mayor fue obtenida en lluvias de agosto 2006; para el congénere de mayor cloración, el CB180 heptaclorado, se encontró su máximo en lluvias de septiembre 2003. En forma general, los niveles encontrados en los peces capturados durante los nortes en diciembre 2007 fueron los más bajos registrados en el estudio, en contraste con lo obtenido en los sedimentos de la misma fecha de colecta.

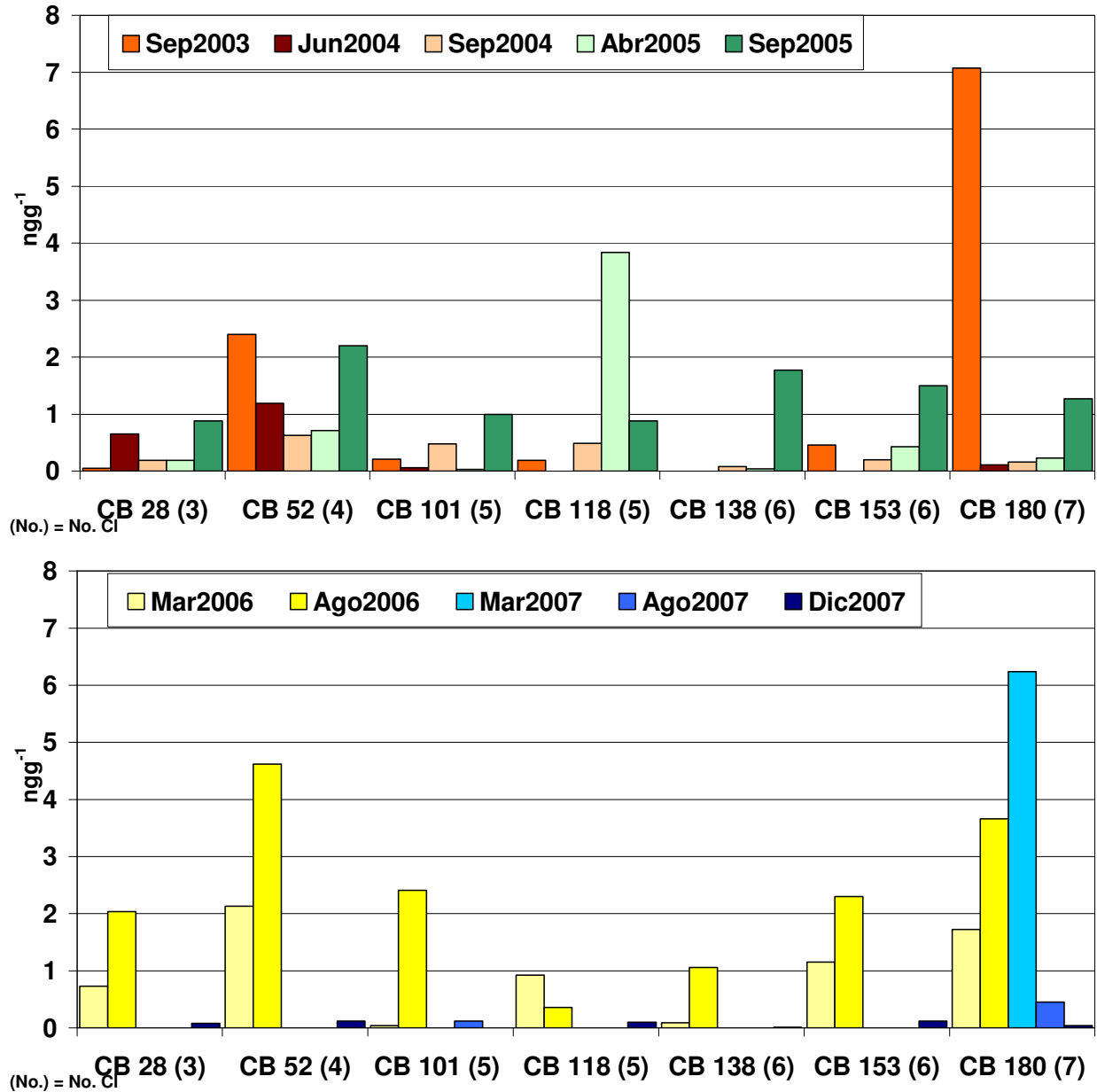


Figura 76. Bifenilos policlorados en peces de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

Para el grupo de los crustáceos, se analizó el tejido blando completo de las jaibas *Callinectes rathbunae*, *C. similis* y *C. sapidus*; en la Figura 77 se presenta el comportamiento que se obtuvo para los congéneres individuales de bifenilos policlorados en las cuatro colectas donde fueron capturados estos organismos; a diferencia de los peces, en estos invertebrados se detectaron solamente tres de los siete compuestos individuales: el CB28 triclorado con un solo registro en las secas de

marzo 2006; el CB52 tetraclorado y el CB180 heptaclorado con la concentración mayor en los organismos capturados durante las lluvias de septiembre 2003; cabe mencionar que este registro es similar al máximo obtenido en los peces para el mismo congénere y en la misma colecta (Figs. 76 y 77).

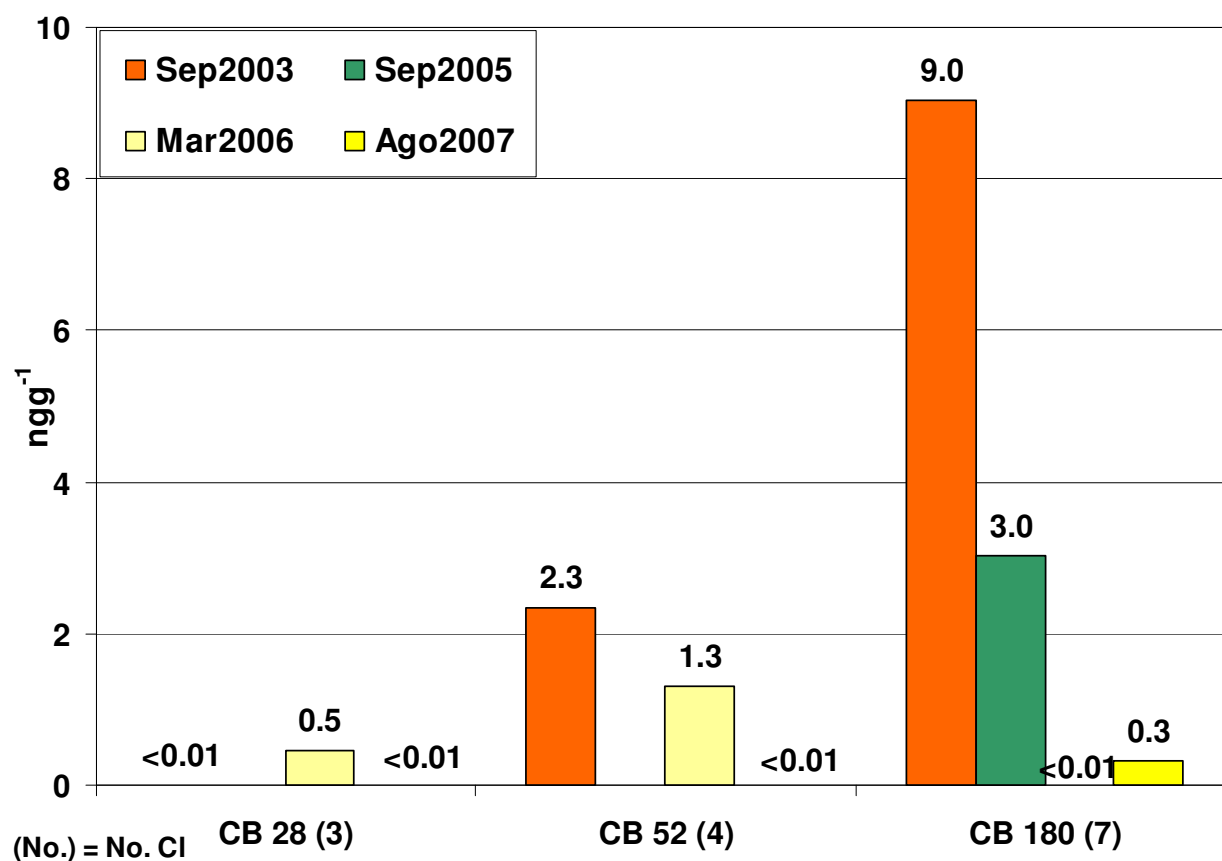


Figura 77. BPCs en crustáceos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

Con base en lo anterior y a los porcentajes en peso de tales clorobifenilos en cada una de las mezclas de arocloros, se puede decir que posiblemente las fuentes de bifenilos policlorados cerca de la laguna El Yucateco son principalmente los arocloros 1016 y 1242 cuyos congéneres dominantes son los di y triclorobifenilos, así como también el aroclor 1260 conformado por hexa y heptaclorobifenilos; sin embargo, no se descarta la presencia del aroclor 1248 mayoritariamente con tetraclorobifenilos y el aroclor 1254 con penta y hexaclorobifenilos, además de que no hay que olvidar que los 209 congéneres podrían estar presentes en alguna concentración en todas las mezclas de

arocloros (ASTDR, 2000), incluyendo uno de los más tóxicos como el CB77 (3,3',4,4'-tetraclorobifenilo) que de acuerdo a Safe (1994) y García (1999), al igual que el CB126 (3,3',4,4',5-pentaclorobifenilo) y el CB169 (3,3',4,4',5,5'-hexaclorobifenilo) constituyen el grupo de los coplanares y cumplen con características estructurales comunes que les confieren alta toxicidad: son sustituidos en ambas posiciones *para*, poseen sustituciones de cloros en al menos una posición *meta* de ambos anillos aromáticos y no tienen cloros sustituidos en posiciones *orto* (Cuadro 15). En efecto, en una revisión sobre BPCs, dioxinas y furanos, de Souza (2004) reporta que los efectos tóxicos de los bifenilos dependen de las posiciones de los átomos de cloro y como consecuencia de la estructura estérica de la molécula; los congéneres con cloros únicamente en posiciones *meta* y *para* (por lo menos en los tetraclorados en las posiciones laterales), los BPCs coplanares o del tipo dioxina, tendrán efectos similares *in vivo* como las dioxinas y los furanos (PCDD/F), mientras que los bifenilos sustituidos en una o más posiciones *orto*, pueden no tener efectos o tenerlos a dosis altas.

Los congéneres evaluados y detectados en las diversas especies de peces en este estudio CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 y CB180, han sido reportados en organismos acuáticos como el pez azul (*Pomatomus saltatrix*), con predominio de CB101, CB118, CB138, CB153 y CB180 además de CB1 y CB66 (Deshpande *et al.*, 2002); en el atún (*Thunnus thynnus*) se ha encontrado a los BPCs CB118, CB138, CB153, CB180 además de CB170, CB183 y CB187 (Stefanelli *et al.*, 2002). En los crustáceos del Yucateco solamente se presentaron CB28, CB52 y CB180.

Generalmente, las propiedades fisicoquímicas de los BPCs varían ampliamente y dependen del número y posición de los átomos de cloro en los anillos. La presión de vapor, solubilidad en agua y biodegradación, decrecen con el incremento del número de átomos de cloro. En contraste, la lipofilidad y capacidad de adsorción muestra la tendencia inversa (Loganathan y Kannan, 1994; Chen *et al.*, 2002). Por esta razón el CB180 es uno de los congéneres más persistentes e hidrofóbicos (Stefanelli *et al.*, 2002), además de los más pesados (Da Silva *et al.*, 2003) debido a los siete átomos de

cloro que posee su molécula y a esto se le atribuye su elevada concentración tanto en peces como en crustáceos.

Hoekstra y colaboradores (2003), encontraron patrones similares de compuestos organoclorados en ballenas y belugas, a pesar de las diferentes estrategias de alimentación, argumentando que es probable que ésto refleje los mecanismos comunes de biotransformación que afectan la distribución y retención de contaminantes lipofílicos persistentes. Un fenómeno similar puede estar ocurriendo con los niveles encontrados de BPCs en peces y crustáceos de la laguna El Yucateco; sin embargo, se deben de tomar con reserva por la gran diferencia de ejemplares analizados, además de la diversidad de especies.

La variabilidad interespecífica existente en los niveles de BPCs puede ser explicado, por el lugar que ocupa el organismo en la cadena alimenticia y por ende, por los hábitos alimenticios que posee, además de que puede ser el resultado de las diferencias en la talla y la edad (Da Silva *et al.*, 2003), así como el hábitat (Deshpande *et al.*, 2002), el contenido y composición de lípidos y el grado de vascularización sanguínea en el tejido u órgano analizado (Stefanelli *et al.*, 2002; Persson *et al.*, 2007). Otros factores pueden ser el grado de exposición, la capacidad de desintoxicación y las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes (Hoekstra *et al.*, 2003; Ramu *et al.*, 2006).

Al considerar la diversidad específica con la que se trabajó a lo largo de los años de estudio, se agruparon los datos de la Σ BPCs de las 12 especies analizadas, de las cuales 11 correspondieron a peces y una a crustáceos; en la Figura 78 se observa que los bagres *A. felis* capturados en las lluvias 2005 presentaron la concentración más alta con 26.2 ngg^{-1} ; las mojarra castarricas (*C. octofasciatum*) y las pintas (*C. pearsei*) tuvieron niveles de bifenilos de intermedios a altos, por ejemplo, en las capturadas en 2003 y 2006 los datos fueron $>15 \text{ ngg}^{-1}$. Los sábalos *M. atlanticus*, las lisetas *M. curema* y *M. cephalus*, los robalos *C. pectinatus* tuvieron un contenido de bifenilos entre 1.5 y 8.5 ngg^{-1} ; la especie local, el pejelagarto *A. tropicus*, acumuló hasta 8 ngg^{-1} en la captura de 2006, mientras que las jaibas *C. sapidus*, mostraron un decremento de 11.4

en 2003 a 0.33 ngg^{-1} en 2007. En términos generales, las especies obtenidas en el ciclo 2007 presentaron las concentraciones de bifenilos policlorados menores, con excepción de las mojarras castarricas (*C. octofasciatum*) y los sábalos (*M. atlanticus*).

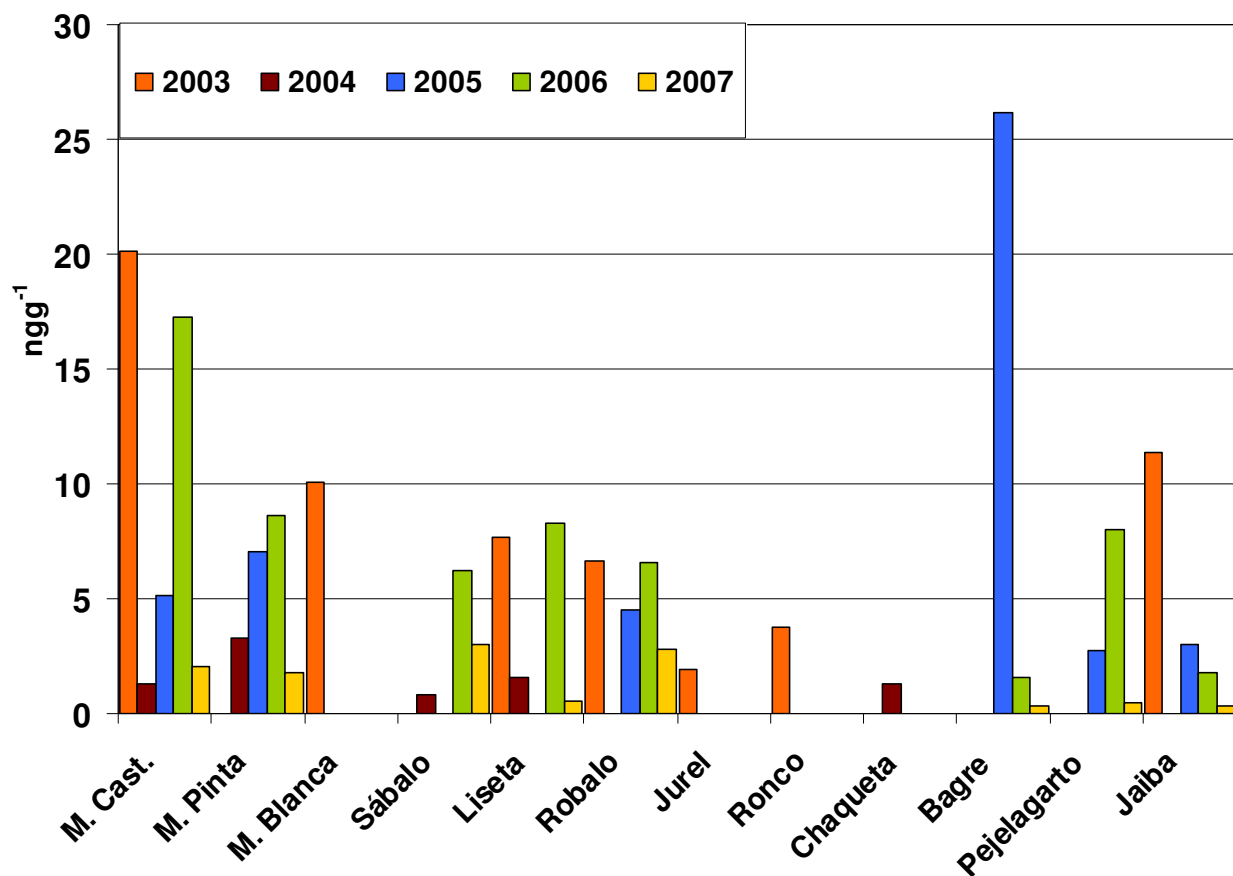


Figura 78. Comportamiento temporal del contenido de BPCs en las especies analizadas de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

Los niveles más elevados de bifenilos policlorados en las especies analizadas puede asociarse con el alto contenido de grasa en su tejido muscular evidenciado durante el procedimiento analítico, lo que comprueba la alta liposolubilidad de estos compuestos clorados así como la de sus parientes moleculares, los plaguicidas organoclorados. La mayoría de los peces evaluados se alimenta de moluscos, algunos crustáceos e invertebrados bentónicos, así como del detrito (FAO, 1977). Las jaibas son detritívoras (Lorán *et al.*, 2002), por lo que se encuentran en mayor contacto con los sedimentos y la toxicidad intrínseca de esta matriz puede influir sobre la calidad sanitaria de los organismos analizados. La liseta (*M. curema*) y el robalo (*C. pectinatus*) son especies

herbívora (Da Silva *et al.*, 2003) y detritívora, respectivamente, y se ha reportado que llegan a incorporar partículas sedimentarias asociadas al material orgánico (FAO, 1977), por lo que sus fuentes de ingreso de xenobióticos son mixtas y esto puede contribuir a un mayor contenido de contaminantes orgánicos persistentes en sus tejidos.

La lista de alimentos contaminados con BPCs la encabeza la carne de pescado, seguida en concentraciones menores, por la carne de otras especies, la leche y algunos productos agrícolas (INE, 1999). Dada la facilidad que tienen los peces de bioacumular estos compuestos y puesto que es un componente importante en la dieta del ser humano, autoridades de varios países se han dado a la tarea de establecer límites en peces de consumo humano, por ejemplo, Alemania (Dauberschmidt y Hoffmann, 2001), Suiza (Da Silva *et al.*, 2003) y Estados Unidos de Norteamérica (USFDA, 2011). Sin embargo, establecer límites para BPCs justificados toxicológicamente para humanos es complejo, por el hecho de que estos COPs se venden comercialmente como una mezcla de varios de los 209 congéneres (Dauberschmidt y Hoffmann, 2001). Uno de los criterios más utilizados, es el nivel de tolerancia hacia los BPCs establecido por la Administración de Drogas y Alimentos de Estados Unidos, USFDA por sus siglas en inglés (USFDA, 2011), cuyo valor es de 2000 ngg⁻¹ base seca, el cual no fue superado en ningún caso en este estudio.

De las características sobresalientes de los bifenilos policlorados es que forman parte de los COPs, es decir, compuestos que por sus características fisicoquímicas, resisten en grado variable la degradación fotoquímica, química y bioquímica lo que causa que su vida media ambiental sea elevada y por tanto su efecto contaminante perdure como peligroso. Además, los BPCs son considerados probables carcinógenos humanos, pertenecen al grupo 2A de la Agencia Internacional de investigación del Cáncer (IARC, 2011) de la Organización Mundial de la Salud (OMS); la Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), ha demostrado que causan cáncer en animales, por ello los ubica en la categoría B2, la cual es equivalente a la 2A de la IARC. Los mayores efectos tóxicos agudos de BPCs reportados en humanos son la erupción de cloroacné y la pigmentación de la piel y las uñas (de Souza, 2004); también

se ha reportado que ocasionan efectos no cancerígenos tales como la afectación de los sistemas inmunológico, reproductivo, nervioso y endocrino y otras alteraciones a la salud (ASTDR, 2000; USEPA, 2008).

Uno de los efectos biológicos más importantes de los BPCs, es la capacidad para inducir ciertas isoenzimas de la familia de la monooxigenasa del citocromo P450; existen tres grupos principales de bifenilos que pueden diferenciarse de acuerdo al sistema enzimático que activan, los congéneres estudiados en este trabajo 138, 153 y 180 se consideran del tipo del fenobarbital, tienen al menos dos posiciones *orto* sustituidas e inducen el mecanismo P-450 2B1 (CYP2B1) tal como lo hace este barbitúrico, y promueven neoplasias y hepatomegalias; el CB118, un bifenilo *mono-orto* sustituido y otros BPCs con clorosustitución asimétrica en ambos anillos, puede inducir dos sistemas enzimáticos, el ya descrito del fenobarbital y el del tipo del metilcolantreno en el cual se activan el citocromo P450 1A1 (CYP1A1) y el P450 1A2 (CYP1A2), como lo hacen las dioxinas y los furanos (de Souza, 2004).

De acuerdo a la Agencia Norteamericana de Higienistas Industriales, un miligramo de BPC en el ambiente por cada metro cúbico (1 mgm^{-3}) es suficiente para ocasionar cáncer. Este parámetro es conocido como el TLV STEL y se refiere al nivel de concentración al que los trabajadores se exponen; la media ponderada es de 15 minutos y no debe repetirse más de cuatro veces al día o durante la jornada; además, debe existir un espacio de 60 minutos entre exposición y exposición para disminuir los riesgos (Acosta, 2003). Se han reportado estudios acerca de que estos componentes producen irritación cutánea y degeneración aguda hepática después de la exposición, y los hallazgos patológicos incluyen necrosis aguda hepática, edema de los riñones y corazón y en algunos casos, necrosis de la cápsula suprarrenal (Dreisbach, 1983; Verreault *et al.*, 2006, 2009).

Los datos clínicos en humanos han señalado en diferentes reportes y documentos gubernamentales que las manifestaciones principales del envenenamiento crónico con difenilo clorado son acné e ictericia; posterior a la exposición de vapores, la piel

presenta una erupción semejante al acné, con pápulas del tamaño de una cabeza de alfiler hasta el de un chícharo, además de quistes de color pajizo formados por la obstrucción de las glándulas sebáceas, los cuales progresan hasta la formación de erupciones postulosas (Dreisbach, 1983). Los síntomas resultantes de una lesión hepática incluyen somnolencia, indigestión, náusea, ictericia, crecimiento del hígado y debilidad que progresa al coma; el daño hepático ocurre con concentraciones de exposición de 1 a 2 mg/m³; de igual forma, existen registros de daño genético en animales de experimentación (Smith y Gangolli, 2002; ATSDR, 2000, 2005).

La problemática de los bifenilos policlorados en México se inicia prácticamente desde la década de los años cuarenta con la importación de grandes cantidades de equipo eléctrico conteniendo estos compuestos, principalmente transformadores y capacitores, entre otros (Acosta, 2003). El consumo de especies contaminadas representa un riesgo para la salud humana por su gran potencialidad carcinogénica (IARC, 2011), en nuestro país no se cuenta con normatividad para este grupo de xenobióticos en productos pesqueros destinados al consumo humano, por lo que estos registros y los que se generen posteriormente en especies acuáticas que sirven de alimento, deben considerarse como referencia para establecer medidas de control sanitario.

IV.5. PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS (POCs)

IV.5.1 Agua

La baja detección de los plaguicidas organoclorados en el agua de la laguna El Yucateco puede compararse con registros que han sido observados en diversos ecosistemas acuáticos. Miliadis (1993, 1994) reporta que de los cinco lagos griegos estudiados para evaluar la presencia de estos compuestos, solamente pudo detectarlos en uno de ellos, los demás estuvieron por debajo de su límite de detección ya que el análisis de estos compuestos en aguas naturales es complejo debido a la gama de propiedades fisicoquímicas que presentan las diferentes familias químicas de POCs.

De igual forma, es una realidad que los residuos de POCs se encuentran en los océanos mundiales y sus concentraciones mayores generalmente están asociadas con zonas costeras y estuarinas urbanizadas (Connell *et al.*, 2002). En el hemisferio sur, los niveles de estos xenobióticos en regiones oceánicas se han estimado a ser $<0.1 \text{ ngL}^{-1}$ (Connell *et al.*, 1999). Se ha observado que en el agua, la degradación de algunos compuestos clorados está influenciada por el pH y tienen una vida media entre 24 horas a un pH de 11 y mayor a 100 días cuando el pH está entre 3 y 4 (Sharom *et al.*, 1980), por lo que es muy difícil su detección en la matriz acuosa, así como el proceso de dilución que ocurre una vez que estos xenobióticos son introducidos por diversas vías a los sistema acuáticos (Singh y Gupta, 2002).

Al comparar los datos de POCs entre las colectas de 2003 a 2007, no se observa una clara tendencia en la matriz acuosa de estos compuestos lipofílicos, ya que al estar sujetos a las condiciones hidrodinámicas, climatológicas y ambientales, son vulnerables a mostrar patrones modificables. Se registraron tres modas, la primera en el ciclo 2004 (0.07 ngL^{-1}), la segunda en las lluvias de septiembre 2005 (0.10 ngL^{-1}) y la tercera durante la colecta de nortes en diciembre 2007 (0.07 ngL^{-1}) (Fig. 79); estos pulsos de mínimos y máximos aportan información sobre el lavado que ocurre de estos compuestos desde los campos de cultivo hacia la laguna, así como del uso de garrapaticidas de la familia del lindano ($\gamma\text{-HCH}$) en el ganado de la región para el control de estos parásitos, sin tener el control adecuado de aplicación y de los residuos generados; otro factor son los eventos meteorológicos extraordinarios como el ocurrido previamente a la última colecta en diciembre 2007, lo que provocó un mayor transporte tanto atmosférico como fluvial de estas sustancias lipofílicas tanto de áreas cercanas como distantes al ecosistema lagunar del Yucateco, así como el vertimiento de emergencia de sustancias destinadas al control de vectores de enfermedades como el dengue y el paludismo por parte del sector salud estatal, tanto en forma aérea como terrestre (CEPAL, 2008).

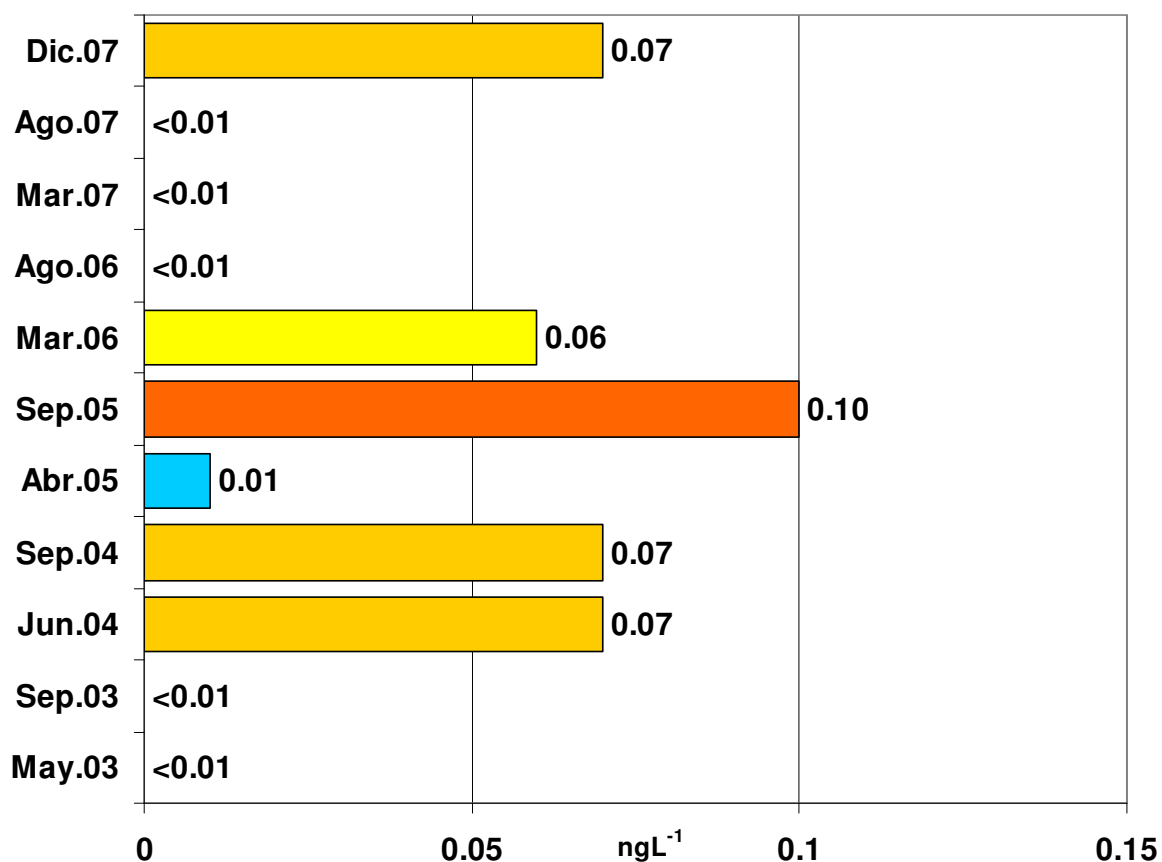


Figura 79. Comportamiento temporal de los POCs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

El comportamiento molecular muestra una diversidad muy pobre así como una baja detección de plaguicidas en la columna de agua; en las colectas de 2003 no fueron registrados ($<0.01 \text{ ngL}^{-1}$), para el ciclo 2004, en secas se presentó el beta-HCH y en lluvias este mismo alicíclico además del heptacloro; en el 2005 se observó un patrón similar para los hexaclorociclohexanos (HCHs), la diferencia fue en las lluvias de septiembre de ese año, ya que hubo un registro de *p,p'*-DDT y en la familia ciclodiénica se detectaron endrín, endrín aldehído, endosulfán I y sulfato de endosulfán. Este comportamiento se mantuvo hacia la época de secas de marzo 2006 ya que se obtuvo un mayor número de plaguicidas clorados; en el grupo del lindano solamente faltó el isómero delta-HCH y de los ciclodiénicos el perfil cambió hacia el heptacloro y su epóxido, aldrín, endrín y sulfato de endosulfán; en lluvias de 2006 a pesar de que el promedio fue $<0.01 \text{ ngL}^{-1}$, se registró el delta-HCH en las estaciones 1 y 3; en los muestreos de secas y lluvias 2007, no hubo registros de POCs ($<0.01 \text{ ngL}^{-1}$), mientras

que en la última colecta, durante los nortes en diciembre 2007, se presentaron en mayor medida los alicíclicos, seguidos por los ciclodiénicos heptacloro y aldrín y no fue detectado el grupo del DDT ($<0.01\text{ngL}^{-1}$) (Cuadro 17).

Cuadro 17. Distribución de POCs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio en ngL^{-1} de 2003 a 2007.

Compuesto	Mayo 2003	Sept. 2003	Junio 2004	Sep.t 2004	Abril 2005	Sept. 2005	Marzo 2006	Agosto 2006	Dic. 2007
Alicíclicos	Alfa-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.01
	Beta-HCH	<0.01	<0.01	0.05	0.06	0.01	0.02	<0.01	<0.01
	Gamma-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02
	Delta-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01
Promedio \pm error estándar	<0.01	<0.01	0.01 \pm 0.01	0.02 \pm 0.015	0.003 \pm 0.0025	0.01 \pm 0.005	0.01 \pm 0.002	<0.01	0.01 \pm 0.004
Aromáticos	<i>p,p'</i> -DDT	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01
	<i>p,p'</i> -DDD	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	<i>p,p'</i> -DDE	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Promedio \pm error estándar	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01 \pm 0.007	<0.01	<0.01	<0.01
Ciclodiénicos	Heptacloro	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01
	Epóxido de heptacloro	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01
	Aldrín	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01
	Dieldrín	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Endrín	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01
	Endrín aldehído	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01
	Endosulfán I	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Endosulfán II	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01
	Sulfato de endosulfán	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	<0.01
Promedio \pm error estándar	<0.01	<0.01	<0.01	0.001 \pm 0.001	<0.01	0.01 \pm 0.003	0.01 \pm 0.002	<0.01	0.004 \pm 0.003

La distribución espacial a lo largo de los ciclos 2004 a nortes 2007, no tiene un mismo patrón en todos los sitios de colecta evaluados (Fig. 80). La estación 1 tuvo la concentración más alta en las lluvias de septiembre 2005 con 0.96ngL^{-1} , mientras que la 11 localizada en la misma zona oriental de los canales presentó su máximo en diciembre 2007 con 0.07ngL^{-1} , más de un orden de magnitud por debajo de este valor. Las estaciones 2 y 3 ubicadas en el suroeste y sureste del cuerpo lagunar, difirieron en

la época donde fue registrado el nivel mayor, la primera de ellas lo tuvo en las lluvias de 2004 y 2005, mientras que el sitio 3 lo presentó en nortes 2007. El área central lagunar, representada por las estaciones 4 y 9 coincidieron en la fecha de registro de su máximo, fue en secas de junio 2004, con valores de 0.07 y 0.11 ngL⁻¹, respectivamente. En la región norte del ecosistema estudiado, donde fueron establecidas las estaciones 5 y 6, se tuvieron los valores más altos de POCs en agua en diferente época de colecta, para el primer sitio mencionado fue durante nortes 2007 y para el punto 6 ocurrió en secas de marzo 2006 (Fig. 80).

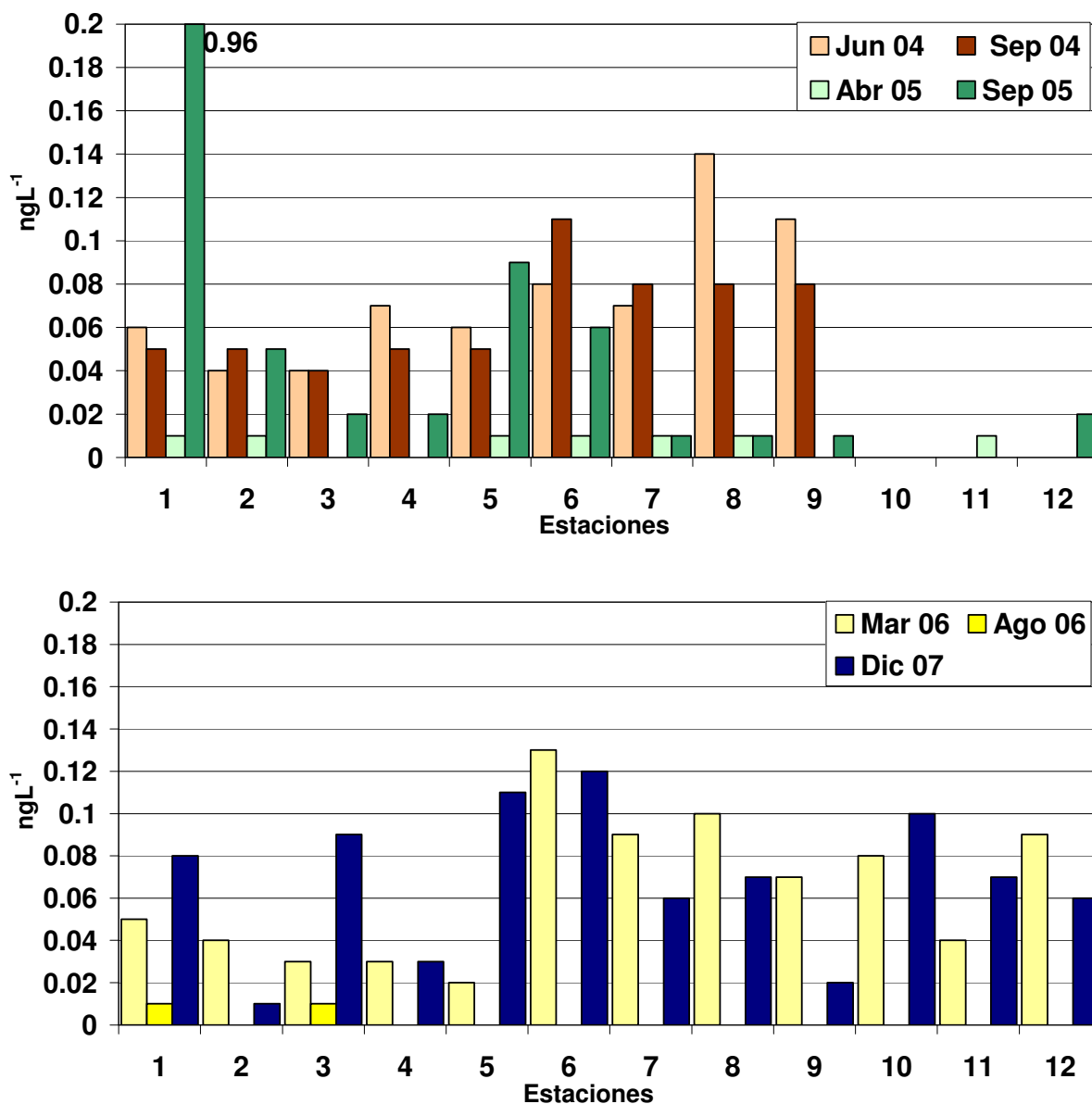


Figura 80. Comportamiento espacio-temporal de los POCs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. 2004-2007.

En los sitios restantes 7, 8, 10 y 12, con fuerte influencia mareal, solamente el 7 y el 12 tuvieron su máximo en secas 2006 con la misma magnitud (0.09 ngL^{-1}), mientras que la estación 8 lo presentó en secas 2004 y la 10 en nortes 2007. En términos generales, y con los registros de plaguicidas organoclorados obtenidos en el agua del Yucateco, la zona norte del área de estudio mostró un mayor contenido de estos agroquímicos, comparativamente con el sur, así como la región occidental en dirección del mar en contraste con los canales del lado oriental, con excepción del dato obtenido en la estación 1 durante la época de lluvias 2005 (Fig. 81).

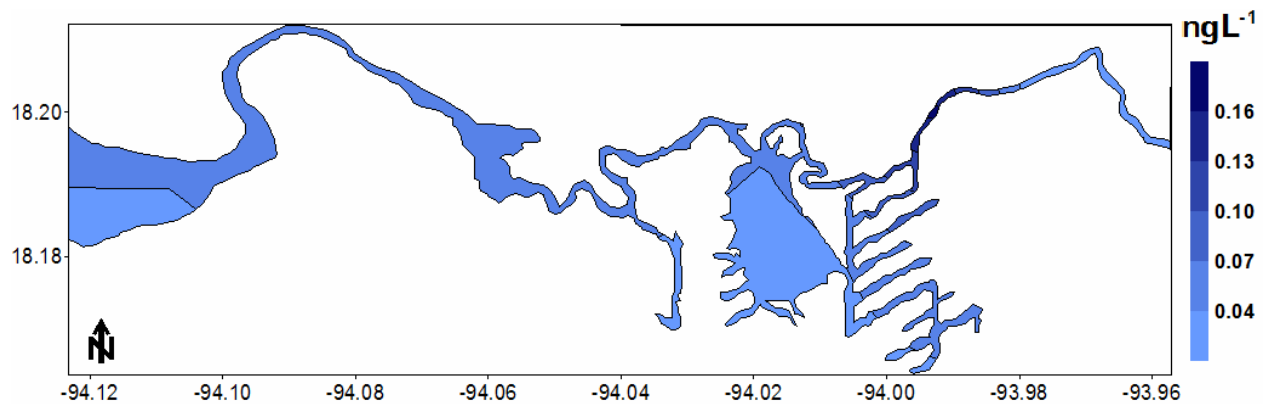


Figura 81. Patrón general de los POCs en el agua de la laguna El Yucateco, Tab.

Al observar la variabilidad estacional entre los niveles de POCs registrados desde 2004 a 2007, se realizaron los análisis estadísticos para verificar estas diferencias, obteniéndose significancia entre las colectas del ciclo 2004 con los de secas en abril 2005 ($p=2E-06$, $p=1E-07$) y lluvias en agosto 2006 ($p=3E-07$, $p=1E-08$). Los datos de secas en abril 2005 fueron distintos, estadísticamente, a los del ciclo 2006 ($p=2E-05$, $p=0.02$) y a los obtenidos durante los nortes de diciembre 2007 ($p=9E-06$). Las concentraciones de estos agroquímicos en la matriz acuosa de las dos colectas de 2006 fueron diferentes entre sí ($p=3E-06$), así como los valores de lluvias en agosto de ese año con el registro de los nortes 2007 ($p=1E-06$) (Fig. 82).

No hubo diferencias significativas entre los POCs del agua proveniente de los doce sitios de colecta ($p>0.05$), lo cual se refleja en el dendrograma de la Figura 83, con excepción de la estación 1 que se separó de las restantes, incluyendo de la 11 localizada en la misma área de los canales; esto significa que los aportes determinan

los patrones de distribución que pueden tener sustancias hidrofóbicas como los plaguicidas clorados en la columna de agua.

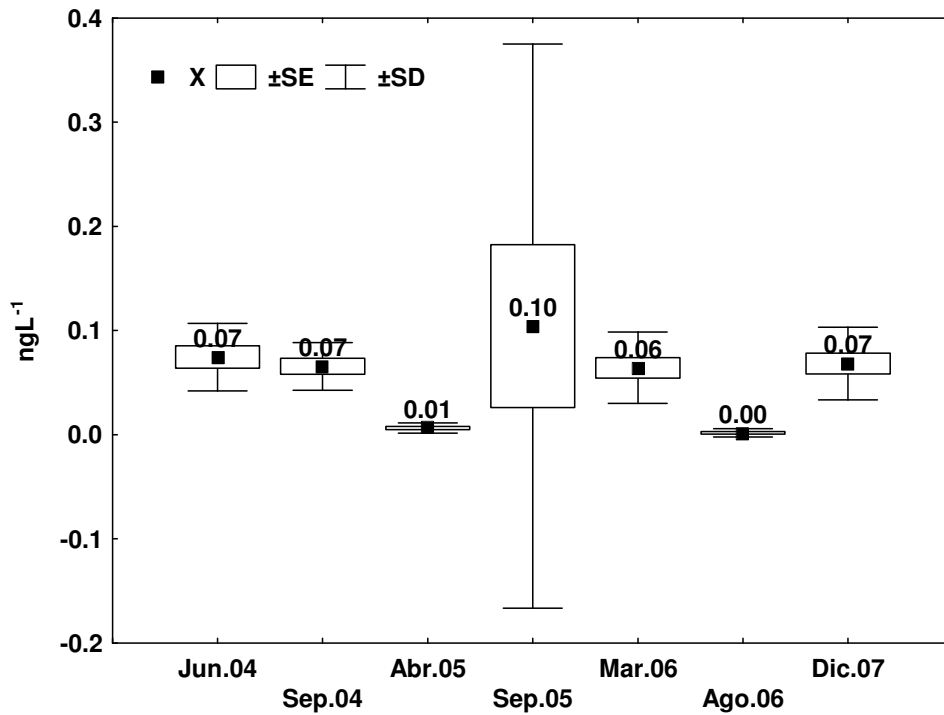


Figura 82. Diferencias temporales significativas de los POCs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. 2004-2007.

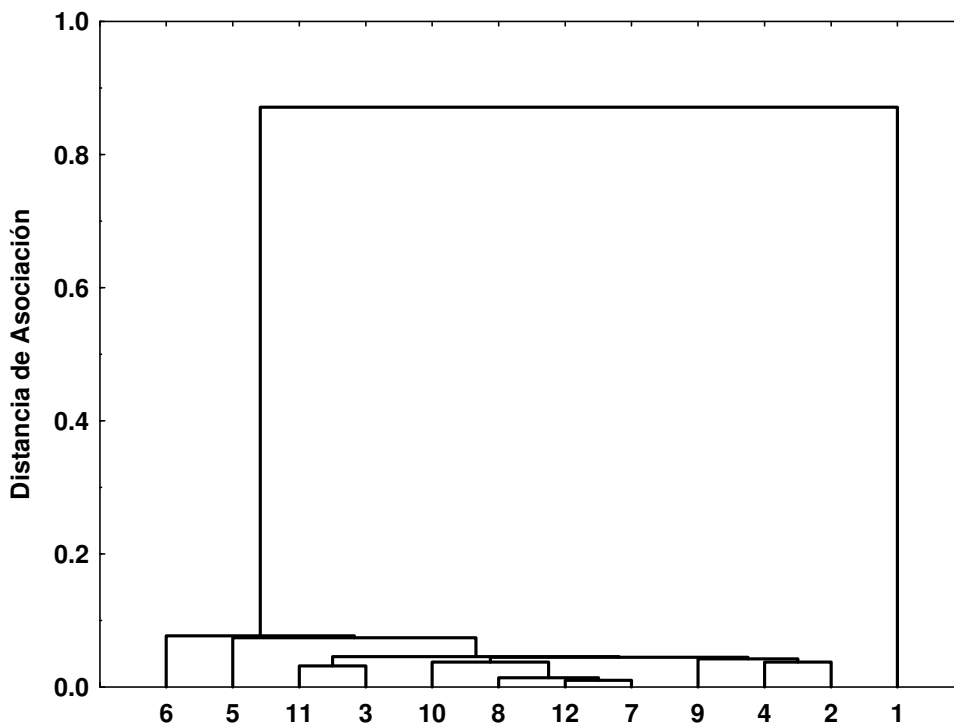


Figura 83. Dendrograma espacial de los POCs en agua de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio 2004 a 2007.

De las investigaciones nacionales sobre la presencia de POCs en sistemas acuáticos, Hernández-Romero *et al.* (2004) reportaron residuos de endosulfán y DDT en agua y sedimentos de humedales en Chiapas y la distribución espacial que encontraron implica un riesgo potencial alto para la salud debido a que los registraron con mayor frecuencia en sitios con actividades pesqueras. En el aspecto del impacto potencial ecológico y humano de los POCs, existe una gama de concentraciones de referencia o de calidad para agua, y en términos generales, se ha seguido el criterio establecido por la Organización Mundial de la Salud (*WHO*, por sus siglas en inglés) que equipara el uso del agua potable con las aguas naturales de los ecosistemas, utilizando los niveles guía estimados para el agua de consumo humano. La normatividad nacional solo contempla límites máximos permisibles de algunos POCs para agua potable en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 y son similares a los establecidos en las guías de calidad para este tipo de agua por la *WHO* (*WHO*, 2011) (Cuadro 18); hay que señalar que en estas referencias de calidad, las concentraciones están en μgL^{-1} mientras que la mayoría de los datos procedentes de muestras ambientales de diversos ecosistemas naturales, están reportados en ngL^{-1} (Luo *et al.*, 2004; Júnior y Ré-Poppi, 2007; Sarkar *et al.*, 2008) y últimamente en pgL^{-1} (Carvalho *et al.*, 2009).

Cuadro 18. Concentraciones máximas permisibles de POCs en agua potable y agua salada establecidos para México y diversos países. Valores en μgL^{-1} .

Compuesto	NOM-127-SSA1-1994	WHO (2011)	^a Australia	^a Nueva Zelanda	^a Canadá	^a USEPA (agua potable)	^a USEPA (agua salada nivel crónico)	^a Unión Europea	^b Revisión Holandesa	^c China	^d Este estudio
Aldrín	0.03	0.03	0.01	0.03	0.70	N.R.	N.R.	0.03	0.018	N.R.	1.5×10^{-5}
Dieldrín	0.03	0.03	0.01	0.03	0.70	N.R.	0.12	0.03	0.018	N.R.	$<1 \times 10^{-5}$
Endrín	N.R.	0.60	N.R.	N.R.	N.R.	2.00	0.011	0.10	0.003	N.R.	$<1 \times 10^{-5}$
Lindano (gamma-HCH)	2.00	2.00	0.05	N.R.	N.R.	0.20	N.R.	0.10	0.77	<1.00	1.5×10^{-5}
alfa-HCH	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	2.50	<1.00	1×10^{-5}
beta-HCH	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	0.08	<1.00	2×10^{-5}
DDTs	1.00	1.00	0.06	2.00	N.R.	N.R.	0.001	0.10	44×10^{-5}	<0.05	2×10^{-5}
Heptacloro	0.03	0.03	0.05	0.04	N.R.	0.40	0.0036	0.03	46×10^{-5}	N.R.	1×10^{-5}
Epóxido de heptacloro	0.03	0.03	0.05	0.04	N.R.	0.20	0.0036	0.03	46×10^{-5}	N.R.	1×10^{-5}
Endosulfán	N.R.	N.R.	0.05	N.R.	N.R.	N.R.	0.009	0.10	4×10^{-4}	N.R.	1×10^{-5}

N.R. no reportado; ^a Hamilton *et al.* 2003; ^b Crommentuijn *et al.* (2000); ^c Luo *et al.* (2004); ^d valores promedio

Los niveles promedio de POCs registrados para la matriz acuosa del Yucateco en este estudio, presentados en el Cuadro 18, son menores por varias órdenes de magnitud a los reportados por Commentuijn *et al.* (2000), Hamilton *et al.* (2003) y la NOM-127-SSA1-1994.

IV.5.2 Sedimentos superficiales

En la Figura 84 se presenta el comportamiento temporal global de la concentración promedio de plaguicidas organoclorados en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco; se puede notar un incremento de $12.09 \pm 5.22 \text{ ngg}^{-1}$ en secas de junio 1996 a $49 \pm 19.26 \text{ ngg}^{-1}$ en el estiaje de abril 2001, cuatro veces el valor más antiguo. A partir de ahí, existió una disminución en el contenido de estos agroquímicos hasta las secas de mayo 2003 y en esta colecta se registró la Σ POCs más baja con $2.7 \pm 1.81 \text{ ngg}^{-1}$; posteriormente, comenzó un nuevo incremento en el contenido sedimentario de plaguicidas clorados, desde las lluvias en septiembre 2003 con $24.4 \pm 5.9 \text{ ngg}^{-1}$ hasta la colecta de secas en marzo 2006 donde fue obtenido el máximo con $145.2 \pm 33.6 \text{ ngg}^{-1}$, con excepción de una pequeña inflexión en este comportamiento durante las secas de abril 2005 ($88.7 \pm 25.5 \text{ ngg}^{-1}$). Del valor máximo, volvió a mostrarse un decremento hacia la última colecta realizada en la época de nortes en diciembre 2007 donde el registro fue de $13.6 \pm 2.5 \text{ ngg}^{-1}$, con excepción en este patrón de decline, de los datos obtenidos en secas 2007 ($66.4 \pm 39.4 \text{ ngg}^{-1}$).

Este patrón cíclico en los niveles de plaguicidas es consecuencia de las actividades agrícolas que se realizan en las áreas de cultivo aledañas y los agroquímicos que se utilizan son transportados por los mecanismos pluviales y fluviales hacia el sistema lagunar del Yucateco, afectándose por las condiciones hidrometeorológicas imperantes en las diferentes estaciones climáticas del año.

El 100% de los compuestos individuales fueron registrados en las colectas de secas en junio 2004, los ciclos 2005, 2006 y la realizada durante las lluvias de agosto 2007; 14 analitos (87.5%) presentó la época de nortes en diciembre 2007, 12 (75%) las secas de ese mismo año y las restantes tuvieron menos de 10 (< 62.5%) plaguicidas; el menor

registro (12.5%) se observó en la colecta de secas en mayo 2003 (Cuadro 19). Los valores promedio por familia química con mayor magnitud fueron para los alicíclicos o el grupo del lindano, en lluvias de septiembre 2004; para los aromáticos o DDTs se obtuvieron valores equiparables en las colectas de 2006 y para los ciclodiénicos en las secas de marzo de ese año; el patrón global obtenido para los tres grupos químicos de POCs en los sedimentos del Yucateco, fue (valores en ngg^{-1}):

Alicíclicos (4.20 ± 1.30) > Ciclodiénicos (3.93 ± 2.12) > Aromáticos (1.80 ± 0.48)

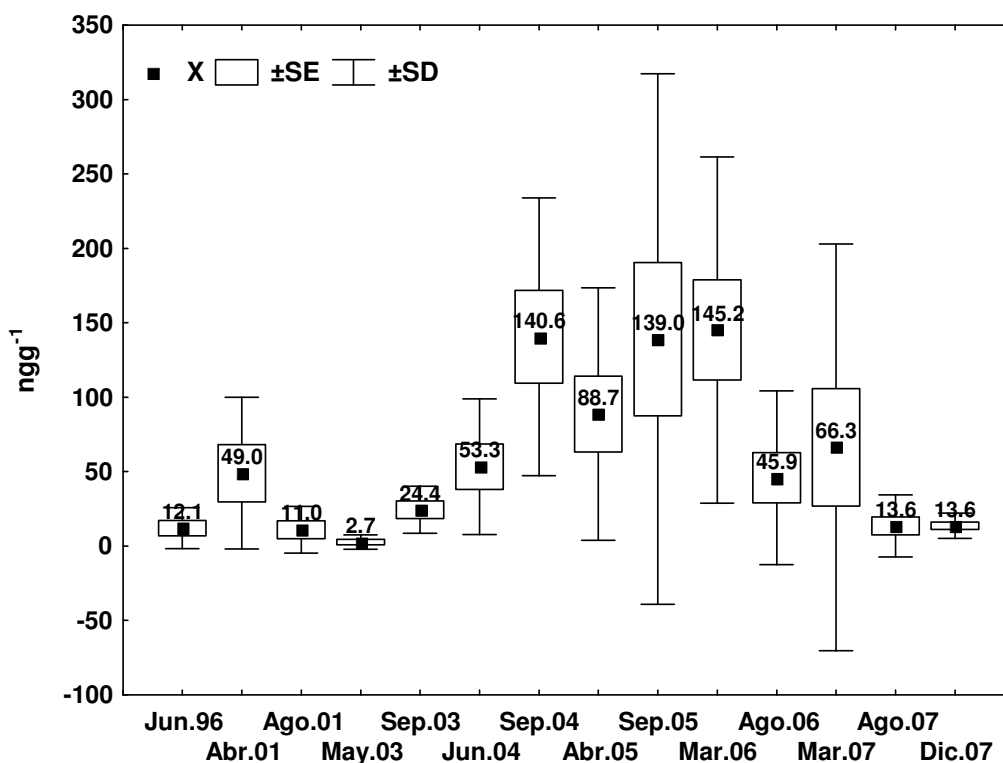


Figura 84. Comportamiento temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996-2007.

Al tomar los criterios de calidad sedimentaria internacionales establecidos para algunos de los POCs, se puede notar que, del grupo de los alicíclicos solamente se cuenta con la concentración umbral TEL y la de mayor probabilidad PEL para dañar al bentos, para el isómero gamma-HCH o lindano con valores de 0.32 y 0.99 ngg^{-1} , respectivamente; la mayoría de los datos obtenidos para este garrapaticida estuvieron por arriba del umbral e incluso fueron superiores al PEL, con el máximo de 29.58 ngg^{-1} registrado en las lluvias de septiembre 2004 (Cuadro 19).

Cuadro 19. Distribución temporal de los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio por compuesto en ngg⁻¹ peso seco. 1996-2007.

Compuesto	Junio 1996	Abril 2001	Agosto 2001	Mayo 2003	Sept 2003	Junio 2004	Sept 2004	Abril 2005	Sept 2005	Sept 2005	Marzo 2006	Agosto 2006	Marzo 2007	Agosto 2007	Dic 2007	Promedio	Error estándar	TEL		
																		0	**ERL	*PEL
Alfa-HCH	0.30	<0.01	<0.01	<0.01	0.22	3.58	9.82	1.44	0.69	4.77	1.58	2.35	1.79	0.55	1.94	0.72	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Beta-HCH	<0.01	3.11	<0.01	<0.01	0.46	2.14	59.99	7.89	3.00	8.44	1.72	1.10	0.75	0.36	6.35	4.19	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Gamma-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	0.13	0.15	0.93	29.58	2.65	0.37	7.41	0.86	1.24	0.68	0.08	3.15	2.10	0.32	N.R.	0.99	N.R.
Delta-HCH	2.46	0.40	0.20	<0.01	1.06	8.79	0.68	4.33	28.30	4.79	4.12	18.93	0.70	0.06	5.34	2.23	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Promedio	0.69	0.88	0.05	0.03	0.47	3.86	25.02	4.08	8.09	6.35	2.07	5.91	0.98	0.26	4.20	1.30				
Error estándar	0.59	0.75	0.05	0.03	0.21	1.73	13.12	1.40	6.76	0.93	0.71	4.35	0.27	0.12						
<i>p,p'</i> -DDT	1.99	<0.01	<0.01	2.60	<0.01	4.55	<0.01	3.18	12.03	15.58	2.08	1.88	1.44	0.03	3.24	1.27	1.19	1.00	4.77	7.00
<i>p,p'</i> -DDD	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.02	2.66	<0.01	4.20	4.84	2.28	2.72	<0.01	0.44	0.36	1.32	0.45	1.22	2.00	7.81	20.00
<i>p,p'</i> -DDE	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.69	<0.01	3.74	3.26	2.43	0.32	<0.01	0.21	0.18	0.85	0.36	2.07	2.20	374	27.00
Promedio	0.66	<0.01	<0.01	0.87	0.34	2.97	<0.01	3.71	6.71	6.76	1.71	0.63	0.70	0.19	1.80	0.48				
Error estándar	0.66	<0.01	<0.01	0.87	0.34	0.84	<0.01	0.29	2.70	4.41	0.72	0.63	0.38	0.10						
Heptacloro	2.62	0.59	<0.01	<0.01	0.02	2.24	6.90	2.90	2.08	19.05	1.60	0.22	0.77	1.09	2.86	1.34	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Epóxido de heptacloro	0.01	38.56	9.20	<0.01	20.54	4.06	0.58	29.00	23.56	14.98	2.50	4.41	1.47	0.79	10.69	3.36	N.R.	N.R.	2.74	N.R.
Aldrín	1.52	2.77	<0.01	<0.01	0.94	2.57	33.04	6.00	1.86	13.95	1.29	1.69	0.42	7.60	5.26	2.37	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Dieldrín	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2.49	<0.01	3.48	2.62	1.58	0.34	<0.01	0.84	0.08	0.82	0.32	0.72	0.02	4.3	8.00
Endrín	2.70	2.96	1.56	<0.01	<0.01	3.40	<0.01	5.23	7.60	32.98	2.84	0.49	1.18	<0.01	4.35	2.28	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Endrín aldehído	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	5.52	<0.01	5.10	8.38	6.73	0.75	0.68	0.49	0.81	2.03	0.80	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Endosulfán I	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.93	<0.01	3.71	2.54	1.21	0.21	0.26	0.19	1.43	0.82	0.32	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Endosulfán II	0.50	0.61	<0.01	<0.01	<0.01	1.92	<0.01	1.55	3.79	2.23	1.21	<0.01	1.63	0.19	0.97	0.31	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Sulfato de endosulfán	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	4.76	<0.01	4.29	34.13	6.78	21.76	33.10	0.64	<0.01	7.53	3.34	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
Promedio	0.82	5.05	1.20	<0.01	2.39	3.21	4.50	6.81	9.62	11.05	3.61	4.54	0.85	1.33	3.93	2.12				
Error estándar	0.39	4.21	1.02	<0.01	2.27	0.44	3.65	2.81	3.82	3.48	2.29	3.60	0.16	0.80						

N.R. no reportado; *CCME (2002) **Long et al. (1995) Buchman (2008)

Para los tres miembros de la familia del DDT, existen los criterios sedimentarios completos, es decir, el umbral (TEL), el de baja probabilidad de efecto bentónico (ERL), la concentración de efectos probables (PEL) y el criterio de mediana probabilidad de daño a este tipo de biota (ERM) (Long *et al.*, 1995; CCME, 2002; Buchman, 2008). El *p,p'*-DDT tuvo dos registros mayores al ERM en las colectas de 2006, por lo que en estas épocas de estudio existió la potencialidad de alteración bentónica; la mayoría de los datos de este aromático original, también llamada coloquialmente "padre" o inicial, fueron \geq ERL (1.0 ngg^{-1}); este patrón también fue observado para el *p,p'*-DDD, mientras que en el caso del *p,p'*-DDE, únicamente las concentraciones promedio del 2005 y las secas de marzo 2006 fueron superiores a este criterio ($>2.20 \text{ ngg}^{-1}$).

El grupo con mayor número de representantes, el de los ciclodiénicos, tiene muy pocos criterios de referencia; solamente existen para el époxido de heptacloro (PEL= 2.74 ngg^{-1}) y para el dieldrín (TEL= 0.72 , ERL= 0.02 , PEL= 4.30 y ERM= 8.0 ngg^{-1}); para el primer compuesto mencionado, el producto de degradación del heptacloro, se presentaron ocho casos mayores a la concentración de efectos probables ($>2.74 \text{ ngg}^{-1}$) y para el dieldrín, el 100% de los valores fue mayor al límite de detección analítico ($>0.01 \text{ ngg}^{-1}$), con una magnitud por arriba del ERL y de éstos, el 71.4% fue $>$ TEL (Cuadro 19).

El perfil molecular global de los plaguicidas organoclorados se presenta en la Figura 85, donde se observa que, los compuestos dominantes fueron, époxido de heptacloro con un promedio de $10.69 \pm 3.36 \text{ ngg}^{-1}$, sulfato de endosulfán con $7.53 \pm 3.34 \text{ ngg}^{-1}$, beta-HCH con $6.35 \pm 4.19 \text{ ngg}^{-1}$, delta-HCH y aldrín con 5.34 ± 0.23 y $5.26 \pm 2.37 \text{ ngg}^{-1}$, respectivamente; no se cuenta con referencia ambiental para estos compuestos, sin embargo, el valor promedio del isómero gamma-HCH o lindano ($3.15 \pm 2.1 \text{ ngg}^{-1}$) fue mayor en un orden de magnitud a la concentración umbral para provocar alteración bentónica (TEL= 0.32 ngg^{-1}) (Cuadro 19).

En los sedimentos costeros ocurren procesos de isomerización derivados del metabolismo bacteriano y de la interacción con las sustancias húmicas de la materia orgánica, y en el caso de la mezcla técnica del lindano, da como resultado una

distribución heterogénea de los HCHs observándose que el gamma-HCH puede contribuir de forma más significativa en las concentraciones del grupo alicíclico respecto al delta-HCH (Kuranchie-Mensah *et al.*, 2012). Por otro lado, el epóxido de heptacloro es más tóxico que el compuesto de origen y el isómero beta del lindano es el más persistente de la mezcla comercial; el producto de degradación del endosulfán técnico (isómeros I o α + II o β), el sulfato de endosulfán, tiene una tasa de degradación menor, lo que significa una persistencia ambiental mayor, en contraste con los reportes de una toxicidad acuática aguda menor respecto al endosulfán I (Weber *et al.*, 2010). El valor promedio global del *p,p'*-DDT ($3.24 \pm 1.27 \text{ ngg}^{-1}$), fue mayor al TEL (1.19 ngg^{-1}) y al ERL (1.0 ngg^{-1}), contrastando con sus metabolitos, ya que solamente el *p,p'*-DDD presentó un promedio ligeramente mayor al umbral (1.32 ± 0.45 vs 1.22 ngg^{-1}); este patrón lo mostró el dieldrín cuyo promedio global fue de $0.82 \pm 0.32 \text{ ngg}^{-1}$, superior a ambos criterios internacionales (Fig. 85).

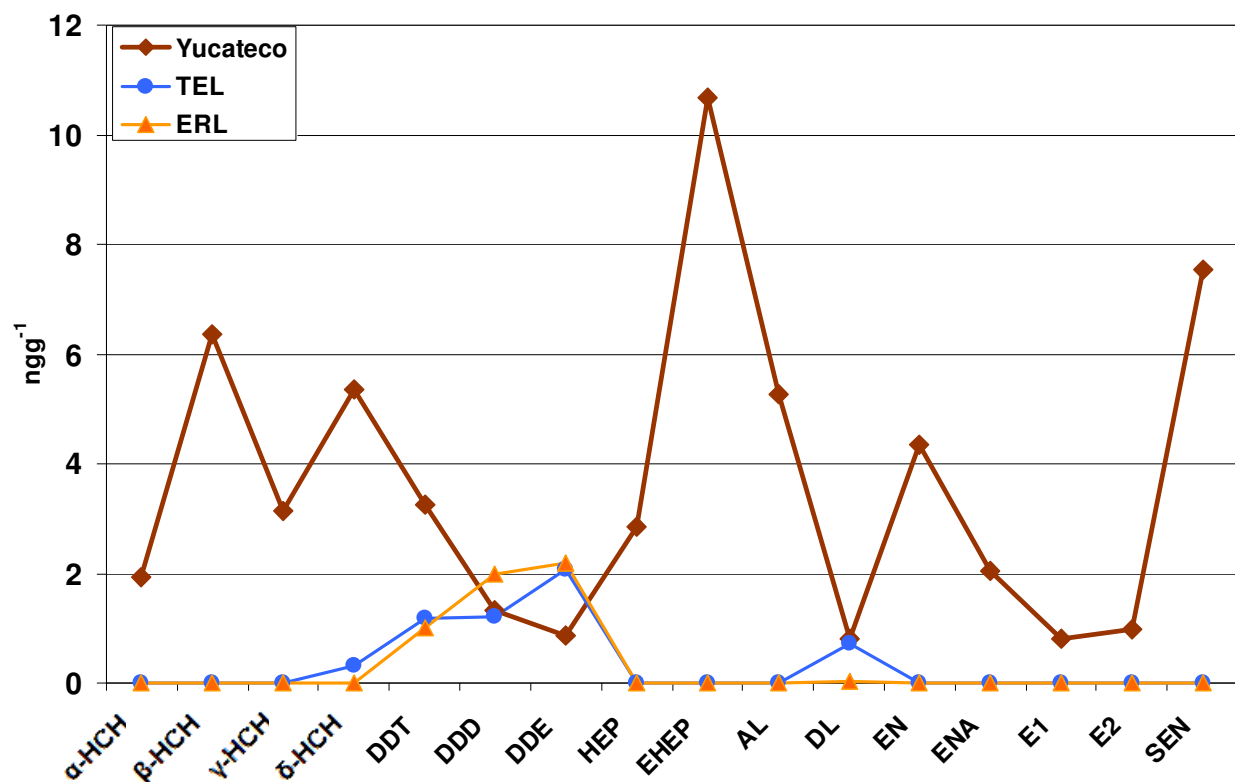


Figura 85. Perfil molecular de los POPs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 1996 a 2007.

El patrón espacial a lo largo de los años de estudio mostró una variabilidad en la magnitud de las concentraciones de POCs, distinta a lo registrado por los hidrocarburos aromáticos policíclicos en la matriz sedimentaria. En general, el primero registro en secas de junio 1996 fue de los más bajos para la mayoría de los sitios de colecta evaluados (Fig. 86); a partir de estos datos, en la Figura 87 puede notarse que el área de los canales, representada por las estaciones 1 y 11 fue contrastante, ya que la primera de ellas tuvo su concentración máxima (599.82 ngg^{-1}) durante las lluvias de septiembre 2005, mientras que la 11 presentó dos modas, una en la misma fecha con 283.92 ngg^{-1} y la segunda, mayor, con 489.32 ngg^{-1} en las secas de marzo 2007; el decremento pudo observarse en ambos sitios hacia las últimas colectas de este estudio.

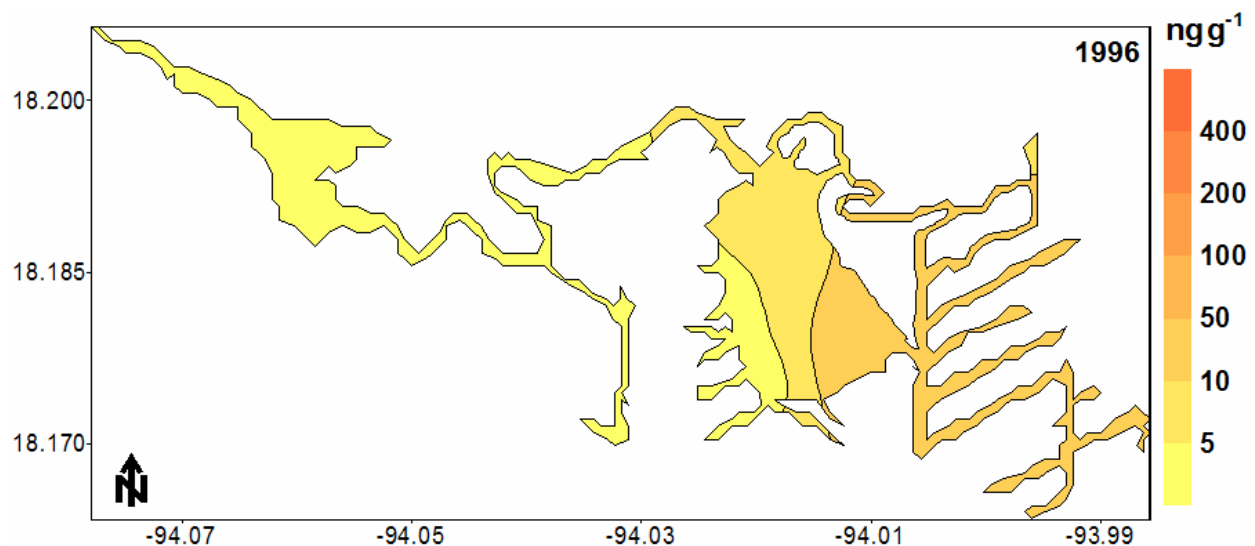


Figura 86. Distribución espacial de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996.

Para la zona sur lagunar donde se localizaron las estaciones 2 y 3, el patrón del contenido de organoclorados fue similar, los niveles menores fueron registrados en las primeras épocas de análisis (1996, 2001, 2003) y el aumento comenzó en las lluvias de septiembre 2004 (Fig. 88); el máximo para ambos sitios se presentó en las secas de marzo 2006 con 224.75 y 358.42 ngg^{-1} , respectivamente; al igual que para la zona de canales, en el sur lagunar también se registró una disminución de las concentraciones de estos agroquímicos hacia diciembre 2007 (Fig. 89).

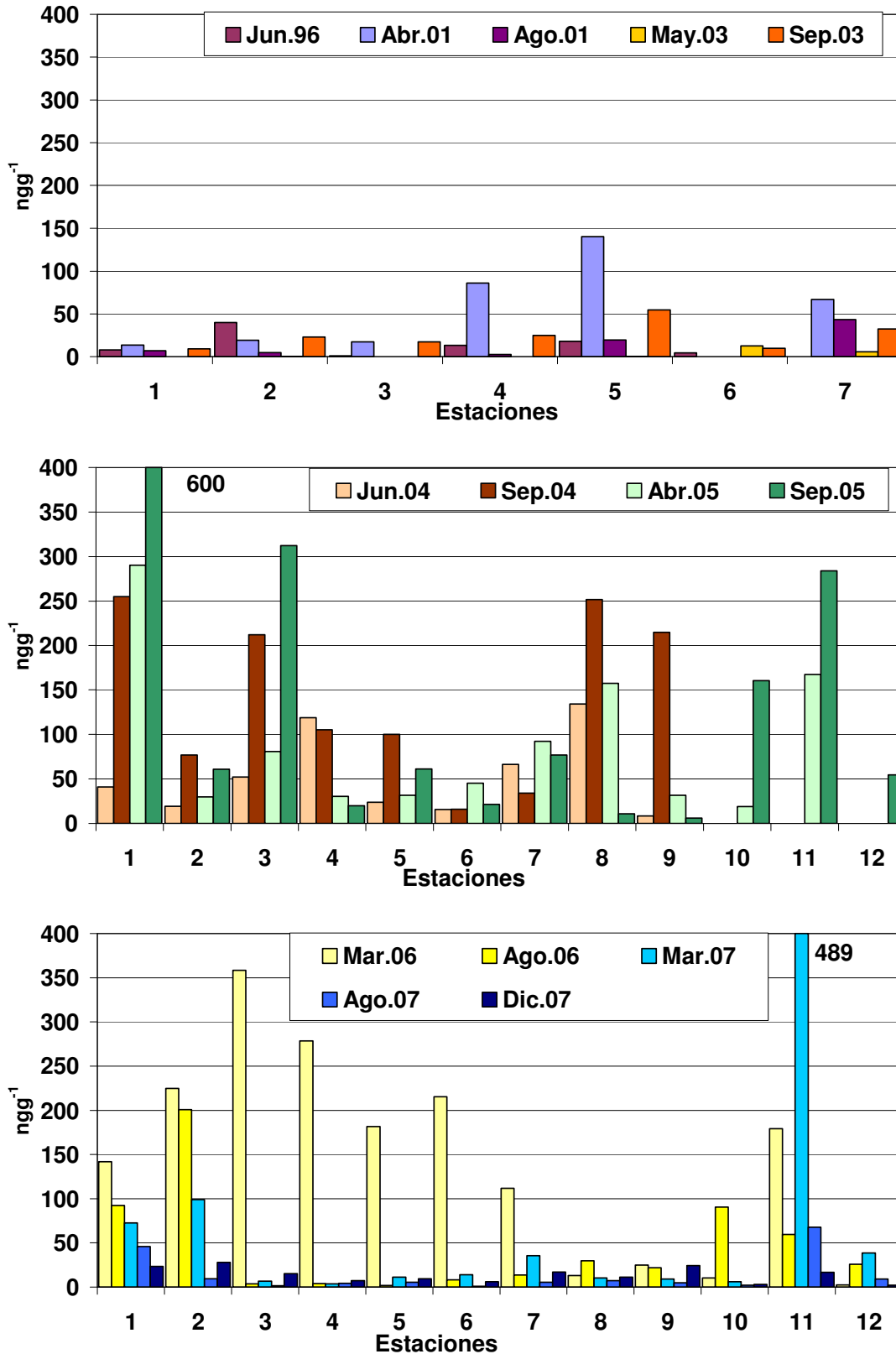


Figura 87. Distribución espacio-temporal de los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1997-2007.

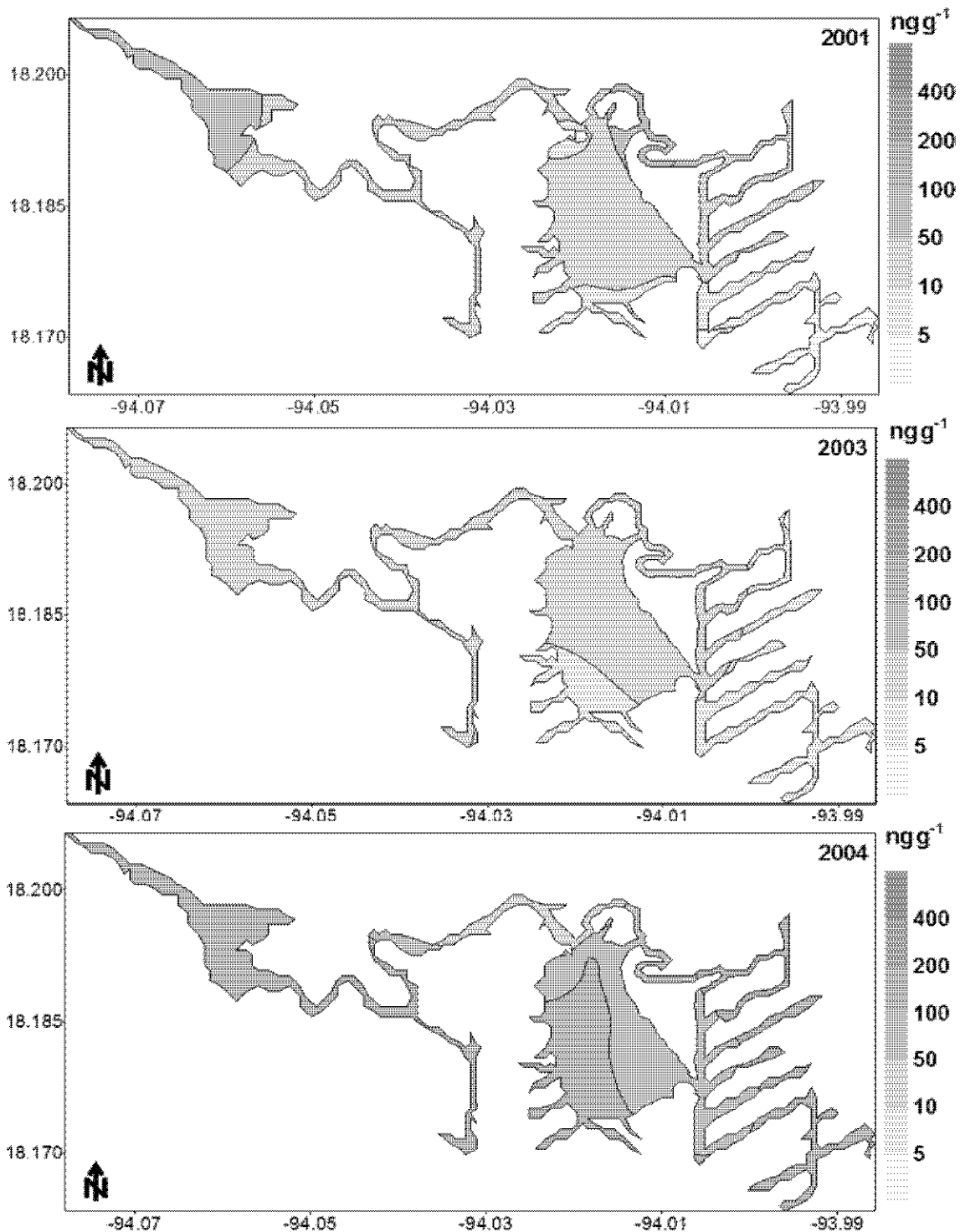


Figura 88. Patrón global espacial y temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2001, 2003 y 2004.

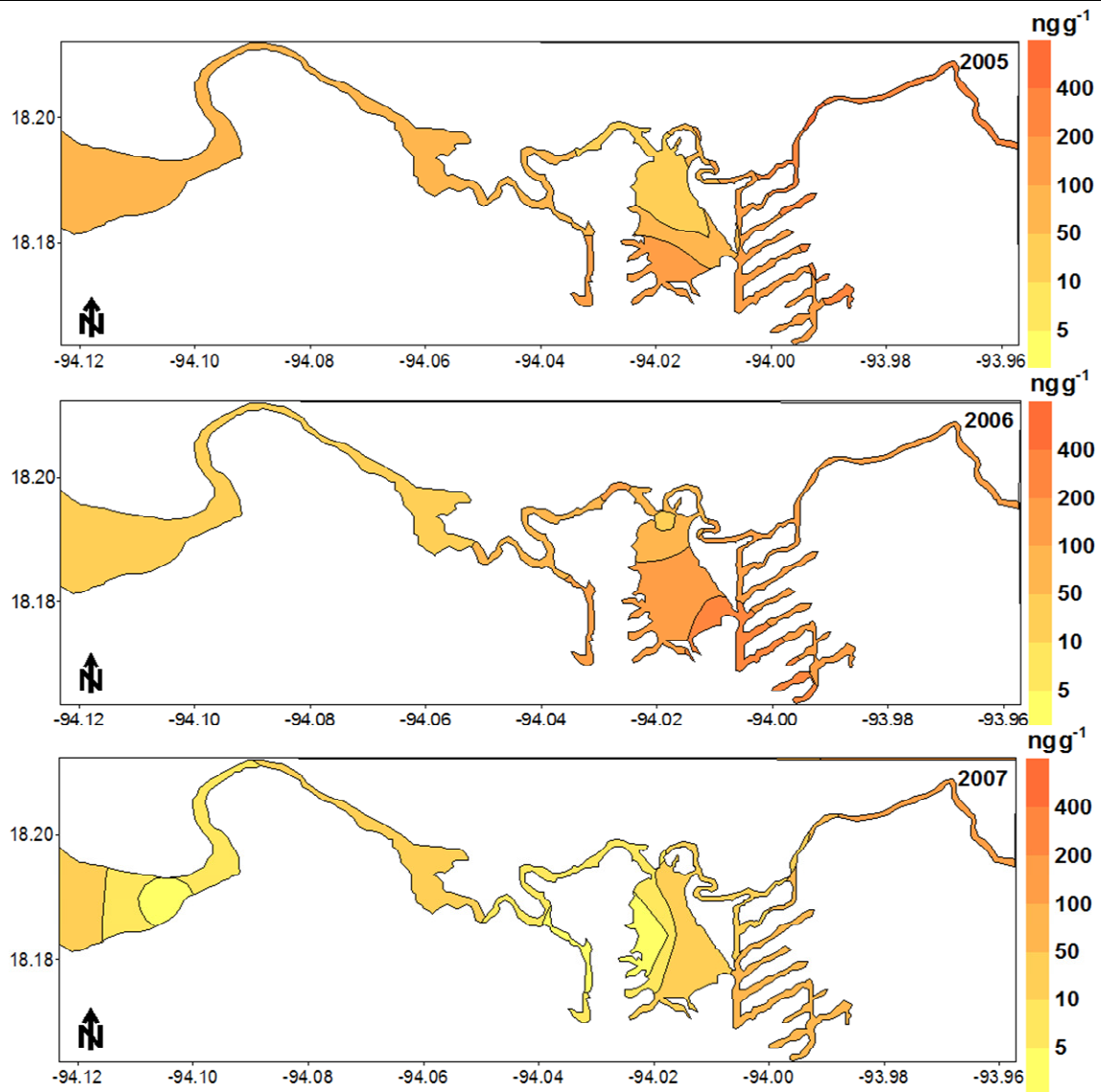


Figura 89. Patrón global espacial y temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 2005 a 2007.

Para el centro de la laguna El Yucateco (estaciones 4 y 9), los niveles más altos de plaguicidas se presentaron en lluvias de septiembre 2004 con 214.7 ng g⁻¹ (E-9) y en secas de marzo 2006 (E-4 con 278.6 ng g⁻¹), disminuyendo a valores <10 ng g⁻¹ en el caso del sitio 4 y <25 ng g⁻¹ para la estación 9 (Figs. 88 y 89). En la sección norte del área de estudio, todavía perteneciente a la laguna como tal (estación 5), se presentó una mayor fluctuación en el contenido sedimentario de POCs, sobresaliendo la concentración obtenida en secas de abril 2001 (140.23 ng g⁻¹) y la de estiaje de marzo 2006 (181.6 ng g⁻¹), con niveles intermedios entre ambas colectas y disminuyendo hacia

finales del estudio; en contraste, la estación 6 ubicada en la misma región norte pero con una mayor influencia marina, presentó concentraciones bajas, $<50 \text{ ngg}^{-1}$ con excepción del registro en las secas de marzo 2006 ya que fue el máximo para este sitio geográfico con 215.42 ngg^{-1} (Figs. 88 y 89).

Las estaciones de colecta restantes (7, 8, 10 y 12) posicionadas en el canal del río Chicozapote con una mayor influencia de la marea y de los aporte provenientes del río Tonalá así como de los terrenos agrícolas adyacentes, mostraron patrones disímiles, por ejemplo, el sitio 7 conocido localmente como "La Cuchupeta", tuvo mayor varibalidad en los niveles de estos hidrocarburos clorados desde 2001 a diciembre 2007, con un máximo de 111.9 ngg^{-1} en secas de marzo 2006 (Figs. 88 y 89); la estación 8, cercana a la anterior, registró un patrón decreciente de 251.5 ngg^{-1} en secas de abril 2004 a 11.3 ngg^{-1} en los nortes de diciembre 2007. Más cerca del caudal del Tonalá, en dirección del mar (E-10), se tuvo el nivel más alto (160.6 ngg^{-1}) durante las lluvias de septiembre 2005, con variaciones hacia 2006 y finalmente una disminución a 3 ngg^{-1} en el registro final; la estación 12, afectada por la dinámica de un cauce mayor como es el Tonalá además de la mezcla con el agua de mar aportada por la marea, mostró un patrón cambiante, en general hacia concentraciones menores, con 54.6 ngg^{-1} en las lluvias 2005 y finalizando con 2 ngg^{-1} en diciembre 2007 (Fig. 89).

Es importante vislumbrar la tendencia numérica en el contenido de POCs para cada uno de los 12 sitios de colecta sedimentaria; en el Cuadro 20 se agruparon los datos a lo largo de las 14 colectas realizadas donde se cuantificaron estos xenobióticos. En las estaciones 2, 5 y 8 a 12, existieron registros en todas las épocas de estudio; en términos generales, las concentraciones mayores se presentaron entre 2004 y 2006, principalmente en las secas de marzo 2006, con un máximo de 599.82 ngg^{-1} en la estación 1 y con un valor semejante estuvo el sitio 11 (489.32 ngg^{-1}), lo cual pone de manifiesto un impacto reciente en esta zona del área de estudio derivado del uso no controlado de estos productos agropecuarios; del mismo modo, en menor grado, el sur del cuerpo lagunar (estaciones 2 y 3) tuvieron los promedios de POCs en el siguiente nivel de riesgo ($60\text{-}77 \text{ ngg}^{-1}$); desafortunadamente, no existen datos de referencia

sedimentaria para la Σ POCs, solamente para algunos de los representantes como ya se ha discutido; las concentraciones menores se observaron en la región de influencia marina, principalmente los sitios 6 y 12 ($<30 \text{ ngg}^{-1}$), con la excepción de la estación 8 cuyos valores fueron semejantes a los de la zona sur lagunar (69.5 ngg^{-1}) (Fig. 89). A pesar de no contar con parámetros de calidad sedimentaria para el global de organoclorados, puede observarse que la magnitud de los niveles del grupo de los 16 agroquímicos, es de tal envergadura que aún sumando los ERM individuales con los que se cuenta (DDTs + dieldrín), lo cual no está respaldado por resultados científicos reportados, las concentraciones más altas reportadas en el Cuadro 20 llegan a ser hasta 10 veces superiores a este "criterio artificial" (estación 1, septiembre 2005), lo cual manifiesta un riesgo importante hacia el bentos y los que se alimentan de esta comunidad.

Cuadro 20. Comportamiento espacio-temporal de los POCs en sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. Valores en ngg^{-1} peso seco. 1996-2007.

Época de Colecta	Estaciones											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Junio 1996	8.00	39.73	0.96	13.37	18.10	4.50	<0.01	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Abril 2001	13.46	18.96	17.31	86.01	140.23	<0.01	66.96	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Agosto 2001	6.85	4.73	<0.01	2.37	19.43	<0.01	43.28	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Mayo 2003	<0.01	0.46	<0.01	<0.01	0.46	12.60	5.60	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Septiembre 2003	9.08	22.97	17.14	24.72	54.69	9.91	32.26	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Junio 2004	40.92	19.35	52.22	118.72	23.69	15.77	66.45	134.40	8.34	N.C.	N.C.	N.C.
Septiembre 2004	254.78	76.81	212.08	105.09	100.30	16.04	34.17	251.45	214.70	N.C.	N.C.	N.C.
Abril 2005	290.36	29.71	80.72	30.32	31.62	45.29	92.22	157.39	31.77	18.84	167.37	N.C.
Septiembre 2005	599.82	60.84	312.31	19.82	61.24	21.43	77.07	10.74	6.14	160.56	283.92	54.62
Marzo 2006	141.78	224.75	358.42	278.57	181.59	215.42	111.87	12.89	24.88	10.29	179.27	2.41
Agosto 2006	92.30	200.68	3.50	3.68	1.78	8.04	13.53	29.72	21.78	90.43	59.43	25.84
Marzo 2007	72.56	98.88	6.64	3.61	11.15	14.12	35.56	10.37	9.03	6.18	489.32	38.76
Agosto 2007	45.84	9.61	1.33	4.18	5.43	0.72	5.63	7.43	4.84	1.90	67.67	9.04
Diciembre 2007	23.39	27.84	15.11	7.36	9.44	6.07	16.92	11.34	24.30	3.00	16.74	2.07
Promedio	114.22	59.67	76.98	49.84	47.08	26.42	42.97	69.53	38.42	41.60	180.53	22.12
Error estándar	44.78	18.89	32.99	20.64	14.99	14.87	9.34	29.82	22.27	23.07	61.81	8.77

N.C. No colectado

Se hizo el análisis de varianza para evaluar las posibles diferencias significativas entre los datos de las diversas colectas realizadas; se obtuvo la formación de dos grupos cercanos, el primero con el mayor número de participantes, conformado por las colectas de junio 1996, lluvias y nortes 2007, secas 2003, lluvias 2001 y 2003, el ciclo 2003 y las últimas colectas de 2007; el otro cúmulo estuvo integrado por las secas de 2001, 2004 y 2007 y las lluvias de 2006; de igual forma, se constituyeron dos pequeños conglomerados, el primero contuvo a las épocas de lluvias de septiembre 2004 y secas de abril 2005, mientras que en el segundo estuvieron las lluvias de 2005 y las secas de 2006 (Fig. 90); este patrón fue confirmado con el análisis de datos, ya que por ejemplo, los valores de POCs de junio 1996 fueron estadísticamente diferentes al ciclo 2004 ($p=0.002-0.04$), a las secas de abril 2005 ($p=0.03$) y a las de 2006 ($p=0.008$); se presentaron dos colectas con el mayor número de diferencias: lluvias de septiembre 2004 y secas de marzo 2006, con 9 y 8 relaciones significativamente distintas ($p<0.05$) (Fig. 90) lo que aporta información del uso temporal de los agroquímicos de forma más intensa en un determinado periodo, particularmente en el año 2006 (Cuadro 20).

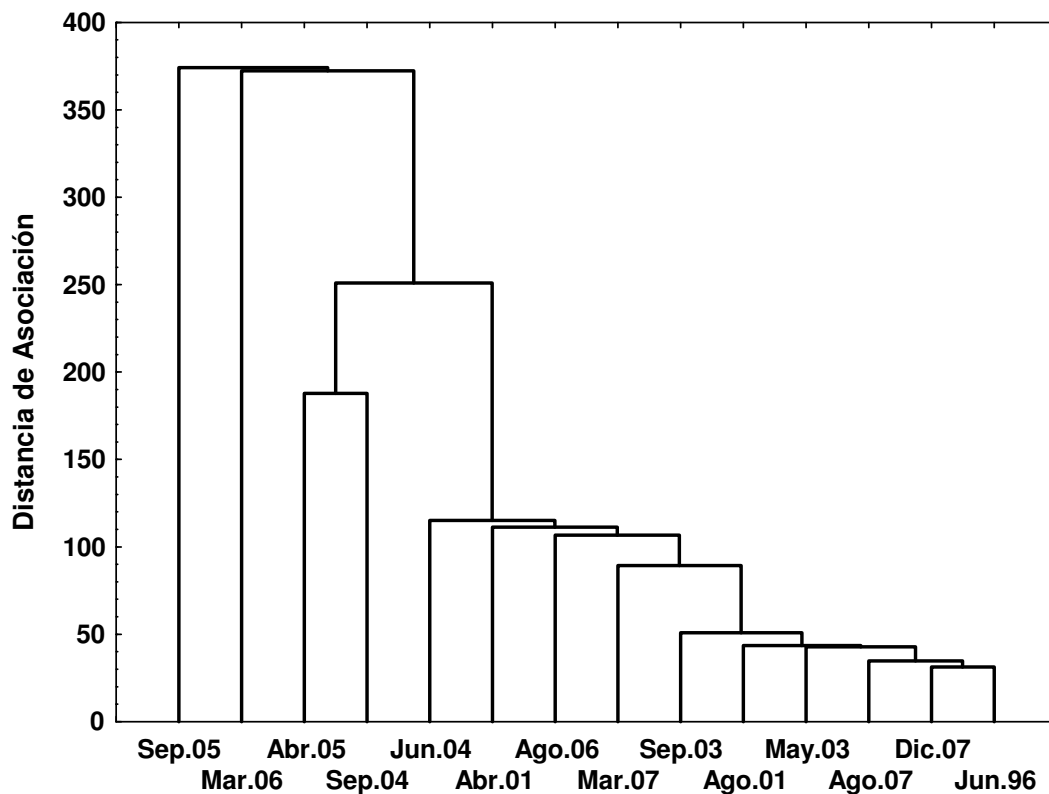


Figura 90. Dendrograma temporal del contenido sedimentario de POCs en la laguna El Yucateco, Tab.

Las diferencias significativas entre los sitios de colecta no presentaron tantos casos como en el patrón temporal; de acuerdo al análisis de varianza, la estación 11 fue distinta a la mayoría de los sitios restantes ($p < 0.05$), excepto a las estaciones 1, 3, 8 y 10 ($p > 0.05$); este comportamiento se observa en la Figura 91, se conformaron grupos de pocos miembros, con la mayor asociación entre los sitios 4, 8 y 9 y entre el cúmulo 5-6; en gran medida, se separaron las estaciones 1 y 11 de las demás, la 3 también presentó una distancia de asociación grande al igual que el sitio 2. Es de hacer notar, la semejanza estadística entre los puntos del centro de la laguna (4 y 9) con el sitio 8 localizado sobre el canal del Chicozapote y una mayor influencia marina, por lo que debe considerarse de suma importancia el aporte de estos compuestos persistentes en relación a los demás factores, tanto ambientales como geoquímicos.

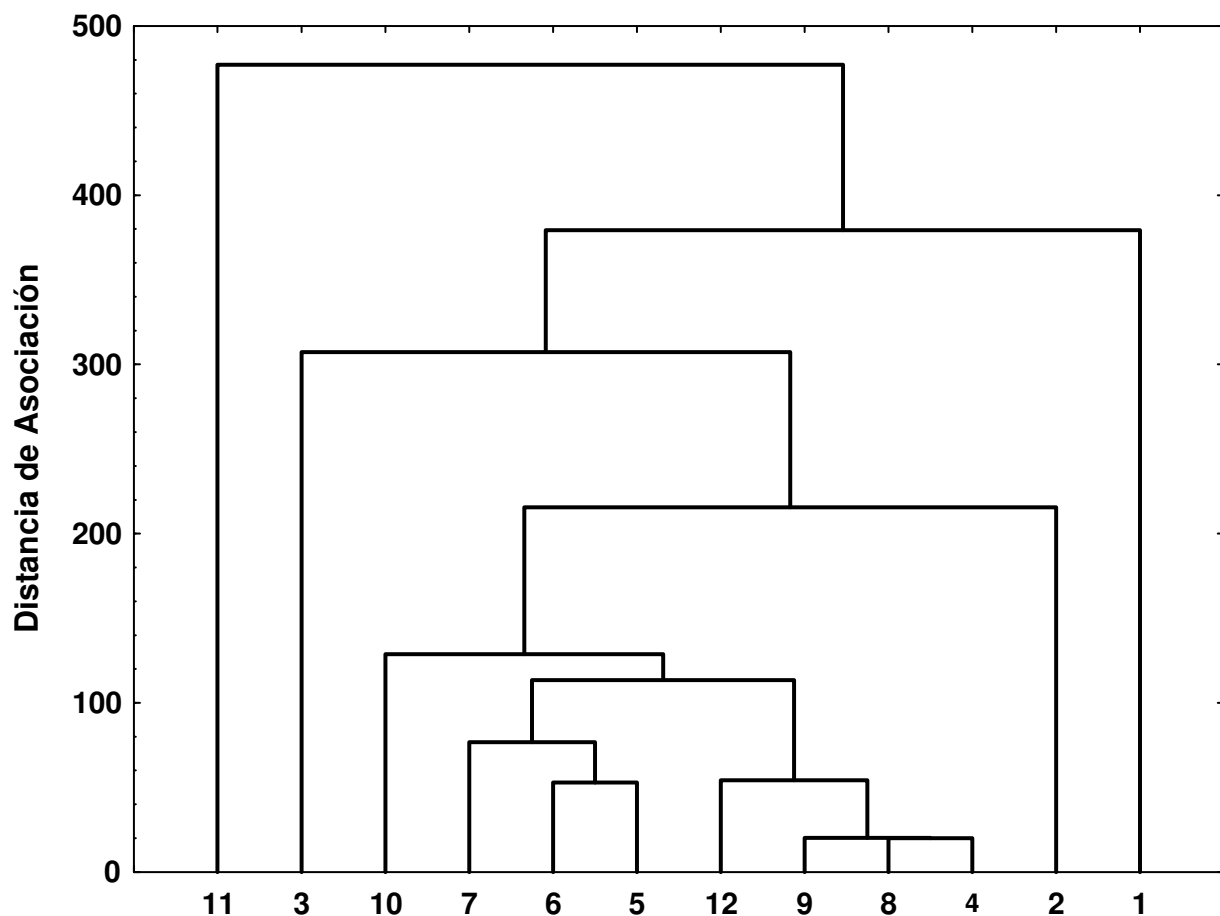


Figura 91. Dendrograma espacial del contenido sedimentario de POCs en la laguna El Yucateco, Tab.

Se evaluaron las relaciones con las variables geoquímicas; con el tamaño de partícula sedimentaria no se obtuvieron correlaciones significativas ($p < 0.05$), mientras que con la materia orgánica, los plaguicidas clorados registrados en los sedimentos evaluados de 2005 y secas y lluvias de 2007, resultaron afines proporcionalmente, sobre todo durante la colecta de lluvias en agosto de este último año ($r = 0.9771$, $p = 1.0E-07$) (Fig. 92); las estaciones 1 y 11 mantuvieron su comportamiento de niveles altos en el periodo evaluado, en contraste con el sitio 6 que invariablemente fue bajo. Con el carbono isotópico ($\delta^{13}C$) se presentaron relaciones inversas significativas en 2006 y 2007, lo que confirma el mayor impacto que tienen los aportes de estos xenobióticos sobre la acumulación de los mismos en ecosistemas costeros con incidencia de actividades agropecuarias constantes como es el caso del Yucateco (Fig. 93).

Se hizo el análisis de correlación entre las tres familias de plaguicidas organoclorados y los dos grupos de COPs evaluados en los sedimentos lagunares del Yucateco descritos anteriormente; con los hidrocarburos aromáticos policíclicos se obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson significativo para los datos obtenidos en las colectas de abril 2001 ($r = 0.7592$, $p = 0.05$), el ciclo 2005 (abril $r = 0.9148$, $p = 8E-05$; septiembre $r = 0.7979$, $p = 0.02$), marzo 2007 ($r = 0.9338$, $p = 9E-06$) y agosto del mismo año ($r = 0.8857$, $p = 3E-04$) (Fig. 94). Con los bifenilos policlorados, se presentaron menos casos, específicamente tres, lluvias de septiembre 2004 ($r = 0.7467$, $p = 0.02$), lluvias de agosto 2007 ($r = 0.7979$, $p = 0.002$) y nortes en diciembre del mismo año ($r = 0.7416$, $p = 0.006$). De estos datos, se manifiesta una relación más estrecha entre los HAPs y los plaguicidas cuantificados, por lo que probablemente los aportes de ambos contaminantes ocurrieron de forma simultánea, en el caso de los HAPs mayoritariamente pirolíticos, el transporte atmosférico es el mecanismo principal para alcanzar la laguna, mientras que para los POCs los escurrimientos desde las tierras de cultivo y a partir de las áreas ganaderas adyacentes, son el medio principal para llegar al área de estudio.

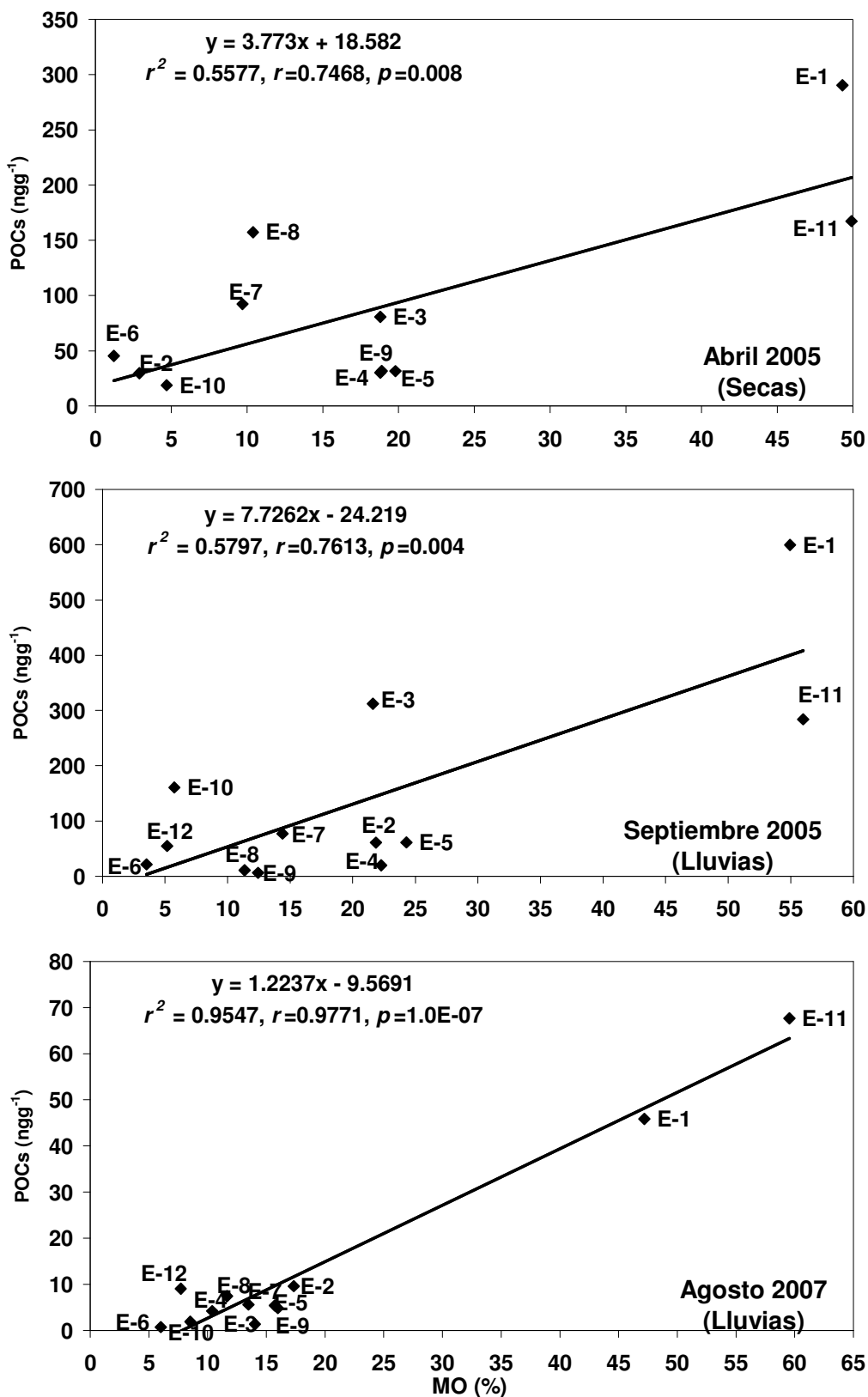


Figura 92. Correlaciones significativas entre la materia orgánica y los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

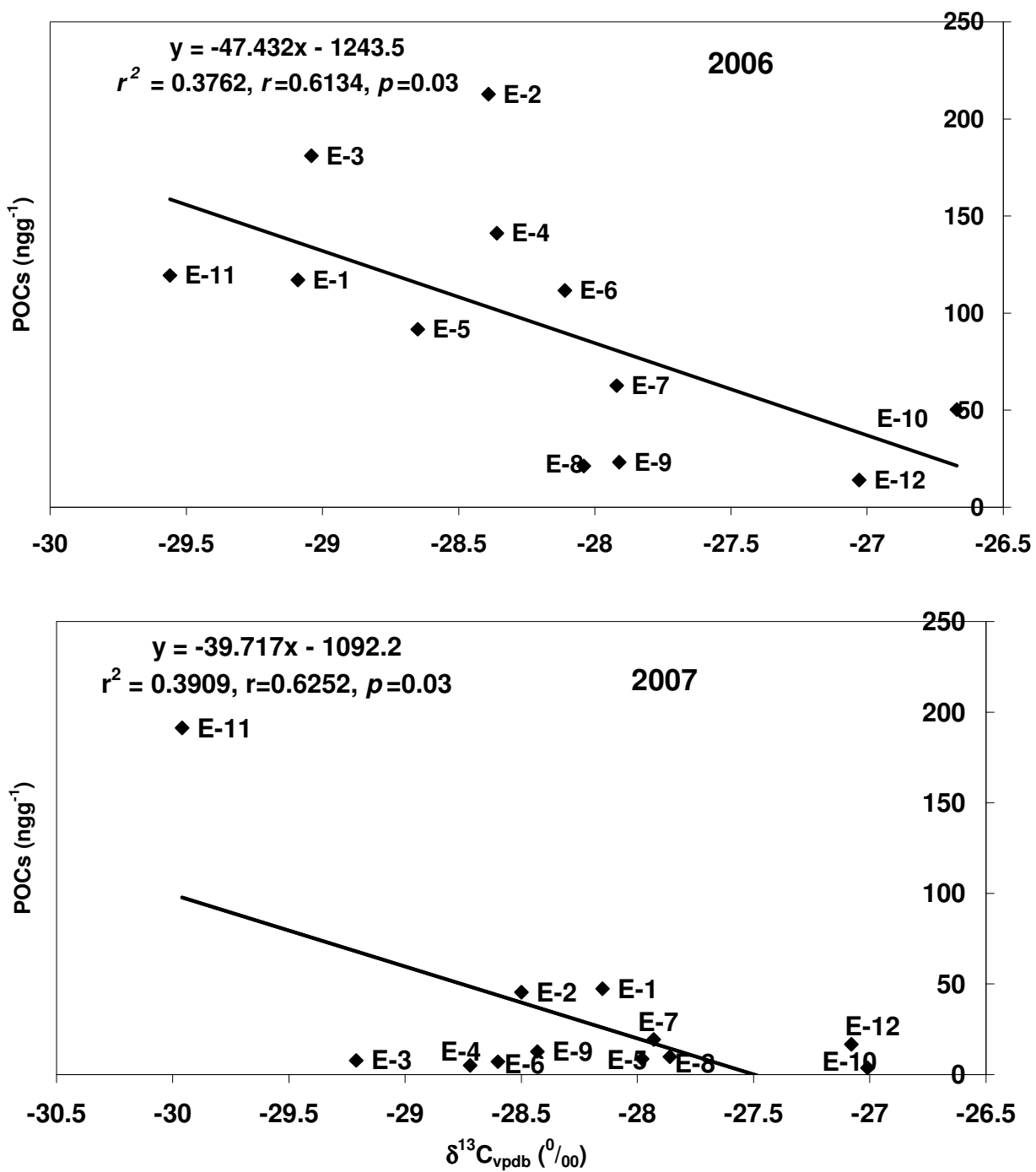


Figura 93. Relaciones estadísticas significativas entre el carbono isotópico y los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

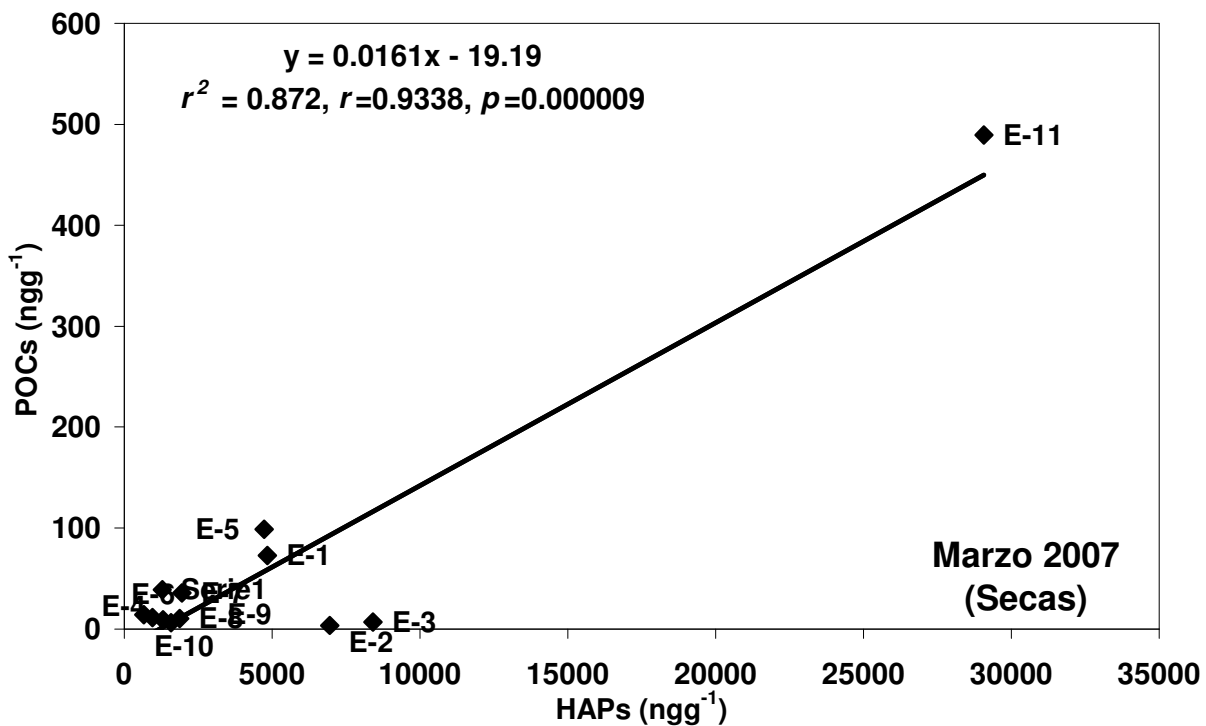
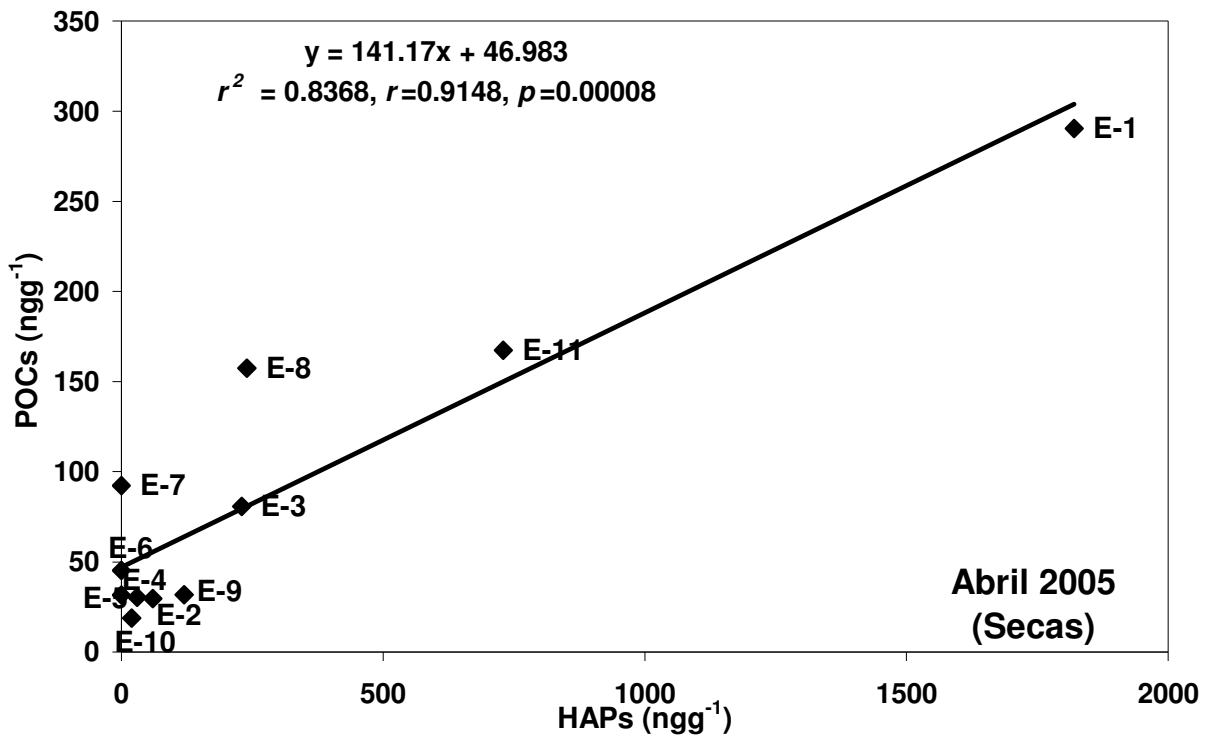


Figura 94. Correlaciones significativas entre los HAPs y los POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab.

Para poder evaluar el impacto que ha tenido el uso de los agroquímicos determinados en este estudio, se utilizaron tasas o proporciones entre los compuestos originales y sus productos de transformación o degradación (Cuadro 21). Los datos obtenidos de organoclorados aportan información sobre la temporalidad de la aplicación o el uso de estos plaguicidas en la región y las áreas adyacentes a la misma; de los pocos registros sobre una utilización reciente, está el grupo del DDT, ya que en la colecta de secas de junio 2004 los valores manifestaron este esquema, el cual volvió a presentarse en lluvias de septiembre 2005 y secas de marzo 2006, evidenciando la aplicación de este insecticida en el área de estudio, a pesar de las restricciones nacionales existentes para este plaguicida, donde solamente el sector salud estaba autorizado para aspersarlo como medida de prevención de paludismo y dengue en las campañas sanitarias; todavía se detectó un índice reciente en los sedimentos analizados en las lluvias de 2007 (Cuadro 22).

Cuadro 21. Índices de los POCs para determinar la antigüedad de su uso y/o aplicación en el ambiente.

Índice de antigüedad de aplicación	Valor	Antigüedad
Lindano o gamma-HCH/ Σ isómeros α β δ	>1	Uso reciente de Lindano
Lindano o gamma-HCH/ Σ isómeros α β δ	<1	Residuo antiguo de Lindano
p,p' -DDT/ p,p' -DDE+ p,p' DDD	>1	Uso reciente de p,p' -DDT
p,p' -DDT/ p,p' -DDE+ p,p' DDD	<1	Residuo antiguo de p,p' -DDT
Heptacloro/Epóxido de Heptacloro	>1	Uso reciente de Heptacloro
Heptacloro/Epóxido de Heptacloro	<1	Residuo antiguo de Heptacloro
Aldrín/Dieldrín	>1	Uso reciente de Aldrín
Aldrín/Dieldrín	<1	Residuo antiguo de Aldrín
Endrín/Endrín aldehído	>1	Uso reciente de Endrín
Endrín/Endrín aldehído	<1	Residuo antiguo de Endrín
Endosulfán Técnico (I o α + II o β)/ Sulfato de Endosulfán	>1	Uso reciente de Endosulfán Técnico (isómeros α , β)
Endosulfán Técnico (I o α + II o β)/ Sulfato de Endosulfán	<1	Residuos antiguo de Endosulfán Técnico (isómeros α , β)

Cuadro 22. Índices de antigüedad del uso y/o aplicación de los POCs más comunes registrados en los sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab.

Colecta	Lindano o gamma-HCH/Isómeros α β δ	p,p' -DDT/ $\Sigma p,p'$ -DDE, p,p' -DDD	Heptacloro/Epóxido de Heptacloro	Aldrin/Dieldrin	Endrin/Endrin aldehído	Endosulfán Técnico($\alpha+\beta$)/Sulfato de Endosulfán
Junio 1996	N.C.	N.C.	183.4 R	N.C.	N.C.	R (trazas isómero β)
Abril 2001	N.C.	N.C.	0.02 A	N.C.	N.C.	R (trazas isómero β)
Agosto 2001	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Mayo 2003	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Septiembre 2003	0.09 A	N.C.	0.001 A	N.C.	N.C.	N.C.
Junio 2004	0.06 A	1.05 R	0.55 A	1.03R	0.61A	0.81A
Septiembre 2004	0.42 A	N.C.	11.99 R	N.C.	N.C.	N.C.
Abril 2005	0.19 A	0.40 A	0.10 A	1.72R	1.03R	1.23R
Septiembre 2005	0.01 A	1.48 R	0.09 A	0.71A	0.91A	0.19A
Marzo 2006	0.41 A	3.31 R	1.27 R	8.84R	4.90R	0.51A
Agosto 2006	0.12 A	0.69 A	0.64 A	3.80R	3.79R	0.07A
Marzo 2007	0.06 A	N.C.	0.05 A	N.C.	0.72A	0.01A
Agosto 2007	0.21 A	2.22 R	0.52 A	0.50A	2.41R	2.86R
Diciembre 2007	0.08 A	0.05 A	1.37 R	98.10R	A (trazas endrin aldehído)	R (registro de endosulfán técnico)

N.C. no calculado, niveles <0.01 ngg⁻¹; A residuo antiguo; R uso reciente

Los residuos de DDT pueden biodegradarse a DDE mediante el proceso oxidativo de la deshidroclorinación, y a DDD vía la dechlorinación reductiva; se puede mantener alta la contribución del DDT por un aporte continuo de DDT nuevo; si este aporte reciente no existe, la proporción de DDT se irá reduciendo y la concentración de los metabolitos o productos de transformación se incrementará gradualmente, de ahí que sea útil calcular las proporciones DDT/DDD+DDE y DDD/DDE para conocer el grado de descomposición del DDT y el ambiente en el que ocurrió y poder identificar aportes nuevos de este insecticida (Lee *et al.*, 2001; Luo *et al.*, 2004). En los sedimentos del Yucateco, se observó que en agosto 2006 la tasa DDD/DDE fue de 8.57, la más alta de todas las colectas, lo cual es indicativo de un ambiente fuertemente anaeróbico respecto a la misma proporción estimada para los muestreos que tuvieron registros de estos plaguicidas (0.94-2.08) (Luo *et al.*, 2004) y concuerda con el derrame accidental de hidrocarburos ocurrido en esa fecha y discutido en el apartado de HAPs.

Para el heptacloro, de la familia ciclodiénica, el primer registro en secas de junio 1996, mostró la evidencia de una aplicación reciente de este compuesto, lo cual se volvió a registrar para las lluvias en septiembre 2004, en las secas de marzo 2006 y en los nortes de diciembre 2007; por este comportamiento se observa la existencia de un periodo de ocho años sin uso de heptacloro (>1996 hasta 2004), a partir del cual se volvió cíclico, probablemente por el tipo de cultivos que dominan el campo del sureste mexicano.

El grupo del aldrín, también conocido genéricamente como "drines", se dividió en dos indicadores, aldrín/dieldrín y endrín/endrín aldehído; el aldrín se adsorbe fuertemente a los sedimentos y permanece intacto por periodos largos en el ambiente acuático; sin embargo, la luz solar y las bacterias transforman al aldrín en dieldrín, el cual se degrada lentamente en los sedimentos (ATSDR, 2002); en este estudio, se pudo estimar la proporción aldrín/dieldrín en el 50% de las colectas realizadas ya que en las restantes se detectó únicamente aldrín (Cuadros 19 y 22); la mayoría de los datos de este índice fueron del tipo de aplicación reciente y solamente en los muestreos de lluvias 2005 y 2007 presentó valores <1 correspondiendo a residuos antiguos. Este comportamiento refleja tanto el uso ilegal de este plaguicida ya que está clasificado como prohibido (CICOPLAFEST, 2004), como la persistencia del compuesto original ya que a pesar de la degradación fotolítica, los niveles de aldrín y dieldrín obtenidos en este trabajo, indicaron una tasa de degradación baja en la matriz sedimentaria de estos xenobióticos.

El otro indicador de los "drines", la proporción endrín/endrín aldehído, mostró ocho registros incluyendo el de diciembre 2007 que tuvo un valor numérico de cero lo que significó solamente la detección de endrín aldehído; el 50% de los índices estimados fueron del tipo de aplicación reciente y el porcentaje restante evidenció residuos históricos de estos ciclodiénicos (Cuadro 22). El endrín por fotodegradación se transforma en endrín aldehído y endrín cetona; cuando ingresa a los ecosistemas acuáticos, se adsorbe fuertemente a los sedimentos y se concentra en ellos; si se obtienen niveles mayores de endrín que de sus productos de degradación, significa una introducción reciente de este plaguicida al medio natural (ATSDR, 1996).

La familia del endosulfán presentó índices antiguos, excepto en los datos de secas 2004 y las dos últimas colectas de lluvias y nortes de 2007; este plaguicida ha sustituido al *p,p'*-DDT por tener menor costo y estar autorizado para su uso en cultivos específicos como caña de azúcar, frijol, maíz, ornamentales, piña, tabaco, entre otros (CICOPLAFEST, 2004) (Cuadro 22). Sin embargo, los resultados de este estudio no muestran esta tendencia ya que, de forma global, la concentración promedio del DDT fue mayor que la del endosulfán (3.24 vs 0.82 ngg⁻¹, Cuadro 19).

El patrón de la antigüedad del uso de los POCs varió en las diferentes épocas de estudio; los indicadores de aplicación reciente señalan en el último registro de lluvias y nortes de 2007, la presencia de *p,p'*-DDT y lindano (gamma-HCH) en el sitio 11 (zona de canales), de heptacloro en las estaciones 2 y 4 (centro-sur lagunar) y de aldrín en los puntos 4, 5 y 8 (centro-norte y canal del Chicozapote) (Cuadro 22); los primeros compuestos mencionados están restringidos en nuestro país, mientras que el heptacloro no cuenta con registro nacional por lo que su uso no está autorizado y el aldrín está prohibido por la normatividad mexicana (CICOPLAFEST, 2004).

El gobierno federal en 2007 publicó el Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo (PNI) donde se incluye la situación de los plaguicidas en México y el inventario de los mismos; en este sentido, en el marco del convenio internacional mencionado se prevé la eliminación de diversos POCs como aldrín, DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, clordano, mirex, toxafeno y otros, señalando que cada país miembro (México es uno de ellos) adoptará las medidas necesarias para reglamentar la producción y el uso de nuevos plaguicidas (SEMARNAT, 2007). En el Diario Oficial de la Federación (DOF) de enero 1991, en nuestro país se prohibió la importación, fabricación, formulación, comercialización y uso de aldrín, dieldrín, endrín y mirex; el heptacloro, toxafeno y hexaclorobenceno (HCB) no han sido registrados; el DDT hasta fechas recientes estaba permitido para campañas sanitarias para el control de la transmisión del paludismo o malaria, ya que el uso agrícola se suspendió hace más de una década; sin embargo, en el marco de los Planes de Acción Regional para América del Norte (PARAN) 1995-2000 sobre este plaguicida, desarrollados en el contexto del

Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte (ACAAN), la Secretaría de Salud tomó la decisión de suspender su uso con fines sanitarios; posteriormente el gobierno mexicano junto con otros países de Centroamérica, integraron el proyecto "Programa Regional de Acción y Demostración de Alternativas Sostenibles para el Control de Vectores de la Malaria sin el Uso de DDT en México y Centroamérica" (SSA-CCA-OPS-GEFPNUMA) 2001-2005, que promovió la eliminación de sus reservas de DDT.

El inventario nacional que se ha realizado hasta el momento cuenta con información sobre los POCs, DDT, lindano, clordano y heptacloro; el primero se encuentra distribuido ampliamente por el país bajo control del sector salud y en proceso de eliminación; el segundo está reportado para el área de viveros en el Distrito Federal en la delegación Coyoacán y los dos últimos se localizan en Veracruz, en el municipio de Ángel R. Cabada en una empresa comercializadora (SEMARNAT, 2007).

En México, en el catálogo oficial de plaguicidas, emitido por la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST) de 2004, de la familia de los HCHs o alicíclicos, el isómero gamma o lindano tiene un *status* de restringido, ésto es, en el sector agrícola para el tratamiento de las semillas de siembra en los cultivos de avena, cebada, maíz, sorgo y trigo; en el área industrial, para las fábricas formuladoras de plaguicidas agrícolas, en el rubro pecuario para el control de ácaros, insectos, arácnidos en bovinos, equinos, ovinos, caprinos, cánidos y conejos, así como en instalaciones pecuarias; en el aspecto urbano, para usarlo en campañas sanitarias de salud pública (CICOPLAFEST, 2004). Es importante mencionar que los usos agrícolas de este plaguicida se han discontinuado en la mayoría de los países, debido al riesgo de contaminación ambiental y de los alimentos con alfa-HCH y beta-HCH; con el fin de minimizar este riesgo y debido a que presenta menor persistencia, debe ser utilizado el lindano de alta pureza (> 99 % de gamma-HCH) (ECO/OPS/OMS, 1995a). Sin embargo, el costo más elevado de este tipo de lindano, asociado a la purificación del compuesto activo (gamma-HCH), limita su uso en el campo mexicano, aún cuando la efectividad de

combatir la plaga sea mayor (Leyva-Cardoso, 2003). Está considerado como altamente tóxico (categoría II) y su exposición crónica ha reportado daños a la salud como afectación al sistema nervioso central, hígado, riñones, páncreas, testículos, mucosa nasal en animales y posible daño reproductivo; además, el grupo de los HCH se clasifica dentro del grupo 2B de la IARC como un posible carcinógeno para humanos (IARC, 2011).

En el mismo catálogo nacional, ha sido documentada la restricción del uso del *p,p'*-DDT, plaguicida encontrado recientemente en los sedimentos del ecosistema del Yucateco, para uso exclusivo en programas de salud pública; cabe señalar que esta clasificación fue publicada en 1991 en el Diario Oficial de la Federación, por lo tanto, fue en ese año cuando oficialmente quedó prohibido su uso en la agricultura (CCA, 2001). En el catálogo mencionado, se especifica que debido a su riesgo alto para la salud humana, su elevada persistencia y sus propiedades de bioacumulación, el *p,p'*-DDT sólo podrá ser utilizado por las dependencias del ejecutivo en campañas sanitarias; sin embargo, existe un esfuerzo federal encaminado a su eliminación total y su sustitución por sustancias o procesos de menor impacto ambiental (CCA, 2000; SEMARNAT, 2007). La detección reciente del compuesto original significa una aplicación de este insecticida en el combate de los mosquitos vectores del paludismo, tanto en el área de estudio como en su zona de influencia, dadas las condiciones óptimas para la reproducción del insecto, como son la abundante vegetación de manglar, humedad y elevada temperatura ambiental (CCA, 2001); sin embargo, no se descarta su uso ilegal en la agricultura, así como el tiempo de vida media del DDT en suelo, el cual ha sido estimado en aproximadamente 10 años (CICOPLAFEST, 2004). Este aromático se ha clasificado como altamente tóxico y la exposición crónica a él afecta el sistema nervioso central, hígado, riñones y sistema inmune; respecto a su potencial carcinogénico, se encuentra ubicado en la categoría 2B, tipificado como un posible cancerígeno (IARC, 2011).

De la familia ciclodiénica, la más grande contemplada en este estudio, el grupo de los "drines" integrado por aldrín, dieldrín, endrín y su aldehído, se caracterizan por ser

altamente lipofílicos y persistentes (Cremlyn, 1989) y con mayor toxicidad aguda para los mamíferos que el DDT (Repetto *et al.*, 1995); además, desde 1991 están prohibidos en nuestro país (CICOPLAFEST, 2004). Anteriormente, el endrín se utilizaba para combatir insectos agrícolas (Restrepo y Franco, 1988), por lo que no se descarta su aplicación ilegal así como del aldrín en las áreas de cultivo aledañas al área de estudio y su zona de influencia; se ha reportado la aplicación de este ciclodiénico en huertos de cocoteros y de ahí llegar a las áreas costeras cercanas, como en el caso del Yucateco (Kuranchie-Mensah *et al.*, 2012).

De este mismo grupo, se ha reportado el uso del heptacloro en algunos cultivos de importancia nacional, como maíz, sorgo, algodón, melón, pepino, chile y jitomate (Restrepo y Franco, 1988); en contraste, la normatividad de nuestro país señala que tiene un categoría de no autorizado (CICOPLAFEST, 2004). De acuerdo a los resultados obtenidos desde 1996, se encontró que se sigue utilizando en las regiones agrícolas cercanas a la laguna. Otro integrante de este tipo de plaguicidas, el endosulfán, es un insecticida-acaricida autorizado para uso agrícola, que se puede aplicar como concentrado emulsionable, polvo o polvo humectable en el follaje de melón, chile, jitomate, maíz, pepino, sandía, algodón, alfalfa, fresa, vid, entre otros; cabe mencionar que está restringido en campañas oficiales en cafeto, está clasificado a nivel nacional como altamente tóxico para mamíferos y se han reportado efectos teratogénicos en hígado y riñón de humanos (CICOPLAFEST, 2004). Sin embargo, en la actualidad su uso ha sido suspendido o restringido (hasta 1986) en países como Argentina, Dinamarca, Filipinas, Finlandia, Hungría, Noruega, Brasil, Portugal, Yugoslavia y Singapur (Arias *et al.*, 1990); es altamente tóxico para algunas especies acuáticas, particularmente se ha reportado que el isómero I o α del endosulfán técnico lo es para peces (ECO/OPS/OMS, 1995b; CICOPLAFEST, 2004; Weber *et al.*, 2010); en general, el mayor producto de degradación del endosulfán técnico encontrado en los registros ambientales es el sulfato de endosulfán como resultado del proceso de oxidación; en los sistemas acuáticos también ocurre una hidrólisis dando endosulfán diol el cual puede degradarse a endosulfán éter, endosulfán α -hidroxiéter o endosulfán lactona (Walse *et al.*, 2003). En este estudio, en la mayoría de las colectas, la

concentración del sulfato de endosulfán fue más alta que los isómeros del endosulfán técnico, lo que indica una tasa de degradación alta de los componentes de la mezcla técnica y una mayor persistencia de la forma sulfato (Cuadro 22) (Weber *et al.*, 2010; Kuranchie-Mensah *et al.*, 2012).

Actualmente no se cuenta con información suficiente en humanos, de los compuestos organoclorados restantes respecto a sus posibles características carcinogénicas; algunos de ellos están clasificados en el grupo 3 de la IARC como es el caso del aldrín, dieldrín y endrín, ya que hasta el momento la evidencia en el hombre se considera inadecuada y es limitada para animales de laboratorio (IARC, 2011), de ahí la importancia de tener referencias ambientales para las matrices ecológicas de gran importancia dentro de los ecosistemas costeros y evaluar la alteración subletal que puede darse derivada del contenido de estos xenobióticos en el compartimento sedimentario, ya que esta matriz es una fuente secundaria de contaminantes persistentes.

Los sedimentos pueden tener alteraciones por actividades humanas como el dragado, y debido a eventos naturales como los huracanes, dando como consecuencia una removilización de COPs acumulados en épocas pasadas. Venkatesan *et al.* (2010) encontraron que los DDTs de los sedimentos de la Bahía de Santa Monica, EUA provenían principalmente de los depósitos históricos anteriores a 1971 y no documentaron evidencia que señalara algún ingreso ilegal de desechos de la fabricación de DDT en esa área. Se ha observado en diversos estudios, que los niveles residuales sedimentarios de los DDTs y de dieldrín pueden permanecer constantes por periodos de aproximadamente veinte años (Carvalho *et al.*, 2009).

IV.5.3 Núcleos Sedimentarios

Con la finalidad de interpretar la distribución espacio-temporal de los POCs en la laguna El Yucateco, se analizaron dos núcleos de sedimentos colectados en la época de secas en abril 2005, identificados como 05-E5 y 05-E7 ya que fueron obtenidos en las inmediaciones de las estaciones 5 y 7 localizadas en el norte del cuerpo lagunar y en el

caudal del río Chicozapote en dirección del mar, respectivamente. La primera columna sedimentaria constó de cinco estratos y la segunda de siete, con un periodo aproximado entre 1963 y 2005, de acuerdo a la tasa de sedimentación reportada para la laguna Mecoacán, Tabasco de 1.5 cm año^{-1} por Galavíz-Solís y colaboradores (1987).

En el Cuadro 23, para el núcleo 05-E5, se presentan las concentraciones de los 16 plaguicidas clorados cuantificados, así como su Σ POCs en cada estrato, el promedio del núcleo, el de cada compuesto detectado y de las tres familias químicas evaluadas. La concentración promedio fue de $56.30 \pm 32.68 \text{ ngg}^{-1}$, mostró un patrón unimodal con la concentración máxima del grupo completo de POCs en el estrato 4 correspondiente al periodo 1981-1987 (180.45 ngg^{-1}); es de notar la presencia de aldrín en todas las capas de la columna sedimentaria, así como la detección de *p,p'*-DDT en la más profunda (1975-1981), por lo que el fenómeno de migración vertical ha estado ocurriendo, al igual que en otros ecosistemas reportados, lo que explica una mayor concentración de estos compuestos hidrofóbicos en las capas más profundas de los sedimentos, favoreciendo su permanencia en los ecosistemas costeros y su posible movilización hacia arriba cuando se presentan eventos meteorológicos extremos que alteran la columna de agua y el fondo de estos sistemas (Boonyatumanond *et al.*, 2007; Gong *et al.*, 2007; Ruus *et al.*, 2010).

Al considerar los criterios de calidad sedimentaria internacionales, se obtuvo que en el núcleo 05-E5 los registros de lindano (γ -HCH) y *p,p'*-DDT en los estratos 1981-1987 y 1975-1981, respectivamente, fueron mayores a la concentración de efectos probables (PEL) en el caso del HCH ($0.99 \text{ vs } 3.52 \text{ ngg}^{-1}$) y al valor de probabilidad media de daño bentónico (ERM) para el aromático ($7.0 \text{ vs } 18.13 \text{ ngg}^{-1}$) (Cuadro 23), lo cual pone de manifiesto el riesgo que existe para la comunidad del bentos que tiene capacidad migratoria, excavadora y que contribuye al proceso de degradación de la materia orgánica sedimentaria acumulada, por lo que también puede estar involucrada en la movilidad de estos xenobióticos.

Cuadro 23. Plaguicidas organoclorados en el núcleo sedimentario 05-E5 de la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005. Valores en ngg⁻¹ peso seco.

Familia Química	Compuesto	2005-1999	1999-1993	1993-1987	1987-1981	1981-1975	Promedio por compuesto ± error estándar	*TEL	**ERL	*PEL	**ERM	Promedio por familia química ± error estándar
								o				
Alcíclicos	Alfa-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	0.18 ± 0.18
	Beta-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Gamma-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	3.52	<0.01	0.70 ± 0.70	0.32	N.R.	0.99	N.R.	
	Delta-HCH	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
Aromáticos	p,p'-DDT	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	18.13	3.63 ± 3.63	1.19	1.00	4.77	7.00	1.21 ± 1.21
	p,p'-DDD	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.22	2.00	7.81	20.00	
	p,p'-DDE	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2.07	2.20	374	27.00	
Ciclodienicos	Heptacloro	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	5.77 ± 4.00
	Epóxido de heptacloro	<0.01	<0.01	<0.01	2.60	1.09	0.74 ± 0.51	N.R.	N.R.	2.74	N.R.	
	Aldrín	4.69	2.67	36.22	174.33	38.25	51.23 ± 31.68	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Dieldrín	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.72	0.02	4.3	8.00	
	Endrín	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Endrín aldehído	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Endosulfán I	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Endosulfán II	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
Sulfato de endosulfán	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.		
ΣPOCs	4.69	2.67	36.22	180.45	57.47	56.3 ± 32.68						

En el Cuadro 24 se presentan los resultados de los organoclorados en el núcleo 05-E7, obtenido en la zona conocida como "La Cuchupeta", con características ambientales diferentes, ya que tiene una influencia mareal permanente, así como escurrimientos de los cultivos de cocoteros y frutales (mango, cítricos) adyacentes. La magnitud de los POCs fue mayor que el núcleo anterior, con un promedio de 152.34 ± 50.44 ngg⁻¹ (Fig. 95), con una concentración máxima de 316.75 ngg⁻¹ en la capa 3 correspondiente a 1987-1993 y con un valor similar se presentó el estrato siguiente de 1981-1987 con 300.8 ngg⁻¹. Es interesante observar el perfil molecular presente en estos estratos con los niveles altos; ambos tuvieron concentraciones importantes de gamma-HCH o

lindano y *p,p'*-DDT, una diferencia que hay que señalar fue que en el estrato 4 de 1981-1987, se registró *p,p'*-DDE y en las capas siguientes, las más antiguas, ya no hubo detección del compuesto original, por lo que se asume ocurrió una degradación completa, posiblemente debido a la comunidad microbiana; un comportamiento similar se observó con el lindano y sus isómeros, detectándose solamente el residuo persistente de la mezcla técnica, los isómeros α y β ; en la fabricación del hexaclorociclohexano (HCH), se obtiene la mezcla técnica compuesta por alfa-HCH con 65-70%, gamma-HCH con 14-15% (tiene la mayor actividad tóxica y letal), beta-HCH (7-10%) y delta-HCH (7%), siendo el isómero β el más persistente y lipofílico (ECO/OPS/OMS, 1995a; Li *et al.*, 1998; de Mora *et al.*, 2004).

Cuadro 24. Plaguicidas organoclorados en el núcleo sedimentario 05-E7 de la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005. Valores en ngg^{-1} peso seco.

FAMILIA QUÍMICA	COMPUESTO	2005-1999	1999-1993	1993-1987	1987-1981	1981-1975	1975-1969	1969-1963	Promedio por compuesto \pm error estándar	*TEL	**ERL	*PEL	**ERM	Promedio por familia química \pm error estándar
										ISQG				
Alcíclicos	Alfa-HCH	8.54	12.12	13.69	4.84	5.57	12.80	5.47	9.00 \pm 1.45	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Beta-HCH	68.49	102.48	134.24	40.46	7.54	<0.01	<0.01	50.46 \pm 20.17	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	18.83 \pm
	Gamma-HCH	4.44	6.59	10.85	61.95	<0.01	<0.01	<0.01	11.98 \pm 8.47	0.32	N.R.	0.99	N.R.	6.29
	Delta-HCH	2.46	9.65	13.21	<0.01	1.84	<0.01	<0.01	3.88 \pm 2.02	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
Aromáticos	<i>p,p'</i> -DDT	12.50	15.23	23.92	21.73	6.54	<0.01	<0.01	11.42 \pm 3.66	1.19	1.00	4.77	7.00	
	<i>p,p'</i> -DDD	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.22	2.00	7.81	20.00	4.05 \pm 1.66
	<i>p,p'</i> -DDE	<0.01	<0.01	<0.01	5.21	<0.01	<0.01	<0.01	0.74 \pm 0.74	2.07	2.20	374	27.00	
Ciclodienicos	Heptacloro	2.25	17.09	2.98	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	3.20 \pm 2.36	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Epóxido de heptacloro	12.82	4.23	7.18	<0.01	3.04	7.25	6.29	5.83 \pm 1.52	N.R.	N.R.	2.74	N.R.	
	Aldrín	4.99	18.73	11.03	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	4.97 \pm 2.78	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Dieldrín	2.65	<0.01	1.91	<0.01	<0.01	<0.01	1.84	0.91 \pm 0.44	0.72	0.02	4.3	8.00	
	Endrín	17.23	8.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.80	3.72 \pm 2.51	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	7.21 \pm 2.92
	Endrín aldehído	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Endosulfán I	2.85	3.31	6.70	3.41	<0.01	<0.01	<0.01	2.32 \pm 0.95	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Endosulfán II	2.49	<0.01	7.90	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.48 \pm 1.13	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
	Sulfato de endosulfán	27.43	23.18	83.14	163.20	<0.01	<0.01	<0.01	42.42 \pm 23.01	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	
ΣPOCs	169.13	220.64	316.75	300.8	24.6	20.06	14.41	152.34 \pm 50.44						

N.R. no reportado; *CCME (2002) **Long *et al.* (1995) Buchman (2008)

De esta columna sedimentaria, la 05-E7, puede obtenerse información más detallada de los cambios temporales que pueden ocurrir a los agroquímicos clorados, su migración vertical por transporte geoquímico de la materia orgánica y actividad biológica de los excavadores; su transformación molecular en compuestos de menor grado de cloración, menor persistencia, mayor solubilidad acuosa y por lo tanto mayor toxicidad, como en el caso del heptacloro y su epóxido que se registró en concentraciones mayores que el compuesto original así como en mayor número de estratos sedimentarios (Cuadro 24).

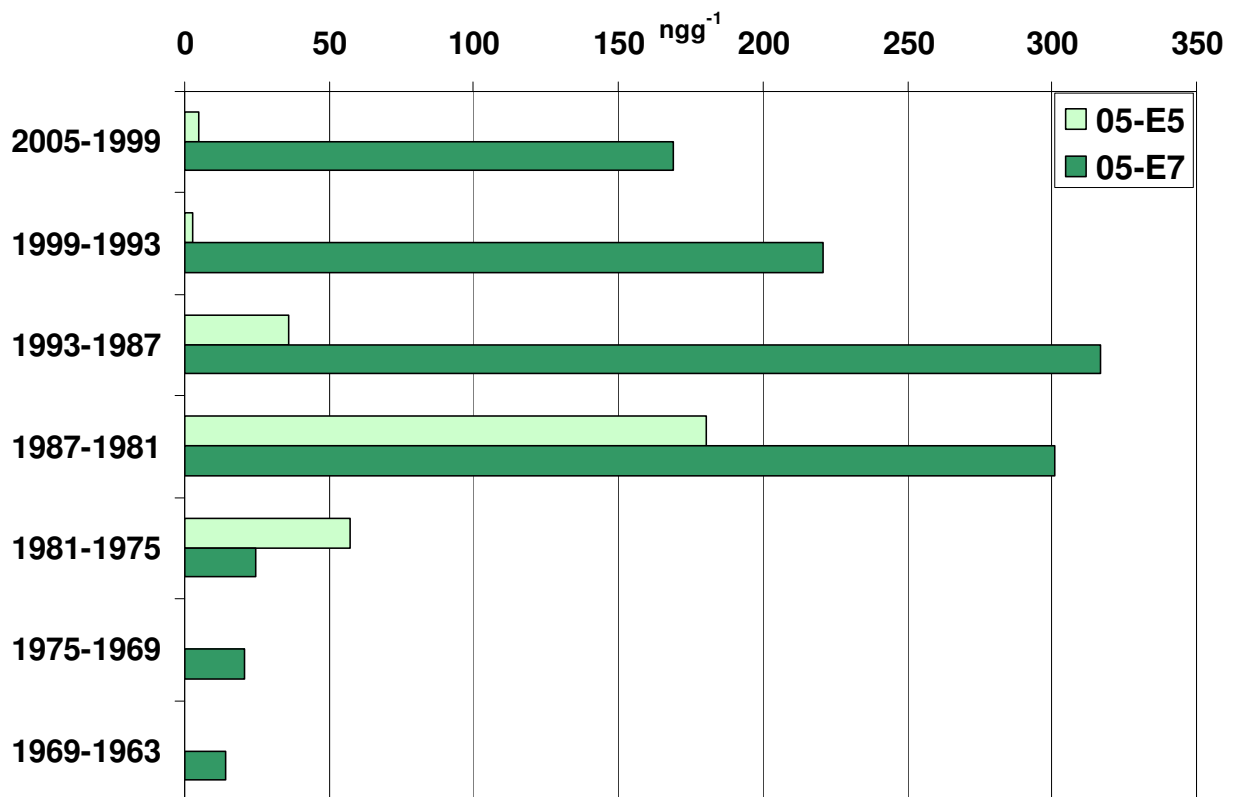


Figura 95. Perfil vertical de los POCs en la laguna El Yucateco, Tab. Abril, 2005.

El análisis de varianzas entre el contenido de POCs en los dos núcleos sedimentarios evaluados en 2005 no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$). En contraste, el patrón mostrado por las familias químicas fue distinto en los dos núcleos analizados (Cuadros 23 y 24). En el 05-E5 dominó el grupo de los ciclodiénicos con un promedio de $5.77 \pm 4.0 \text{ ngg}^{-1}$ mientras que para el 05-E7 fueron los alicíclicos los mayoritarios con un promedio de $18.83 \pm 6.29 \text{ ngg}^{-1}$. En orden decreciente, el segundo lugar para el núcleo 05-E5 lo ocupó la familia del DDT con 1.21 ngg^{-1} y para el 05-E7 estuvieron los

ciclodiénicos con $7.21 \pm 2.92 \text{ ngg}^{-1}$; finalmente, el tercer sitio para la columna 05-E5 lo tuvieron los alicíclicos con 0.18 ngg^{-1} mientras que para el 05-E7 los DDTs fueron los del promedio menor con $4.05 \pm 1.66 \text{ ngg}^{-1}$; este comportamiento genérico pone en evidencia los usos locales, específicos de los productos agropecuarios así como de control sanitario que han sucedido a lo largo de la historia de las zonas rurales y costeras del sureste mexicano.

El perfil molecular obtenido para los núcleos sedimentarios de 2005 en El Yucateco, se muestra en la Figura 96; existió una mayor diversidad de compuestos en el 05-E7, 87.5%, únicamente el *p,p'*-DDD y el endrín aldehído no fueron detectados ($<0.01 \text{ ngg}^{-1}$); de igual forma, en este núcleo la magnitud de las concentraciones fue mayor respecto al 05-E5, por ejemplo para el lindano fue de $12.0 \text{ vs } 0.7 \text{ ngg}^{-1}$, para el epóxido de heptacloro de $5.8 \text{ vs } 0.7 \text{ ngg}^{-1}$, invirtiéndose para el aldrín ($5.0 \text{ vs } 51.2 \text{ ngg}^{-1}$). Como consecuencia de este patrón individual, en el núcleo 05-E7 se presentaron más casos que superaron los criterios internacionales de calidad sedimentaria, los más notorios fueron *p,p'*-DDT y lindano (Fig. 96).

Se realizó el análisis de correlación de Pearson para los diferentes parámetros medidos en los núcleos sedimentarios de 2005 con las concentraciones de POCs y no se obtuvieron correlaciones significativas ($p < 0.05$), lo que confirma que los aportes son determinantes en la presencia, distribución y almacenamiento de estos contaminantes orgánicos persistentes, más allá de que existan las condiciones geoquímicas adecuadas para su retención en los ecosistemas costeros, fenómeno que ha sido reportado en otras investigaciones (Carvalho *et al.*, 2009).

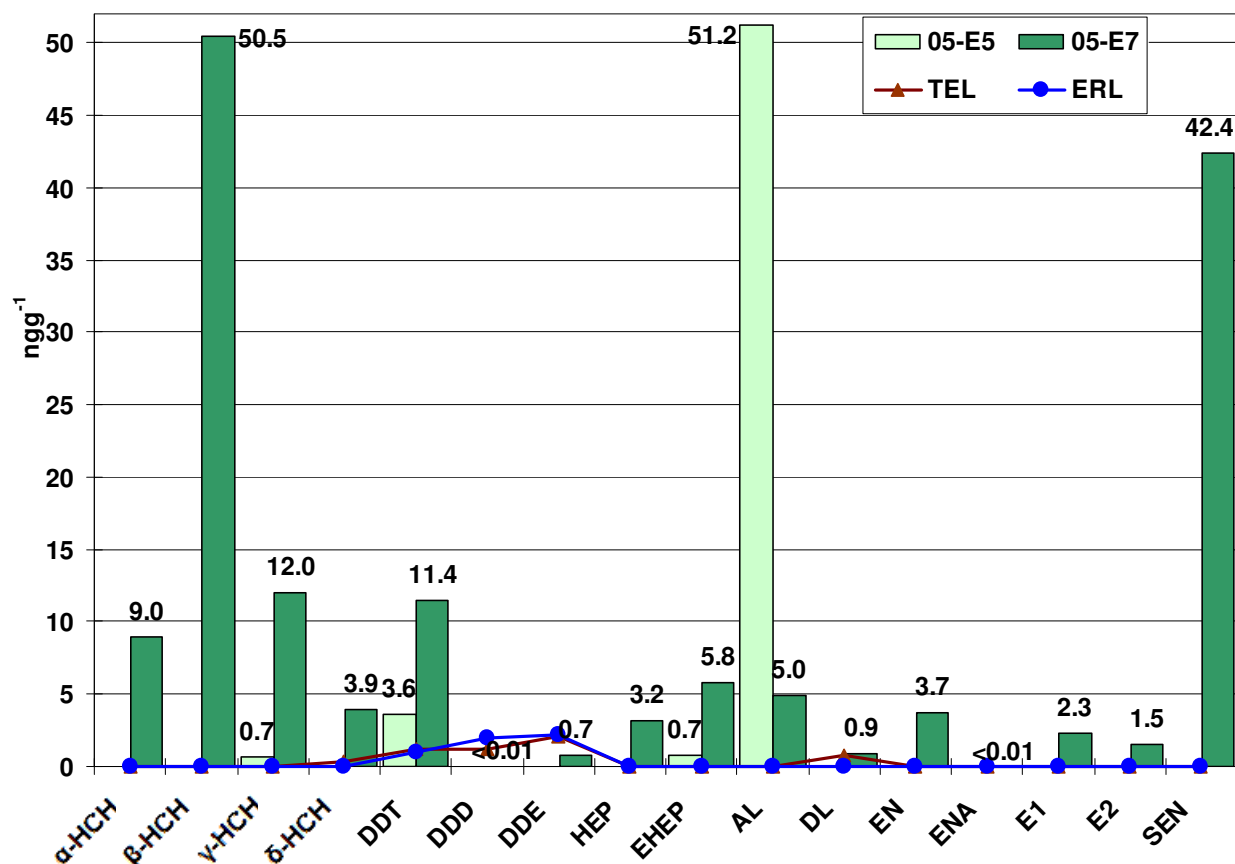


Figura 96. Perfil molecular de los POCs en los núcleos sedimentarios de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio. 2005.

IV.5.4 Organismos

El efecto deletéreo que pueden producir los plaguicidas organoclorados en los organismos acuáticos depende de varios factores, como son, especie, sexo, hábitos alimenticios que a su vez están en función de la etapa de crecimiento y posición en la cadena trófica (Bulkley *et al.*, 1981; Albert y Alpuche, 1990; Rendon-von Osten, 1990; Mackay y Fraser, 2000; Manirakiza *et al.*, 2002; Kajiwara *et al.*, 2003; Di Bella *et al.*, 2006), al igual que las características fisicoquímicas de los compuestos (solubilidad acuosa y coeficiente de reparto octanol/agua K_{ow}) que son ingeridos del medio (Albert y Benítez, 1996; Cortinas de Nava *et al.*, 1996; Cakirogullary y Secer, 2011), de la cantidad que está en contacto con ellos y de la velocidad de absorción y excreción del tóxico (Arias *et al.*, 1990); mismos que son determinantes en su bioacumulación, lo que conduce a una tasa elevada de biomagnificación en las cadenas de alimentación (John

y Prakash, 2003), que eventualmente puede llegar a constituir un riesgo para la vida silvestre y humana (Riedel *et al.*, 2002).

En la Figura 97 se presentan las concentraciones promedio de POCs determinadas por especie durante el periodo 2003-2007 en la laguna El Yucateco; las mojarra castarricas (*C. octofasciatum*) y las mojarra pintas (*C. pearsei*) fueron las más numerosas en las capturas pesqueras y por sus hábitos detritívoros, tuvieron los registros más altos de estos compuestos en los diversos años de estudio, al igual que los bagres (*A. felis*): 40.5 ± 24.47 y 38.98 ngg^{-1} , respectivamente. Los valores promedio de las especies analizadas en el año 2003 fueron las más bajas, con excepción de las jaibas (*C. sapidus*), ya que para los crustáceos la concentración media mínima se obtuvo en 2005 (1.7 ngg^{-1}).

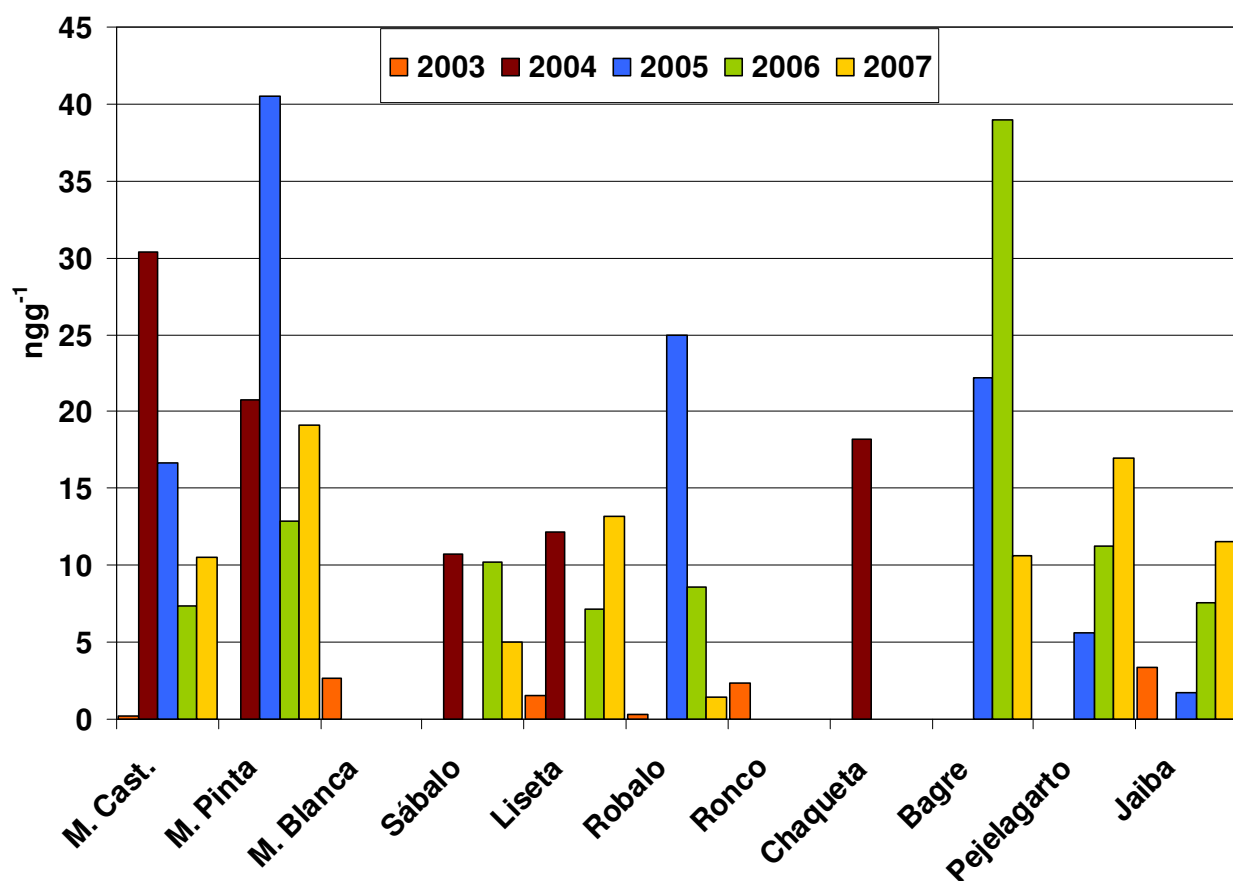


Figura 97. Comportamiento temporal de los POCs en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

En términos generales, las capturas realizadas en las épocas de secas tuvieron valores mayores respecto a las de lluvias, siendo la excepción los datos de los organismos obtenidos en los nortes de diciembre 2007, ya que la mayoría presentó concentraciones altas, principalmente las mojarra pintas (*C. pearsei*), lo que puede significar que hubo aplicaciones agudas de estos xenobióticos aunado al lavado intenso ocurrido en esta época del año donde se presentaron condiciones hidrometeorológicas extremas (CEPAL, 2008).

La comparación del contenido de POCs en el tejido muscular de los peces y en el tejido blando de los crustáceos, así como lo determinado en los sedimentos superficiales del área de estudio, radica en que estos últimos son una fuente directa, a partir de la cual los organismos acuáticos pueden bioacumular estos contaminantes en sus tejidos grasos, sobre todo los de hábitos bentónicos como algunos peces, moluscos (ostiones, almejas y mejillones) y crustáceos (camarones y jaibas) que viven o frecuentan esta laguna costera.

Se ha señalado que en las zonas tropicales, el transporte de residuos desde áreas terrestres hacia el ambiente acuático y la biodisponibilidad hacia los organismos residentes de estos ecosistemas, es bajo; las condiciones climáticas de los trópicos favorecen una volatilización rápida de los residuos a partir de los suelos y las fuertes lluvias también facilitan la pérdida de los mismos debido a los escurrimientos desde las fuentes; la contaminación por plaguicidas de las especies costeras en los países tropicales no es mayor si se compara con la reportada en naciones desarrolladas (Boonyatumanond *et al.*, 2002).

Por otro lado, debe hacerse notar que el incremento tan grande en los niveles de POCs de las especies residentes de este ecosistema lagunar, como son las mojarra, a partir de la colecta de junio 2004 hasta diciembre 2007, pone de manifiesto el efecto de las aplicaciones de agroquímicos en las tierras cultivables aledañas a la laguna y su ingreso a la misma debido principalmente a los escurrimientos favorecidos por las lluvias (Fig. 97). Para otros sistemas costeros del sureste mexicano como la laguna de

Términos en Campeche, se ha indicado que los peces han registrado concentraciones de DDTs relativamente altas (15 ngg^{-1}) lo que no es sorprendente debido al conocido proceso de biomagnificación de estos compuestos en las cadenas alimenticias acuáticas (Carvalho *et al.*, 2009).

Es importante mencionar que el grupo de peces analizados consume una gran variedad de alimentos como algas, poliquetos, moluscos, crustáceos e incluso peces, lo cual se reflejó en el contenido de POCs en su tejido muscular. Por ejemplo, las mojarras pintas (*C. pearse*) y castarricas (*C. octofasciatum*), así como los bagres (*A. felis*), tienen hábitos detritívoros, incorporando partículas sedimentarias con material orgánico asociado, principalmente algas. Hay que señalar que especies como el robalo (*C. pectinatus*), la liseta (*M. curema*) y el sábalo (*M. atlanticus*) con hábitos plantófagos y rara vez bentónicos, se han podido capturar en lugares internos del sistema y se ha encontrado que únicamente habitan en sitios con poca perturbación (FAO, 1977; Amezcua, 1996); sin embargo, su presencia en El Yucateco, no debe tomarse como una señal determinante de mejoría significativa en el contenido de POCs en organismos destinados al consumo humano, ya que, de acuerdo a la normatividad mexicana vigente, estos compuestos no deben estar presentes en productos pesqueros (NOM-027-SSA1-1993, NOM-029-SSA1-1993, NOM-031-SSA1-1993). Cabe mencionar que el pejelagarto (*A. tropicus*), especie de gran consumo local, es de hábitos piscívoros ingiriendo desde larvas hasta adultos de toda clase de peces que habitan en la laguna, por lo que está sujeto al proceso de biomagnificación de estos xenobióticos.

Los peces se consideran bioacumuladores de COPs lipofílicos o bien biomonitores naturales; generalmente poseen metabolismos sencillos para desintoxicarse de los compuestos organoclorados y por lo tanto, son capaces de reflejar las concentraciones de estos agroquímicos en los ambientes acuáticos (Cakirogullary y Secer, 2011).

Ahora bien, al considerar los plaguicidas organoclorados individualmente, en el grupo de los peces se encontró mayor presencia de los 16 compuestos determinados; el sulfato de endosulfán registrado en las lluvias de septiembre 2005 fue el analito con la

concentración promedio más alta, $20.1 \pm 13.21 \text{ ngg}^{-1}$, seguido por el isómero delta-HCH de diciembre 2007 ($17.7 \pm 6.4 \text{ ngg}^{-1}$), aldrín de secas 2004 ($12.2 \pm 6.2 \text{ ngg}^{-1}$) y *p,p'*-DDT de abril 2005 ($6.5 \pm 0.97 \text{ ngg}^{-1}$) (Fig. 98). Es evidente en el caso de los alicíclicos, el uso reciente del HCH, ya que los cuatro isómeros (alfa, beta, gamma y delta) que lo componen, estuvieron presentes en mayor medida en los peces. El beta-HCH es el más persistente y lipofílico, sobre todo en los sedimentos, por lo que su bioacumulación es mayor y su eliminación más baja, patrón observado en los crustáceos colectados durante 2003 (Fig. 99) (ECO/OPS/OMS, 1995a; de Mora *et al.*, 2004).

Es importante resaltar la presencia de la familia del DDT, principalmente el compuesto parental (*p,p'*-DDT), tanto en peces como en crustáceos desde 2003 a 2007, hecho que contrasta con la menor presencia registrada en algunos casos, para la matriz sedimentaria. Esto puede ser resultado de las aspersiones domiciliarias para combatir los mosquitos *Anopheles* vectores del paludismo. Actualmente, según datos oficiales, el uso del DDT en el control de esta enfermedad ha sido prácticamente eliminado (CCA, 2000; SEMARNAT, 2007), por lo que también puede ser producto de su uso ilegal en la agricultura. Asimismo, se ha reportado que las concentraciones elevadas de DDT y sus metabolitos pueden deberse al alto potencial de bioacumulación y al uso intensivo y continuo de este insecticida en el pasado, con el ingreso consecuente al ambiente acuático (Davodi *et al.*, 2011). Por otra parte, el *p,p'*-DDE es uno de los POCs más recalcitrante (Hobbs *et al.*, 2003) y por lo tanto, es muy frecuente encontrarlo en muestras biológicas (de Brito *et al.*, 2002; Tricklebank *et al.*, 2002; Stefanelli *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2005); a esta características puede deberse la alta frecuencia (50%) y concentración registradas en los organismos del sistema lagunar estudiado.

Del grupo de los ciclodiénicos, destacó el dominio del aldrín en los peces desde junio 2004 hasta agosto 2007, ya que en diciembre de este último año de estudio solamente se registró en el robalo (*C. pectinatus*) en concentración baja (0.03 ngg^{-1}); otro miembro importante de esta familia detectado en los crustáceos de 2003 a 2006 fue el endrín aldehído, metabolito del endrín, el uso de ambos está prohibido en México (Fig. 99).

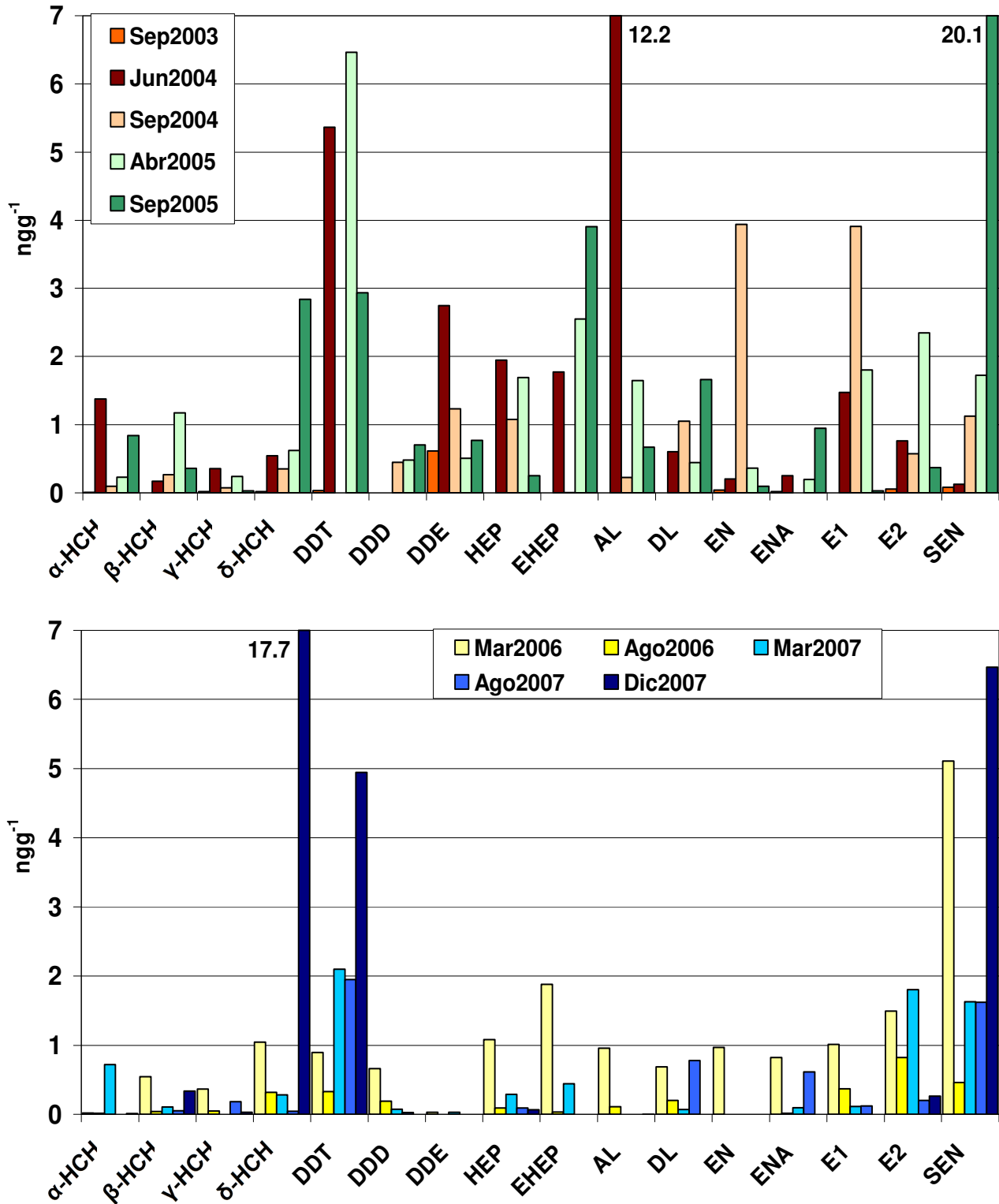


Figura 98. Perfil molecular de los POCs en los peces de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

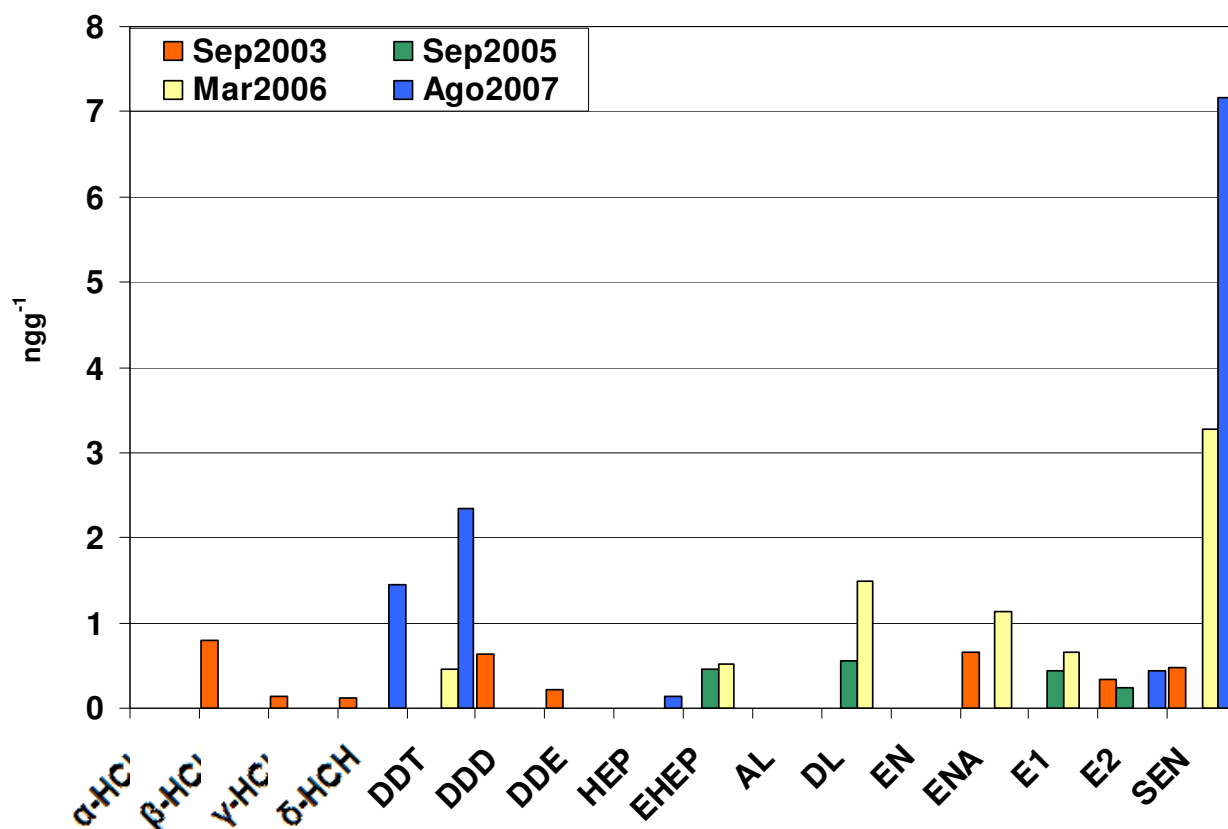


Figura 99. Perfil molecular de los POCs en los crustáceos de la laguna El Yucateco, Tab. Valores promedio de 2003 a 2007.

El endosulfán I y II se encontraron en niveles mayores en los peces de 2004 a 2007 (<1 a 4 ngg⁻¹) ya que en las jaibas fueron < 1 ngg⁻¹; el producto de transformación, el sulfato de endosulfán, tuvo su concentración máxima en los peces capturados en lluvias 2005 (20.1 ngg⁻¹), lo que refleja la degradación del plaguicida original y hay que señalar que en los crustáceos, este patrón es mucho más claro notándose la influencia de la dieta basada principalmente en el detrito sedimentario, sobre el contenido y el perfil de estos compuestos (Fig. 99). Asimismo, la tendencia seguida por el heptacloro y su epóxido en los peces del Yucateco, indica un mayor uso del compuesto original en 2004 y posteriormente se registró su producto de degradación en concentraciones mayores; comparativamente, los crustáceos presentaron niveles menores de estos dos ciclodiénicos con el mismo patrón molecular; cabe recordar que el heptacloro no cuenta con registro nacional por lo que no está autorizado para su uso y comercialización en México (CICOPLAFEST, 2004).

El perfil de contaminación en niveles tróficos inferiores depende de la bioconcentración, la cual está relacionada con la lipofobicidad de los compuestos y la naturaleza lipídica de los organismos; en contraste, los factores determinantes en la transferencia de contaminantes vía alimento, son la lipofilicidad y la persistencia de los mismos así como la actividad metabólica. Un mecanismo común y aceptable es el hecho de que la biomagnificación ocurre en sustancias altamente hidrofóbicas mientras que la bioconcentración domina las que no lo son tanto y la línea divisoria se encuentra, aproximadamente, cuando el coeficiente de reparto K_{ow} tiene valores entre 5 y 6 (Fu y Wu, 2006).

Respecto al carácter lipófilico de estos compuestos, se ha reportado que el contenido de lípidos no es una variable que proporcione información sobre el contenido de contaminantes clorados en las especies, ya que por ejemplo Cakirogullari y Secer (2011) obtuvieron concentraciones más altas de DDT en anchovetas (*Engraulis encrasicolus*) que en bonitos (*Sarda sarda*) a pesar de que estos últimos tuvieron un contenido de lípidos mayor. Este patrón puede reflejar cambios rápidos en el contenido de grasa respecto a la absorción y depuración lentas de los COPs en un mismo individuo; la bioacumulación de los organoclorados es un fenómeno complejo gobernado por diversos factores y parámetros tanto los propios de la fisicoquímica de los compuestos como los ecológicos de las especies.

En nuestro país, se cuentan con normas oficiales mexicanas para el control de los residuos de plaguicidas en los productos pesqueros destinados al consumo humano; estas normas son: la NOM-027-SSA1-1993 para los pescados frescos-refrigerados y congelados, la NOM-028-SSA1-1993 para los de conserva, la NOM-029-SSA1-1993 para crustáceos y la NOM-031-SSA1-1993 para moluscos bivalvos, ambos en la presentación de frescos-refrigerados y congelados. En ellas se especifica que dichos productos no deben contener residuos de plaguicidas como aldrín, dieldrín, endrín, heptacloro, clordecona (kepone) u otros prohibidos en el Catálogo Oficial de Plaguicidas de la CICOPLAFEST. En el sentido estricto de esta información oficial, los organismos mencionados en las normas nacionales no deben registrar concentraciones de POCs.

Por lo que respecta al endosulfán, lindano, DDT, dicofol, metoxicloro y clordano, el primero autorizado y los demás restringidos en el catálogo de 2004, existe la interrogante legal de su presencia o no en los productos pesqueros, dado que no se encuentran en la lista de los plaguicidas prohibidos, constituyendo un problema el no contar con límites máximos permisibles de referencia (Leyva-Cardoso, 2003). De esta manera, especies como el robalo (*C. pectinatus*), la liseta (*M. curema*), las mojarras pintas y castarricas (*C. octofasciatum* y *C. pearsei*), el sábalo (*M. atlanticus*), el bagre (*A. felis*), el pejelagarto (*A. tropicus*) y las jaibas (*C. rathbunae*, *C. similis* y *C. sapidus*), analizados en la laguna El Yucateco durante 2003 a 2007, están fuera de norma (NOM-027-SSA1-1993 y NOM-029-SSA1-1993), debido a que presentaron aldrín, endrín, dieldrín y heptacloro. Dada la falta de claridad en la normatividad mexicana, se consideró importante comparar las concentraciones obtenidas en este trabajo con los niveles de acción para peces de consumo humano establecidos por la Administración de Alimentos y Drogas de Estados Unidos (USFDA, por sus siglas en inglés) (USFDA, 2011) en base seca para los siguientes compuestos: *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDD y *p,p'*-DDE (5 mgkg⁻¹ o 5000 ngg⁻¹), aldrín, dieldrín, heptacloro y epóxido de heptacloro (0.3 mgkg⁻¹ o 300 ngg⁻¹); en todos los casos de las especies capturadas en El Yucateco, estos niveles no fueron rebasados por varias órdenes de magnitud, lo que significaría que no existe problema alguno provocado por los POCs en este ecosistema, lo cual tiene que tomarse con reserva ya que esta agencia estadounidense hace referencia a la ingesta de este tipo de alimentos y no se cuenta con criterios de referencia toxicológica que estén más acordes con las especies estuarinas y los efectos subletales que puedan ocurrir en ellas (Smith y Gangolli, 2002; SSA, 2006).

Además, este tipo de compuestos son considerados como disruptores endocrinos o perturbadores del sistema hormonal, ya que pueden dañar el funcionamiento reproductivo e inmune de los individuos expuestos y de sus descendientes, así como tener efectos en el desarrollo y la carcinogénesis (UNEP, 2001; Darko *et al.*, 2008). En este sentido, existen reportes sobre el efecto del *p,p'*-DDT, endosulfán y algunos BPCs sobre el proceso de "muda" o ecdisis en los crustáceos, particularmente en los cangrejos o jaibas como las evaluadas en este trabajo, provocando retraso o

interrupción de este mecanismo, lo que puede ocasionar un impacto poblacional y por lo tanto ecológico (de Souza *et al.*, 2008).

La dieta animal, generalmente es una de las rutas principales de los contaminantes hacia los seres humanos, en particular, se le ha atribuido una gran significancia en este contexto a los peces y los mariscos, a pesar de que estos productos representan solamente el 10% de la dieta promedio humana (Alcock *et al.*, 1998; Kalyoncu *et al.*, 2009; Cakirogullari y Secer, 2011). Los plaguicidas organoclorados evaluados en este estudio, forman parte de los COPs incluidos en el Convenio de Estocolmo ya que recientemente, el 27 de octubre de 2011, el endosulfán técnico formado por los isómeros I y II y su forma sulfato, fueron agregados a la lista de contaminantes orgánicos persistentes como parte del grupo de eliminación (UNEP, 2011)

La biota, particularmente los peces, son bioindicadores valiosos ya que sus mecanismos enzimáticos de desintoxicación son de actividad baja comparativamente con otros vertebrados como los mamíferos, lo que da como consecuencia una bioacumulación mayor de las sustancias tóxicas como los COPs (Erdogrul *et al.*, 2005). Se han utilizado en gran medida en programas de monitoreo ambiental (Lanfranchi *et al.*, 2006; Guo *et al.*, 2008) ya que pueden concentrar contaminantes por dos vías principales, directamente del agua circundante mediante las branquias, y a través de la ingestión de alimento; estas rutas posibilitan evaluar la transferencia de contaminantes en el ambiente y en la cadena trófica y por tanto, los datos generados sobre la presencia de los POCs en peces destinados al consumo humano son importantes no sólo desde el punto de vista de salud pública sino también desde la perspectiva ecológica (Zhou *et al.*, 2008; Davodi *et al.*, 2011).

IV.6. COMPORTAMIENTO INTEGRAL

Debido a las tendencias observadas de los diversos COPs evaluados en este trabajo, se realizó el análisis de componentes principales (ACP) en la matriz sedimentaria y en las especies más frecuentes a lo largo de los años de estudio.

IV.6.1 Sedimentos

En los sedimentos superficiales se determinaron 39 contaminantes orgánicos persistentes así como los parámetros sedimentológicos textura, carbono isotópico y materia orgánica. Se realizó el ACP con los datos que lo permitieron de las 14 colectas efectuadas entre 1996 y 2007; la información de textura y carbono isotópico se incluyó en un análisis anual.

En la Figura 100 se presenta el ACP espacial obtenido de los valores promedio de la MO, la textura sedimentaria, el carbono isotópico y los tres grandes grupos de COPs; puede observarse que entre los factores 1 y 2 se explica el 81.6% de la varianza de este gran acervo de información; los hidrocarburos aromáticos policíclicos fueron los de mayor vínculo con la materia orgánica y estuvieron más relacionados con el comportamiento de los plaguicidas organoclorados; los bifenilos policlorados mostraron un patrón separado de los COPs, sin evidenciar afinidad con algún parámetro o rasgo sedimentológico.

Posteriormente, se incluyeron los 16 HAPs para obtener información más específica sobre el patrón de los hidrocarburos individuales, el ambiente sedimentario y los COPs restantes, en los diversos sitios de colecta del Yucateco (factores 1 y 2 con el 73% de la varianza) (Fig. 101); se obtuvo una mezcla compleja en el patrón de los poliaromáticos que ya fue discutida en el apartado de HAPs, donde se comprueba la gran influencia del origen de estos compuestos sobre las zonas de almacenamiento en los sedimentos de los ecosistemas lagunares receptores. Se agruparon hidrocarburos ligeros y pesados como el antraceno y el benzo(g,h,i)perileno con la materia orgánica, las arcillas y los plaguicidas organoclorados; paralelamente lo hicieron otros hidrocarburos petrogénicos como el acenafteno y el acenaftileno con aquellos de tipo pirolítico como el

benzo(a)antraceno y el benzo(a)pireno, todos ellos relacionados fuertemente con los limos; en menor grado se asociaron algunos HAPs como criseno y naftaleno con el grupo de los BPCs, evidenciando el aporte de fuentes mezcladas tanto de carácter industrial como de petróleo fresco, además de residuos de combustión de combustibles fósiles y/o de materiales vegetales.

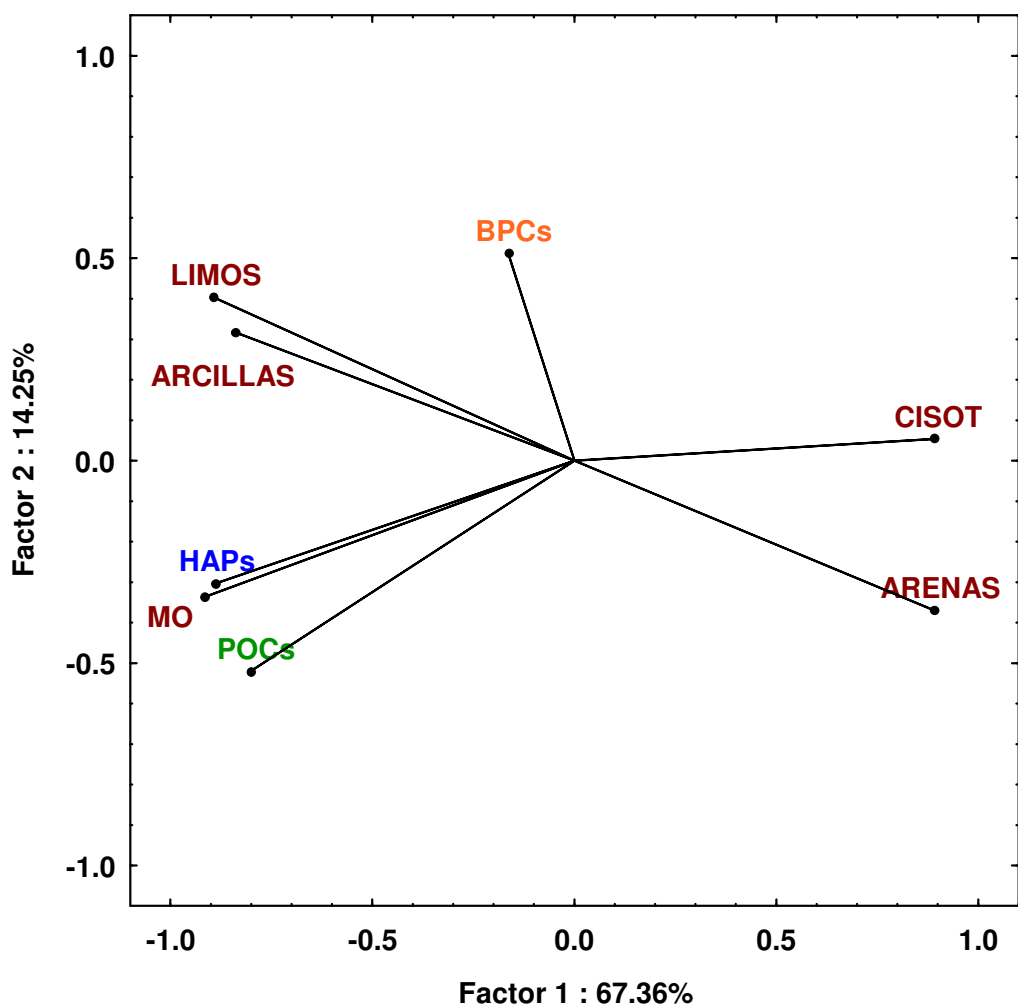


Figura 100. ACP de los datos globales espaciales de MO, textura, carbono isotópico, HAPs, BPCs y POCs en los sedimentos superficiales de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.

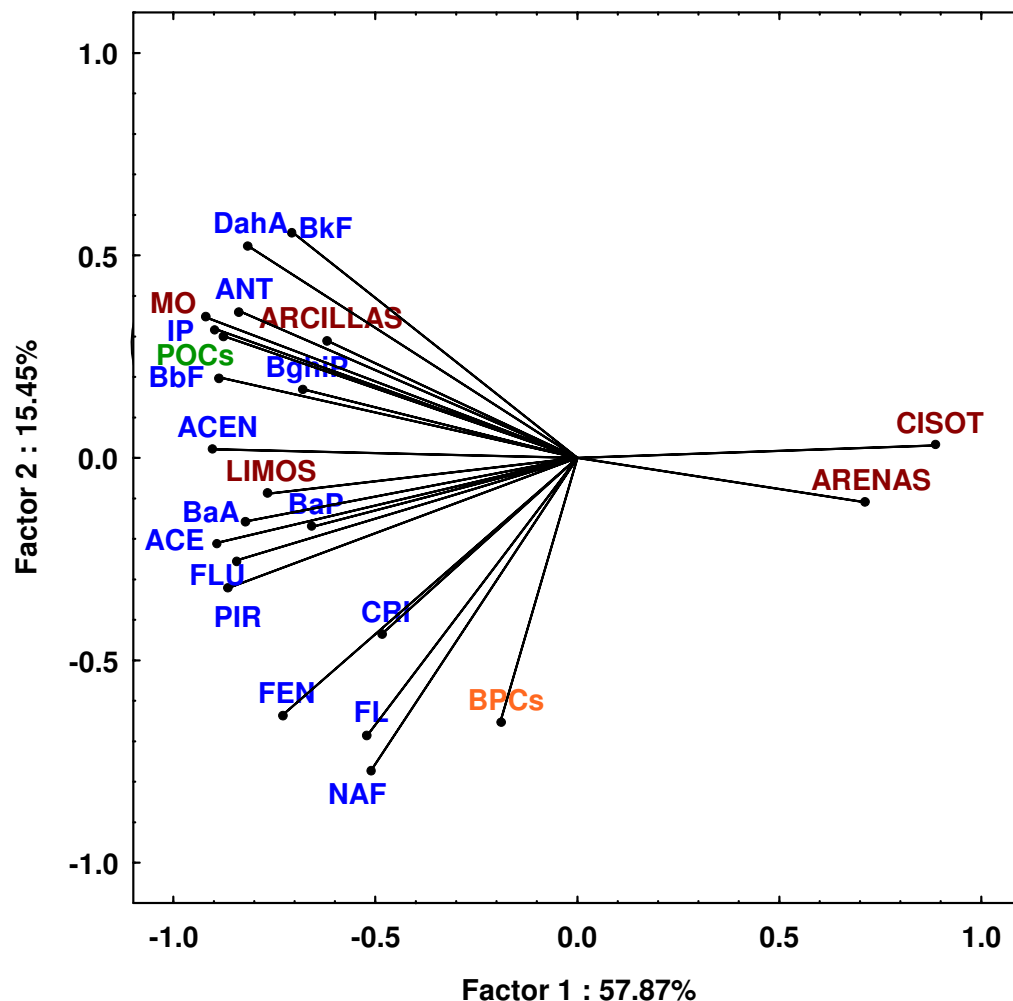


Figura 101. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, HAPs individuales, BPCs y POCs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.

En la Figura 102 se presenta el comportamiento del ACP al considerar los siete congéneres de bifenilos policlorados y los demás datos agrupados (factores 1 y 2 con el 74% de la varianza); solamente el CB180 mostró una asociación con los hidrocarburos, los plaguicidas y la materia orgánica, los seis bifenilos restantes se agruparon en dos bloques, el formado por los congéneres penta y hexaclorados y el que contuvo a los tri y tetraclorados, lo que pone de manifiesto los aportes de donde provienen estos contaminantes industriales así como el medio de transporte dominante para llegar al sistema lagunar de este estudio y su persistencia, la cual está directamente relacionada con el grado de cloración molecular.

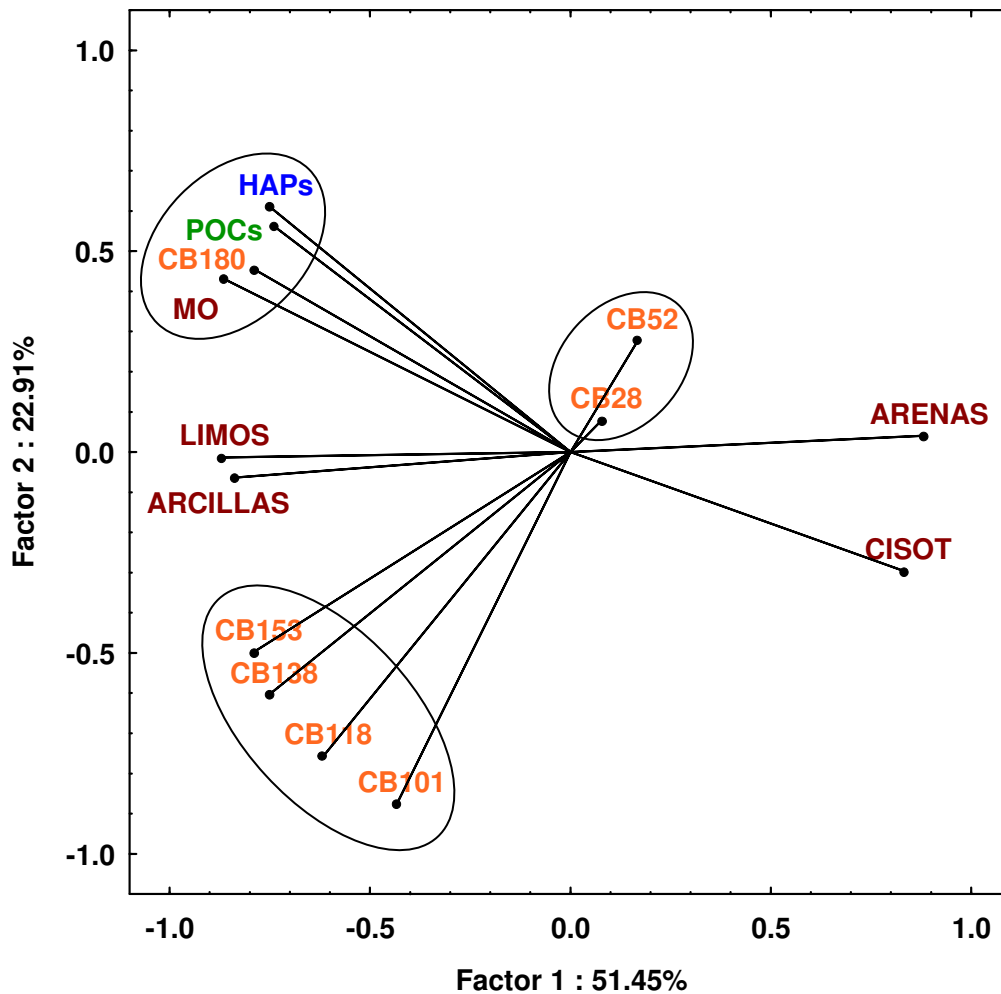


Figura 102. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, HAPs, BPCs individuales y POCs en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.

En este mismo tipo de análisis, se desglosó el grupo de los POCs agrupándose los HAPs y los BPCs, (los factores 1 y 2 representaron el 66% de la varianza) (Fig. 103); la familia del lindano, excepto el isómero delta, conformó un grupo separado, mientras que el *p,p'*-DDT, sus metabolitos, el endosulfán técnico (isómeros I y II) y su producto de transformación, así como los drines con excepción del aldrín, se asociaron con la materia orgánica; el heptacloro, su forma epóxido y el delta-HCH estuvieron más relacionados con los HAPs, los limos y las arcillas, mientras que el aldrín mostró un comportamiento individual al igual que los BPCs a pesar de compartir algunas características estructurales entre los organoclorados; por lo que nuevamente, la fuente es determinante en la presencia y acumulación de estas sustancias persistentes.

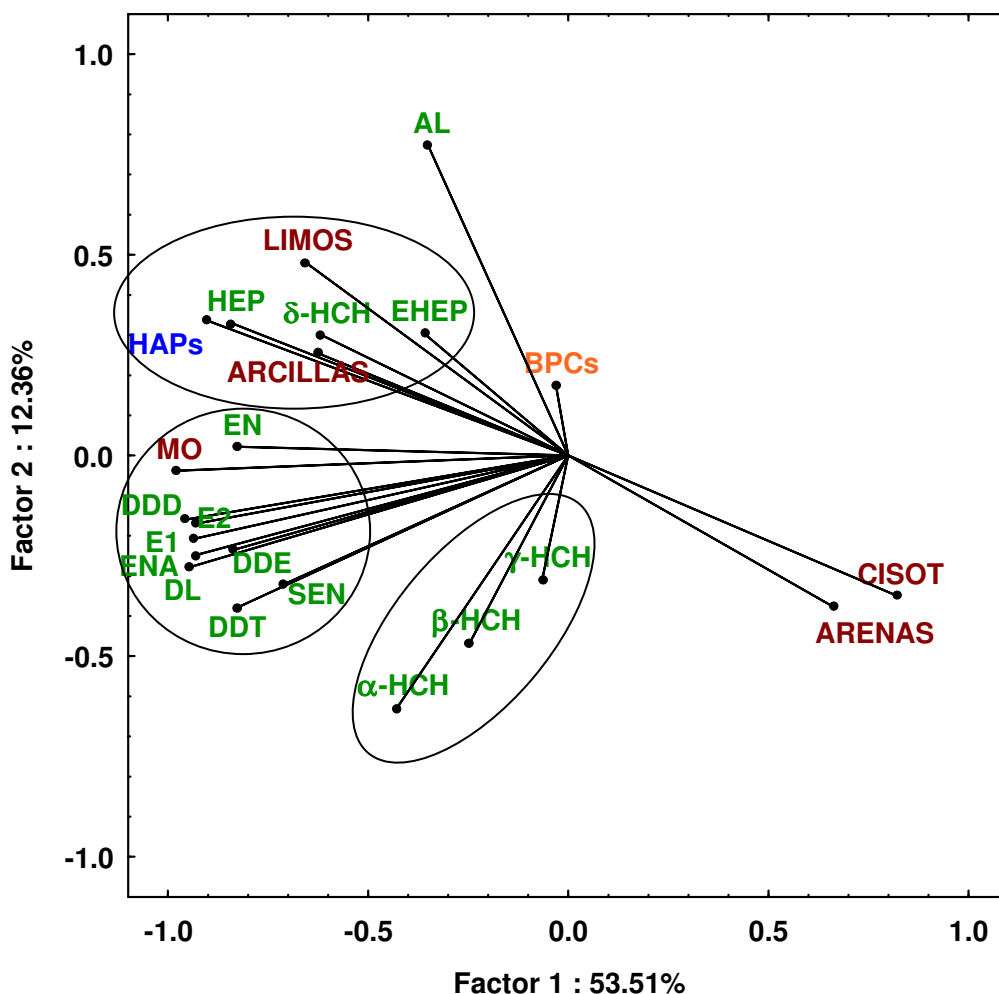


Figura 103. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, HAPs, BPCs y POCs individuales en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.

Al realizar el análisis de componentes principales con todos los datos obtenidos durante las campañas realizadas desde 1996 hasta 2007, lo que se asemejaría a una situación real, se obtuvo la formación de varios grupos (factores 1 y 2 con el 64% de la varianza) (Fig. 104); el mayoritario estuvo constituido por materia orgánica, limos, arcillas, CB180, DDTs, dieldrín, endrín aldehído, endosulfán técnico y su sulfato, así como la mezcla de hidrocarburos petrógenicos (acenafteno, antraceno) y pirolíticos (benzofluorantenos, dibenzo[a,h]antraceno, indeno[1,2,3-c,d]pireno, benzo[g,h,i]perileno); la tendencia mostrada de estos plaguicidas e hidrocarburos confirma las prácticas humanas frecuentes en el área de estudio, la quema de vegetación con fines agropecuarios así como para facilitar el acceso a los remanentes de las instalaciones petroleras, además de las aplicaciones directas de los agroquímicos en cultivos y ganado.

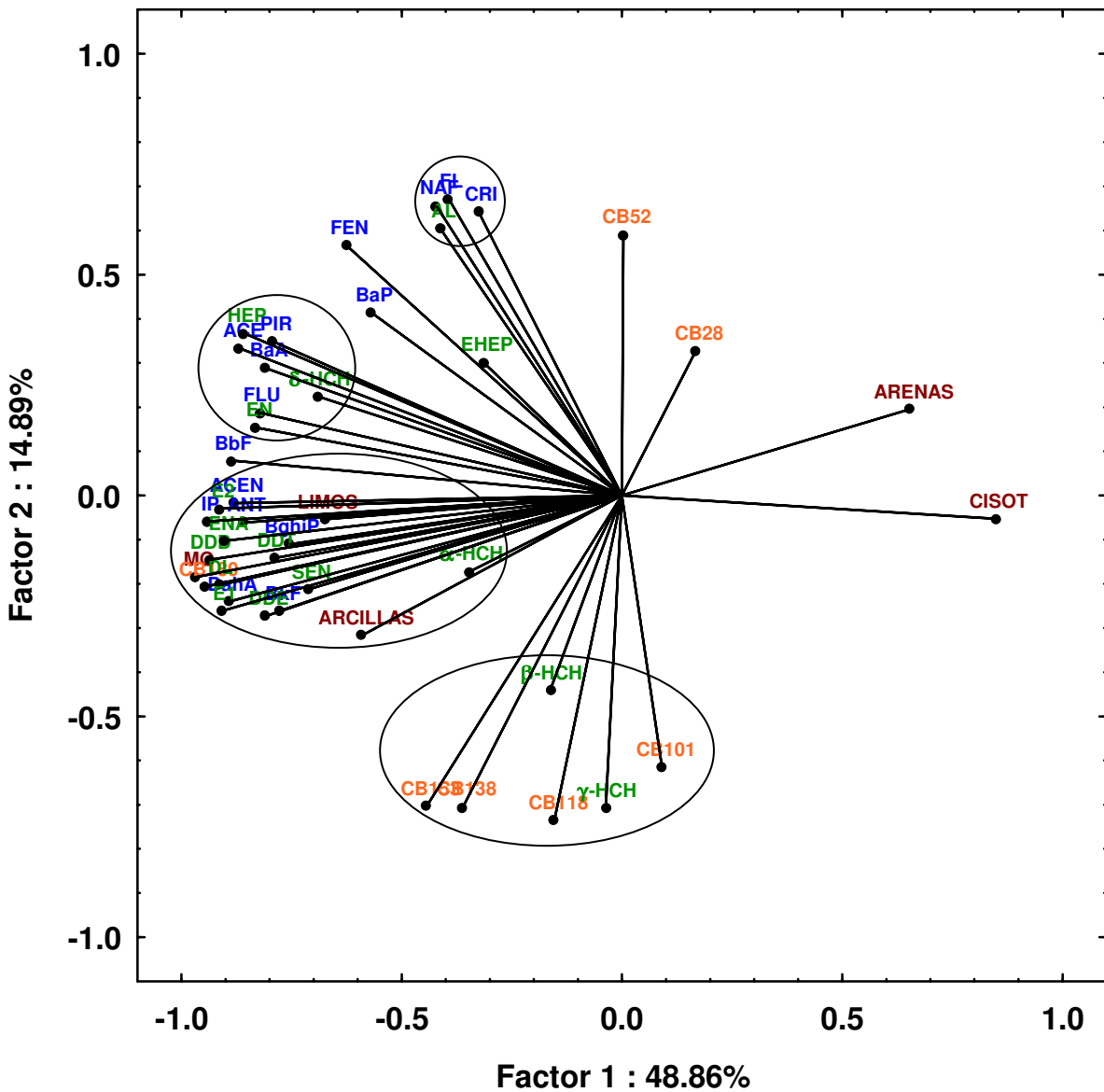


Figura 104. ACP espacial de MO, carbono isotópico, textura, 39 COPs individuales en sedimentos de la laguna El Yucateco, Tab. 1996 a 2007.

La vinculación entre los BPCs de cinco y seis cloros y el lindano (hexaclorado), aporta información sobre rutas de acumulación similares, sin dejar de lado que los bifenilos también poseen actividad plaguicida, de tal forma que cuando se tiene acceso a estos aceites de forma accidental y/o gratuita en las comunidades costeras de bajos recursos económicos, son usados en sustitución o complemento de los agroquímicos, además de representar un combustible para realizar faenas domésticas, como la preparación de los alimentos. De este comportamiento integral sedimentario mostrado por los diversos COPs analizados en El Yucateco, se desprende la cercanía ambiental entre los

hidrocarburos y los plaguicidas lo cual potencializa el riesgo inherente a cada uno de estos compuestos y con ello el impacto ecológico y de salud que pueden ocasionar en la zona costera.

IV.6.2 Organismos

De las 14 especies de peces y cinco de crustáceos capturadas y analizadas a lo largo de los años de estudio en la laguna El Yucateco, los datos de los 39 COPs medidos en el tejido muscular y blando respectivamente, se agruparon en 10 géneros de peces y uno de crustáceos para realizar el ACP y poder observar patrones de acumulación de estos xenobióticos. En la Figura 105 se presenta el diagrama bifactorial resultado de este análisis estadístico desarrollado con los 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos individuales, los plaguicidas organoclorados y los bifenilos policlorados agrupados (factores 1 y 2 con el 52.5% de la varianza).

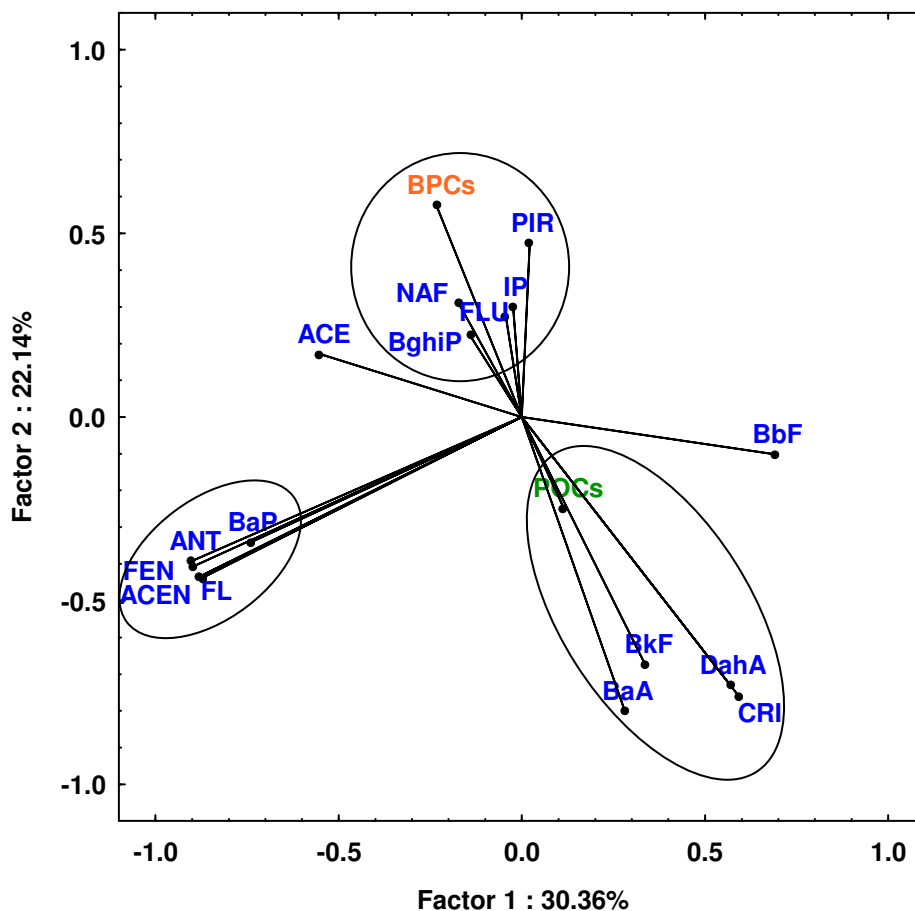


Figura 105. ACP de HAPs individuales, BPCs y POCs en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.

De forma similar que en los sedimentos, HAPs pirolíticos como benzo(a)antraceno, criseno, benzo(k)fluoranteno y dibenzo(a,h)antraceno se asociaron con los POCs y en otro cúmulo estuvieron vinculados hidrocarburos petrogénicos como acenafteno, fluoreno, fenantreno y antraceno con el benzo(a)pireno que es de origen pirolítico. Asimismo, hubo una mezcla entre HAPs ligeros como naftaleno y fluoranteno con los de mayor peso molecular (benzo[g,h,i]perileno, indeno[1,2,3-c,d]pireno) y con los BPCs, probablemente como consecuencia de las características particulares de los sitios de captura de las diversas especies, además de llegar a ellos mediante mecanismos similares de transporte atmosférico.

En el ACP de los siete bifenilos policlorados con el grupo de los HAPs y los POCs, se observó un patrón similar al registrado para los sedimentos (Fig. 102); los factores 1 y 2 explicaron una mayor varianza (67%) respecto a lo aportado en el análisis hecho para los hidrocarburos individuales (52.5%) (Fig. 106).

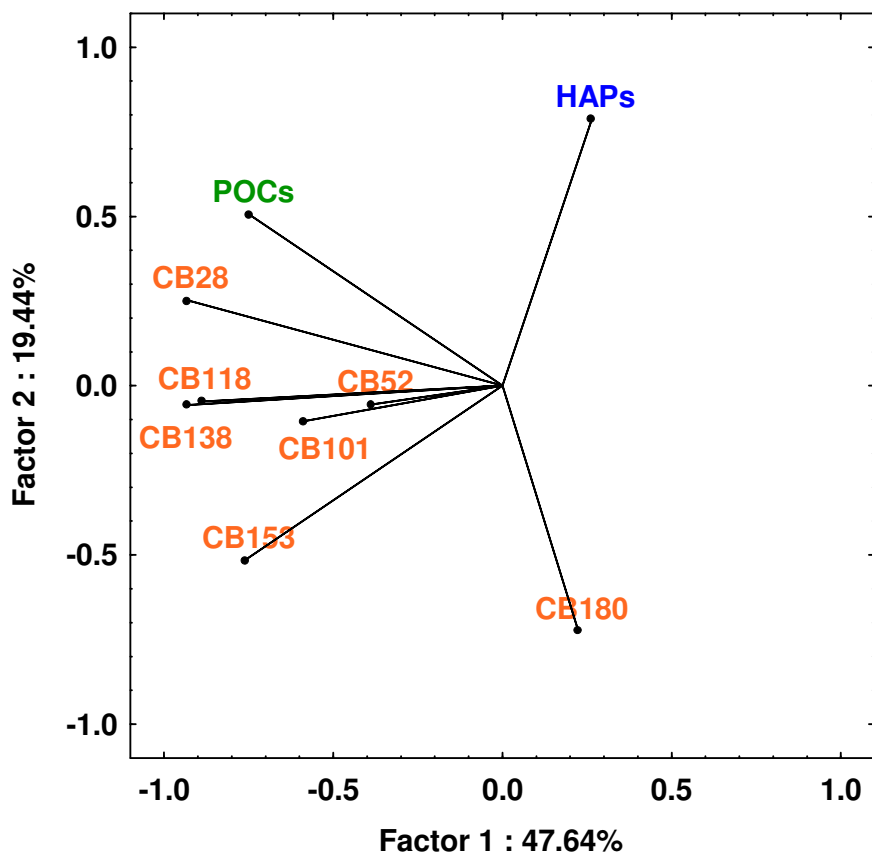


Figura 106. ACP de HAPs, BPCs individuales y POCs en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.

El comportamiento estadístico estuvo regido por el número de cloros moleculares, se relacionaron los congéneres tetra y pentaclorados (CB52, CB101, CB118) con el hexaclorado CB138 mientras que el triclorado CB28 y el heptaclorado CB180 siguieron patrones individuales distintos, diferencia notable con la matriz sedimentaria ya que este congénere altamente clorado estuvo vinculado a los hidrocarburos y a los plaguicidas en los lodos del Yucateco (Fig. 106).

Los plaguicidas organoclorados individuales no mostraron un patrón común de bioacumulación con los HAPs y con los BPCs; además, entre ellos no se observó una tendencia clara con las familias químicas de agroquímicos determinadas, ya que por un lado, estuvieron el *p,p'*-DDT, aldrín, endosulfán II y endrín aldehído y en otra tendencia conjunta se relacionaron beta, gamma, delta-HCH (lindano técnico), *p,p'*-DDD, endosulfán I y su sulfato, heptacloro y su epóxido y endrín (factores 1 y 2 con 52.6% de la varianza) (Fig. 107).

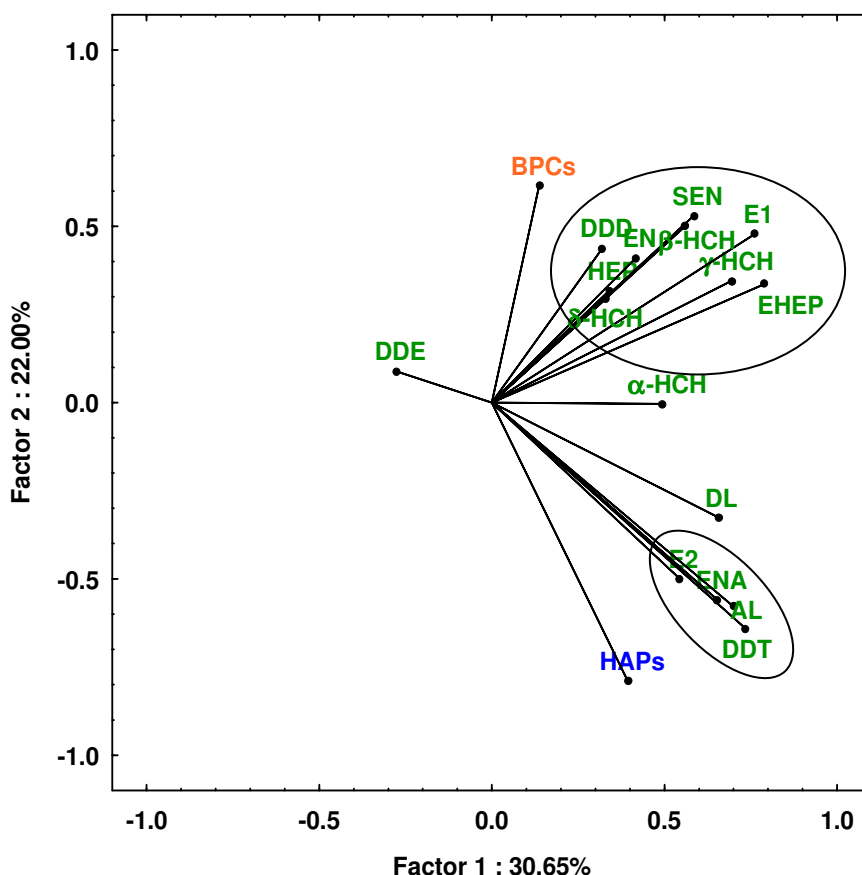


Figura 107. ACP de HAPs, BPCs y POCs individuales en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.

Esto puede estar manifestando por una parte, el uso de diversos agroquímicos simultánea y frecuentemente en el área de estudio y por otro lado, la complejidad enzimática que significa para las especies evaluadas, eliminarlos de sus tejidos una vez que ingresan vía alimento, lo que da como consecuencia su acumulación y con ello que exista el riesgo de alteraciones endocrinas a mediano y largo plazo.

Al igual que en los sedimentos, se hizo el ACP con los 39 COPs determinados en los organismos capturados, ya que las especies están expuestas a mezclas complejas antropogénicas en el medio natural; los factores 1 y 2 explicaron el 43% de la varianza, el menor porcentaje respecto a los análisis anteriores debido probablemente a la disparidad en los resultados obtenidos para cada uno de los compuestos incluidos en este análisis de datos (Fig. 108).

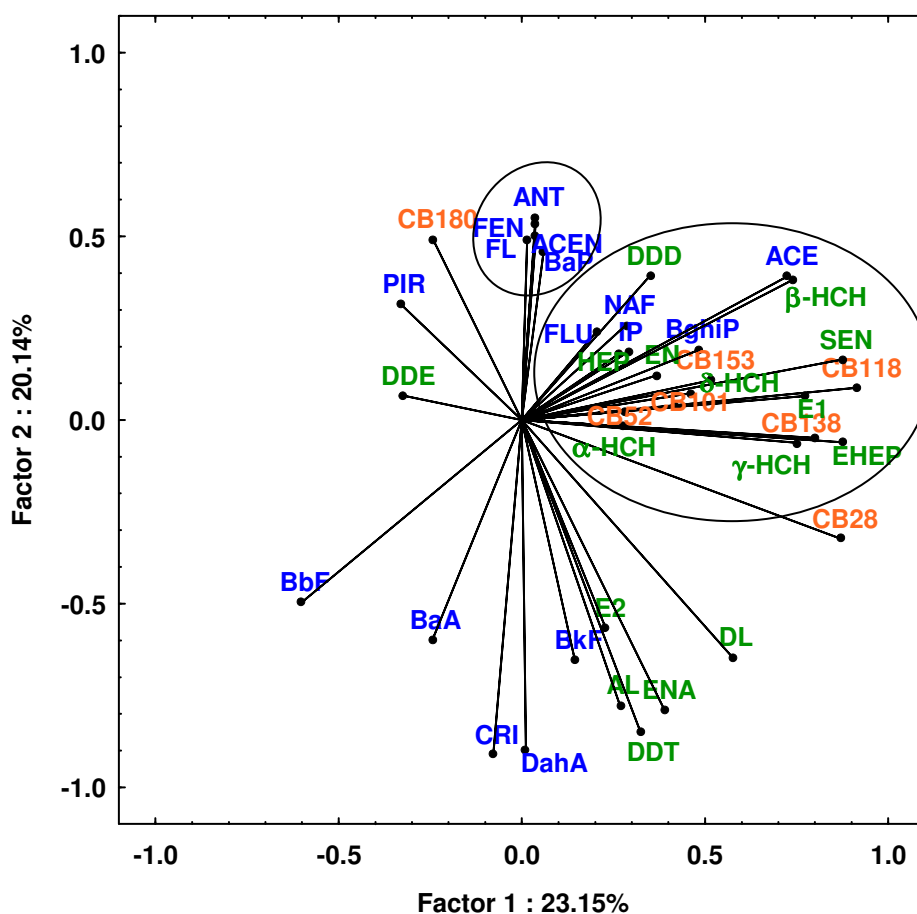


Figura 108. ACP de los 39 COPs individuales en los organismos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.

Se mantuvo el grupo de los HAPs petrogénicos con el benzo(a)pireno; lo más interesante fue la mezcla entre la mayoría de los bifenilos y de los plaguicidas con algunos hidrocarburos, lo que significa la concurrencia de aportes de residuos industriales (BPCs), de petróleo fresco derivado de derrames accidentales, intencionales o de filtraciones naturales (NAF, ACE), de aquellos provenientes de la quema de vegetación y de combustibles fósiles (BghiP, IP) y de agroquímicos usados como insecticidas (DDD), garrapaticidas (lindano) y plaguicidas vegetales (HEP, E1, EN), la mayoría de ellos con características de perturbadores hormonales y de ser clasificados como cancerígenos potenciales tanto para animales como para el ser humano.

Finalmente, se realizó el ACP considerando como variables a los 11 géneros de las especies capturadas, ya que correspondieron a diferentes niveles tróficos por el tipo de dieta dominante que tienen. Los factores 1 y 2 explicaron el 82.5% de la varianza de los datos, el mayor porcentaje de todos los análisis integrales realizados con la información del material biológico (Fig. 109). No hubo un patrón claramente definido, ya que por ejemplo, *Eugerres* (*E. plumieri*) y *Mugil* (*M. curema* y *M. cephalus*), consumidores primarios o de primer orden (C1) al basar su alimentación en el plancton, el detrito y la fauna de menor tamaño, no estuvieron vinculados en este análisis. El grupo de los consumidores secundarios o de segundo orden (C2), en el cual se incluyen peces preferentemente carnívoros y que pueden incluir en su dieta de forma complementaria restos de vegetales y partículas sedimentarias, no formó un grupo bien definido, se separó en dos, *Pomadasys* y el género de crustáceos *Callinectes* (*C. sapidus*, *C. similis* y *C. rathbunae*) estuvieron más asociados con los consumidores de tercer orden (C3), mientras que *Oligoplites* (*O. saurus*), *Ariopsis* (*A. felis*) y *Atractosteus* (*A. tropicus*) se relacionó mejor con *Cichlasoma* (*C. urophthalmus*, *C. friedrichsthalii*, *C. octofasciatum* y *C. pearsei*) que es considerado una mezcla de consumidor primario y secundario (C1-C2); *Caranx* (*C. latus*) mostró una tendencia individual separada de los demás géneros de este nivel trófico. Los consumidores de tercer orden (C3) *Centropomus* (*C. pectinatus*) y *Megalops* (*M. atlanticus*) considerados exclusivamente carnívoros y que accidentalmente pueden ingerir detrito tanto sedimentario como vegetal, tuvieron una

relación mayor con *Pomadasys* (C2) en el primer caso y con *Callinectes* (C2) en el segundo.

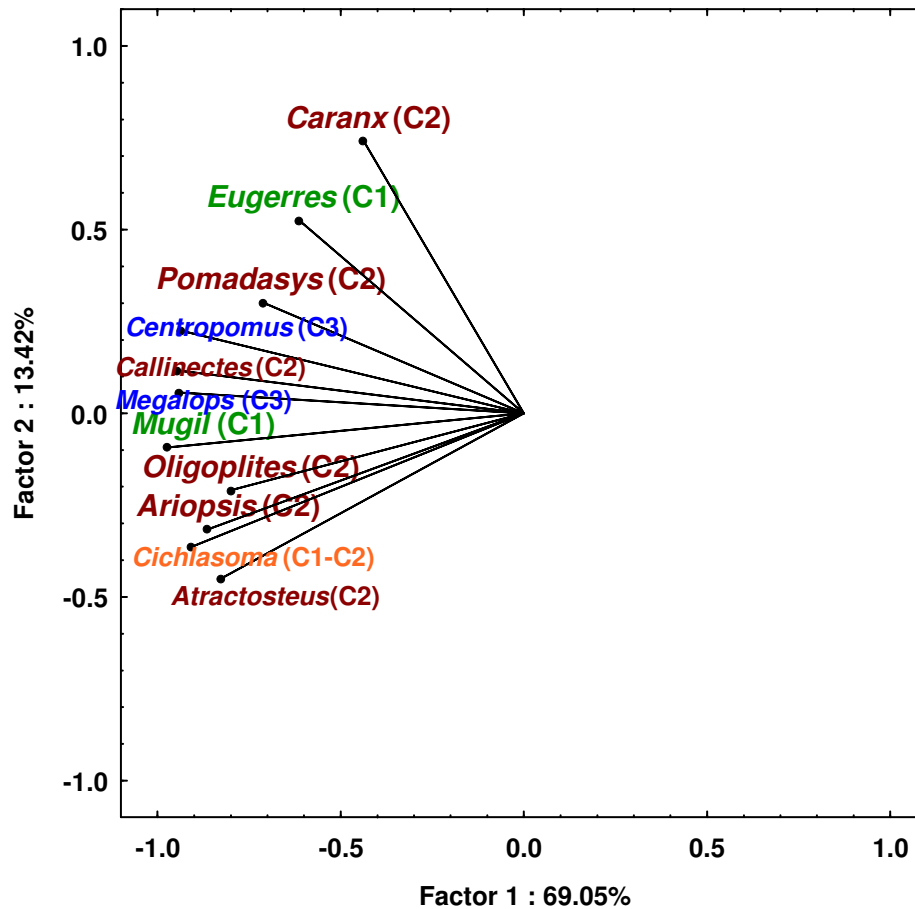


Figura 109. ACP de los géneros biológicos de la laguna El Yucateco, Tab. 1997, 2003 a 2007.

Los hábitos alimenticios son de los factores principales que determinan el contenido de los contaminantes orgánicos persistentes en tejidos de acumulación final como lo es el músculo de los peces. Además, la posición trófica de los organismos influye directamente en la carga de xenobióticos que reciben, mediante el proceso de biomagnificación, a pesar de que especies en niveles ecológicos más altos tienen mecanismos enzimáticos más desarrollados para desechar este tipo de sustancias dañinas; sin embargo, una vez que el balance biológico entre el ingreso y la eliminación de estos agentes se altera debido a los grandes aportes de residuos peligrosos al ecosistema, la bioacumulación ocurre, se favorece la transferencia en la cadena de alimentación hasta llegar al consumidor humano y de esta manera se cierra el círculo de impacto iniciado en algún momento en la historia de la humanidad.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES

1. El carbono orgánico, el carbono isotópico y el tipo de sedimento de la laguna El Yucateco mostraron diferentes ambientes de depósito en el área de estudio: mayor dominio de material terrígeno en las zonas sur y este, mezcla en el centro lagunar e influencia marina en la región occidental.
2. Las concentraciones de los hidrocarburos aromáticos policíclicos en las diferentes matrices ambientales evaluadas, disminuyeron hacia los últimos años de estudio y fueron dependientes de los eventos puntuales como los derrames incidentales de petróleo. En la columna de agua se presentaron fluctuaciones temporales marcadas, con áreas de mayor contenido como el suroeste lagunar, el caudal del río Chicozapote, sobre todo en la zona de mezcla con el río Tonalá.
3. Se identificaron áreas críticas debido a la toxicidad intrínseca de los poliaromáticos sedimentarios, principalmente en el centro-suroeste lagunar, así como en el sureste y la zona de canales en la región oriental. Fueron registrados compuestos clasificados internacionalmente como cancerígenos para humanos, tales como benzo(a)pireno y dibenzo(a,h)antraceno. El perfil molecular de los hidrocarburos aromáticos sedimentarios mostró un origen mixto en la mayoría de los sitios evaluados, principalmente de fuentes pirolíticas y en menor grado de los derrames locales de petróleo.
4. El registro histórico de los hidrocarburos poliaromáticos mostró una diferencia temporal sustancial entre 1998 y 2005, el origen dominante en la columna sedimentaria más antigua fue petrogénico mientras que en la más reciente fue pirolítico, lo cual confirma la huella molecular encontrada en los sedimentos superficiales.
5. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos presentes en la biota analizada fueron el resultado de una gama de factores, principalmente los hábitos alimenticios de las especies. Los peces tuvieron niveles más altos que los crustáceos y de estos

vertebrados, los detritívoros fueron los de mayor carga de poliaromáticos. Al igual que para la matriz sedimentaria, en la biológica se registró un decremento entre los primeros registros en los años noventa y los obtenidos a finales de 2007.

6. Los bifenilos policlorados en la columna de agua se detectaron únicamente en la última colecta de 2007 con mayor presencia en el área oriental de los canales y en el centro-norte lagunar; contrasta con lo obtenido en los sedimentos superficiales, los cuales mostraron fluctuaciones temporales con magnitudes altas, por lo que los sedimentos lagunares fueron clasificados de mayor probabilidad para provocar daño al bentos; los sitios con alto grado de toxicidad debido a los bifenilos sedimentarios fueron, el centro-sur lagunar y el caudal del río Chicozapote con dirección al mar.

7. El contenido de bifenilos policlorados en los núcleos sedimentarios confirmaron la tendencia registrada por la capa superficial de los sedimentos, las concentraciones máximas correspondieron al período de uso intensivo de estos compuestos tanto en el sector industrial como en el agropecuario.

8. Las concentraciones de bifenilos policlorados obtenidas en la biota estudiada, no mostraron diferencias entre los peces y los crustáceos; sin embargo, el perfil molecular fue más diverso en los vertebrados, como consecuencia de su posición trófica y de su contenido lipídico. La sola presencia de estos xenobióticos en especies destinadas al consumo humano, representa un gran riesgo de salud pública.

9. Los plaguicidas organoclorados mostraron un comportamiento inverso a lo registrado para los hidrocarburos poliaromáticos, aumentaron sus niveles a partir de 1996. Su registro en la matriz acuosa indicó un uso constante de estos agroquímicos, con mayor contenido en la zona norte del área de estudio.

10. En los sedimentos superficiales fue notoria la acumulación de plaguicidas halogenados, sobre todo a partir de 2003. Las áreas críticas por agroquímicos fueron, la región oriental de los canales, el sur lagunar y el caudal del río Chicozapote. El

comportamiento molecular mostró un dominio de los compuestos de transformación biogeoquímica como son epóxido de heptacloro, sulfato de endosulfán, beta y delta-HCH, y del plaguicida original aldrín. Hay que resaltar la presencia de plaguicidas prohibidos y restringidos por la normatividad nacional como dieldrín, lindano y *p,p'*-DDT, los cuales tuvieron concentraciones mayores al umbral para provocar alteración bentónica.

11. Los datos sedimentarios históricos de plaguicidas indicaron una mayor diversidad y acumulación de estos contaminantes persistentes en la zona norte, principalmente en el caudal del río Chicozapote, lo que corrobora la información aportada por el estrato superficial evaluado desde 1996. En esta área se evidenció la presencia de lindano y *p,p'*-DDT con los máximos registrados en la década de los ochenta como resultado del uso masivo de estos plaguicidas en el sector pecuario y de salud pública.

12. La biota que vive o hace uso del ecosistema lagunar del Yucateco, presentó un alto contenido de plaguicidas organoclorados, principalmente los peces detritívoros como las mojarra y los bagres. En las especies analizadas fueron encontrados de forma preponderante, residuos recientes de *p,p'*-DDT y aldrín, así como metabolitos de compuestos originales tales como sulfato de endosulfán y delta-HCH. Los resultados pusieron en evidencia la falta de efectividad de la normatividad nacional, la cual señala que no deben existir este tipo de compuestos en productos pesqueros destinados al consumo humano.

13. Los contaminantes orgánicos persistentes evaluados en este estudio, mostraron que su presencia y acumulación en las diversas matrices que pueden analizarse en un ecosistema costero, son dependientes mayoritariamente de los aportes que existan en las inmediaciones y de las condiciones hidrometeorológicas extremas que puedan presentarse, fenómenos que cada vez son más frecuentes e intensos en el sureste mexicano.

14. La laguna El Yucateco es un claro ejemplo del impacto antropogénico reflejado en la huella histórica sedimentaria y al mismo tiempo, de lo eficientes que son los mecanismos naturales cuando los factores de alteración cesan, para restaurar las condiciones originales anteriores a las perturbaciones humanas ocurridas y poder continuar con una estructura y procesos ecológicos que permitan la recuperación del ecosistema en el futuro mediato.

15. La información generada en esta investigación, producto de varios años de vigilancia ambiental, es contundente para afirmar que los programas de evaluación en ecosistemas costeros deben ser a mediano y largo plazo, para poder tomar mejores decisiones considerando los aspectos de aprovechamiento sostenible, de biorremediación, de salud pública y sobre todo, para comprender la capacidad que tienen estos sistemas para manejar la carga contaminante que el hombre le ha proporcionado y el riesgo latente que permanece en ellos.

CAPÍTULO VI. RECOMENDACIONES

1. Los estudios de contaminación costera y marina deben incluir parámetros fisicoquímicos, geoquímicos y atmosféricos que permitan tener una información integral del comportamiento global de los contaminantes en estos ecosistemas.
2. Los datos ambientales de contaminantes deben poseer una confiabilidad alta y aportar el conocimiento requerido para que se tomen decisiones mejores sobre el manejo de los residuos, el aprovechamiento de los ecosistemas y el aspecto normativo, apegadas a la realidad de nuestros litorales para mejorar su calidad.
3. Se requiere uniformizar y/o equiparar los métodos para la determinación de estos compuestos y muchos más que están presentes en los ecosistemas, mediante la realización de ejercicios de intercalibración nacionales que permitan comparar los datos entre los diferentes grupos de trabajo e incidan en la emisión de normas oficiales mexicanas adecuadas.
4. Es necesaria la formación de recursos humanos con perfiles profesionales multidisciplinarios que contribuyan a la generación de más y mejores estudios ambientales para que el acervo nacional en esta área de la ciencia adquiera un reconocimiento e importancia por parte de los sectores industrial y gubernamental.
5. México cuenta con un gran número de ecosistemas costeros tropicales y subtropicales, por lo que se requiere realizar más investigación en ellos desde el punto de vista ambiental, tanto en el campo de la contaminación como en el aspecto del riesgo ecológico y de salud, ya que las condiciones naturales en este tipo de latitudes difieren de las reportadas en diversos trabajos científicos publicados debido a que generalmente corresponden a zonas templadas.
6. Los sedimentos y los organismos son las matrices ambientales principales que deben seguir siendo evaluadas en la zona costera debido a la capacidad que tienen,

por un lado, de almacenar y convertirse en un registro histórico de los eventos naturales y antrópicos que ocurren, y por otro, de manifestar alteraciones ecológicas diversas así como del daño a la salud humana.

7. La normatividad nacional debe revisarse periódicamente, ya que los avances tecnológicos incrementan la capacidad de medición, dando como consecuencia el registro de efectos biológicos subletales a concentraciones cada vez menores, lo que conlleva a que las normas sean menos efectivas y se vuelvan obsoletas.

8. Nuestro país ha adquirido compromisos internacionales en el tema ambiental para eliminar del territorio nacional diversas sustancias y materiales, como plaguicidas y bifenilos policlorados, contaminantes incluidos en este trabajo, por lo que debe hacerse una mejor planificación para sustituirlos al igual que otros compuestos que generen residuos peligrosos, darle seguimiento a estos procesos, apoyar a los sectores agropecuario e industrial que los utilizan, para que sea una realidad.

9. Este tipo de investigaciones aportan datos relevantes que deben ser utilizados por los grupos académicos dedicados a evaluar el daño biológico en organismos silvestres, en especies cultivadas y en el hombre, sobre todo, porque la mayoría de los compuestos incluidos en este trabajo tienen características tóxicas y cancerígenas, y actualmente, el cáncer es una de las principales causas de mortalidad en las estadísticas mexicanas de salud pública.

10. El financiamiento para desarrollar estudios de vigilancia a largo plazo en los sistemas naturales, es escaso; además, se requieren grandes fondos para realizarlos, por lo que el compromiso de los especialistas es convencer, con la calidad del trabajo científico, a los sectores industriales tanto paraestatal como privado y a las instancias de gobierno respectivas, de invertir en ellos, dado las grandes pérdidas que ocurrirían sino lo hacen así como la ganancia a mediano y largo plazo que tendrán al apostar por este tipo de cooperación.

CAPÍTULO VII. LITERATURA CITADA

1. Acosta, R.G. 2003. *Diagnóstico nacional de bifenilos policlorados en México*. Reporte Final. Proyecto INE-1/01. Instituto Nacional de Ecología INE/AD-084/2001. México. 41p.
2. Albert, L.A. 1996. Persistent pesticides in Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 147, 1-44.
3. Albert, L.A., Armienta, V.M. 1977. Contaminación por plaguicidas organoclorados en un sistema de drenaje agrícola del estado de Sinaloa. *Protección de la calidad del agua* III, 5-17.
4. Albert, L.A., Reyes, R., Saval, S. 1980. Plaguicidas organoclorados en algunos peces comestibles de agua dulce. *Memorias del II Simposium sobre Contaminación de Alimentos*. Asociación Mexicana de Mujeres Médico Veterinarios Zootecnistas. México, D.F., pp. 15-27.
5. Albert, L.A., Figueroa, A., Viveros, A.D., Loera, R., Mascareñas, G. 1988. Persistent pollutants in sediment and organisms of the Río Blanco, Veracruz, México. *Preprints, 3rd Chemical Congress of North America* 28(1), 18-23.
6. Albert, L.A., Benítez, J.A. 1996. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros, pp. 107-123. *En: Botello, A.V., Rojas, G.J.L., Benítez, J.A., Zárate, L.D.(Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México. 666p.
7. Albert, L.A., Loera, G.R. 2005. Química y ecotoxicología de los insecticidas, pp. 177-190. *En: Botello, A.V., Rendón-von-Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández, C. (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. 2^a Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696p.
8. Alcock, R.E., Behnisch, P.A., Jones, K.C., Hagenmaier, H. 1998. Dioxin-like PCBs in the environment-human exposure and the significance of sources. *Chemosphere* 37, 1457-1472.
9. Alford-Stevens, A.L. 1986. Analyzing PCBs: basic information about PCBs and how they are identified and measured. *Environmental Science and Technology* 20, 1194-1199.
10. Aller, R.C., Blair, N.E. 2004. Early diagenetic remineralization of sedimentary organic C in the Gulf of Papua deltaic complex (Papua New Guinea): net loss of terrestrial C and diagenetic fractionation of C isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68, 1815-1825.

11. Amezcua, L.F. 1996. *Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico central de México*. ICMYL, UNAM, CONABIO. Grupo Editorial Interlínea S.A. de C.V. México. 184p.

12. Andrews, J.E., Greenaway, A.M., Dennis, P.F. 1998. Combined carbon isotope and C/N ratios as indicators of source and fate of organic matter in a poorly flushed, tropical estuary: Hunts Bay, Kingston Harbour, Jamaica. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 46, 743-756.

13. Arias, H.A., Vázquez-Botello, A., Tombesi, N., Ponce-Vélez, G., Freije, H., Marcovecchio, J. 2010. Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 160, 301-314.

14. Arias, V.J.A., Rojas, C.D., Dierkmeier, C.G., Riera, B.C., Cabrera, C.N. 1990. *Plaguicidas organoclorados*. Serie Vigilancia 9. ECO/OMS. Metepec, México. 97p.

15. Arnarson, T.S., Keil, R.G. 2001. Organic–mineral interactions in marine sediments studied using density fractionation and X-ray photoelectron spectroscopy. *Organic Geochemistry* 32, 1401-1415.

16. Arp, H.P.H., Villers, F., Lepland, A., Kalaitzidis, S., Christanis, K., Oen, A.M.P., Breedveld, G.D., Cornelissen, G. 2011. Influence of historical industrial epochs on pore water and partitioning profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in Oslo harbor, Norway, sediment cores. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(4), 843-851.

17. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1995. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. United States Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Public Health Service, Atlanta, GA.

18. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1996. Toxicological Profile for endrin and endrin aldehyde. Prepared by Research Triangle Institute under Contract No. 205-93-0606 for US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

19. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2000. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). US Department of Health and Human Services, Public Health Service. Division of Toxicology/Toxicology Information Branch 1600 Clifton Road NE, E-29. Atlanta, Georgia 30333. 765p.

20. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2002. Toxicological profile for aldrin and dieldrin. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.

21. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2005. Department of Health and Human Services. Tox-FAQ's. Atlanta, GA.
22. Baker, J.E., Eisenreich, S.J., Eadie, B.J. 1991. Sediment trap fluxes and benthic recycling of organic carbon, polycyclic aromatic hydrocarbons, and polychlorobiphenyl congeners in Lake Superior. *Environmental Science and Technology* 25, 500-509.
23. Barrick, R.C., Prahl, F.G. 1987. Hydrocarbon geochemistry of the Puget Sound region—III. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 25, 175-191.
24. Baumard, P., Budzinsky, H., Garrigues, P., Sorbe, J.C., Burgeot, T., Bellocq, J. 1998. Concentrations of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin* 36(12), 951-960.
25. Bazzanti, M., Chiavarini, S., Cremisini, C., Soldati, P. 1997. Distribution of PCBs congeners in aquatic ecosystem, a case study. *Environment International* 23(6), 799-813.
26. Behymer, T.D., Hites, R.A. 1988. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on fly ash. *Environmental Science and Technology* 22, 1311-1319.
27. Benlahcen, K.T., Chaoui, A., Budzinski, H., Bellocq J., Garrigues, P.H. 1997. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 34(5), 298-305.
28. Berglund, O., Larsson, P., Ewald, G., Okla, L. 2001. Influence of trophic status on PCB distribution in lake sediments and biota. *Environmental Pollution* 113, 199-210.
29. Boffetta, P., Jourenkova, N., Gustavsson, P. 1997. Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes and Control* 8, 444-472.
30. Boldrin, A., Langone, L., Misericocchi, S., Turchetto, M., Acri, A. 2005. Po River plume on the Adriatic continental shelf: observations on dispersion and sedimentation dynamics of dissolved and suspended matter during different river discharge rates. *Marine Geology* 222-223, 135-158.
31. Boonyatumanond, R., Jaksakul, A., Pancharoen, P., Tabucanon, M.S. 2002. Monitoring of organochlorine pesticides residues in green mussels (*Perna viridis*) from the coastal area of Thailand. *Environmental Pollution* 119, 245-252.
32. Boonyatumanond, R., Wattayakorn, G., Amano, A., Inouchi, Y., Takada, H. 2007. Reconstruction of pollution history of organic contaminants in the upper Gulf of Thailand by using sediment cores: First report from Tropical Asia Core (TACO) project. *Marine Pollution Bulletin* 54, 554-565.

33. Botello, A.V. 1978. Presencia de hidrocarburos fósiles en sistemas costeros y estuarinos del Golfo de México. Tesis Doctoral. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México. 155p.
34. Botello, A.V., Castro, S. 1980. Chemistry and natural weathering of various crude oil fractions from the IXTOC-I oil spill. Proceedings of Symposium on Preliminary results from september 1979. Research/Pierce IXTOC-I Cruise U.S. Department of Commerce. NOAA. OMPA. Boulder, Colorado, USA. 591p.
35. Botello, A.V., Macko, S. 1982. Presencia de hidrocarburo fósiles (n-parafinas) en sedimentos recientes de lagunas costeras en el Pacífico de México. Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología UNAM 7(1), 159-168.
36. Botello, A.V., Goñi, A.J., Castro, A.S. 1983. Levels of organic pollution in coastal lagoons of Tabasco State, Mexico I: Petroleum hydrocarbons. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 31(3), 271-277.
37. Botello, A.V., Páez, O.F. 1986. *El problema crucial: la contaminación*. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México. 180p.
38. Botello, A.V., Mendelewicz, M., Villanueva, S. 1986. Impacto ambiental de los hidrocarburos fósiles en dos sistemas costeros del Caribe Occidental (México-Costa Rica). Informe Técnico OEA-CONACYT-UNAM. 73p.
39. Botello, A.V., Villanueva, S., Mendelewicz, M. 1987. Programa de vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sedimentos del Golfo de México y Caribe Mexicano 1978-1984. Caribbean Journal of Science 23(1), 29-40.
40. Botello, A.V., González, C., Díaz, G. 1991. Pollution by petroleum hydrocarbons in sediments from continental shelf of Tabasco state, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 47, 565-571.
41. Botello, A.V., Ponce-Vélez, G., Toledo, A., Díaz-González, G., Villanueva, S. 1992. Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. Ciencia y Desarrollo XVIII (102), 28-48.
42. Botello, A.V., Díaz, G.G., Villanueva, F.S., Salazar, S. 1993. Presence of PAH's in coastal environments of the southeast Gulf of Mexico. In: Garrigues, P., Lamote, M. (Eds.). Polycyclic Aromatic Compounds, Synthesis, Properties, Analytical Measurements, Occurrence and Biological Effects. Proceedings of the 13th International Symposium on Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Gordon & Breach Sciences Publishers. Bordeaux, Francia. 1264p. Suppl. Vol. 3 of the Journal of Polycyclic Aromatic Compounds, 397-404.
43. Botello, A.V., Díaz, G., Rueda, L., Villanueva, S. 1994. Organochlorine compounds in oysters and sediments from lagoons of the Gulf of Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 53, 238-245.

44. Botello, A.V. 1996a. Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo, pp. 203-210. *En*: Botello, A.V., Rojas-Galavíz, J.L., Benítez, J.A., Zárate-Lomelí, D. (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666p.
45. Botello, A.V. 1996b. Fuentes, transformación y caracterización geoquímica del petróleo en el ambiente marino, pp. 211-223. *En*: Botello, A.V., Rojas-Galavíz, J.L., Benítez, J.A., Zárate-Lomelí, D. (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666p.
46. Botello, A.V., Ponce-Vélez, G., Macko, S. 1996. Niveles de concentración de hidrocarburos en el Golfo de México, pp. 225-253. *En*: Botello, A.V., Rojas-Galavíz, J.L., Benítez, J.A., Zárate-Lomelí, D. (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666p.
47. Botello, A.V., Villanueva, F.S., Díaz, G.G. 1997. Petroleum pollution in the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 153, 91-118.
48. Botello, A.V., Calva, B.L.G. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua, and Tampamachoco Lagoons in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 60, 96-103.
49. Botello, A.V., Rueda-Quintana, L., Díaz-González, G., Toledo, A. 2000. Persistent organochlorine pesticides (POPs) in coastal lagoons of the subtropical Mexican Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64, 390-397.
50. Botello, A.V., Calva, B.L.G., Ponce, V.G. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from coastal lagoons of Veracruz state, Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 67, 889-897.
51. Botello, A.V., García-Ruelas, C., Ponce-Vélez, G. 2002. PAH levels in bivalve mollusks from the Mexican Subtropical Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69, 486-493.
52. Bouillon, S., Boschker, H.T.S. 2005. Bacterial carbon sources in coastal sediments: a review based on stable isotope data of biomarkers. *Biogeosciences Discussions* 2, 1617-1644.
53. Bouloubassi, I., Saliot, A. 1993. Dissolved, particulate and sedimentary naturally derived polycyclic aromatic hydrocarbons in a coastal environment: geochemical significance. *Marine Chemistry* 42, 127-143.

54. Bouloubassi, I., Fillaux, J., Saliot, A. 2001. Hydrocarbons in surface sediments from the Changjiang (Yangtze River) Estuary, East China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42(12), 1335-1346.
55. Boutton, W.T. 1991a. Stable carbon isotope ratios of natural materials: I. Sample preparation and mass spectrometric analysis, pp. 155-171. *In*: Coleman, D.C., Fry, B. (Eds.). *Carbon Isotope Techniques*. Academic Press Inc., San Diego, California.
56. Boutton, W.T. 1991b. Stable carbon isotope ratios of natural materials: Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments, pp. 173-185. *In*: Coleman, D.C., Fry, B. (Eds.). *Carbon Isotope Techniques*. Academic Press Inc., San Diego, California.
57. Bremle, G., Larsson, P. 1998. PCB in Eman river ecosystem. *Ambio* 27, 384-392.
58. Brooks, J. 1990. Classic petroleum provinces. *In*: Brooks, J. (Ed.). *Classic petroleum provinces*. Geological Society Special Publication 50, 1-8.
59. Buchman, M.F. 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34p.
60. Budge, S.M., Parrish, C.C. 1998. Lipid biogeochemistry of plankton, settling matter and sediments in Trinity Bay, Newfoundland: II. Fatty acids. *Organic Geochemistry* 29, 1547-1559.
61. Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Piérard, C., Garrigues, P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry* 58, 85-97.
62. Bulkley, V.R., Leung, S-Y.T., Richard, J.J. 1981. Organochlorine insecticide concentrations in fish of the Des Moines river, Iowa, 1977-78. *Pesticides Monitoring Journal* 15(2), 86-89.
63. Cai, Q.Y., Mo, C.H., Li, Y.H., Zeng, Q.Y., Katsoyiannis, A., Wu, Q.T., Féraud, J.F. 2007. Occurrence and assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from vegetable fields of the Peral River Delta, South China. *Chemosphere* 68, 159-168.
64. Cakirogullari, G.C., Secer, S. 2011. Seasonal variation of organochlorine contaminants in bonito (*Sarda sarda* L. 1758) and anchovy (*Engraulis encrasicolus* L. 1758) in Black Sea region, Turkey. *Chemosphere* 85, 1713-1718.
65. Calva, G.L., Torres, M.R. 1998. Plaguicidas organoclorados. *ContactoS 3^a Época* 30, 35-46.
66. Calva, B.L.G., Botello, A.V., Wong-Chang, I. 2002. Sedimentary record of PAH in a tropical coastal lagoon from the Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 12(2), 137-146.

67. Calva, B.L.G., Botello, A.V., Ponce-Vélez, G. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna Sontecomapan, Ver., México. *Hidrobiológica* 15(1), 97-108.
68. Carvalho, F.P. 2006. Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science and Policy* 9, 685-692.
69. Carvalho, F.P., Fowler, S.W., González-Farías, F., Mee, L.D., Readman, J.W. 1996. Agrochemical residues in Altata-Ensenada del Pabellón coastal lagoon (Sinaloa, Mexico): A need for integrated coastal zone management. *International Journal of Environmental Health Research* 6(3), 209-220.
70. Carvalho, F.P., González-Farías, F., Villeneuve, J.P., Cattini, C., Hernández-Garza, M., Mee, L.D. 2002. Distribution, fate and effects of pesticide residues in tropical coastal lagoons of northwestern Mexico. *Environmental Technology* 23(11), 1257-1270.
71. Carvalho, F.P., Villeneuve, J.P., Cattini, C., Rendón, J., Mota de Oliveira, J. 2009. Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Terminos, a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere* 74, 988-995.
72. CCA (Comisión para la Cooperación ambiental). 2000. Situación actual de la malaria y el uso de DDT en México. Centro Nacional de Vigilancia Epidemiológica, Centro Nacional de Salud Ambiental, SSA. Gallardo-Díaz, E.G. (Coordinador). 61p.
73. CCA (Comisión para la Cooperación ambiental). 2001. Diagnóstico situacional del uso de DDT y el control de la malaria. Informe regional para México y Centroamérica, Instituto de Salud Ambiente y Trabajo de México, PAHO/WHO/PNUMA/CCA, Global Environment Facility. Diciembre de 2001. 58p.
74. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1991. Interim Canadian environmental quality criteria for contaminated sites. Report CCME EPC-CS34, pp. 1-20, Manitoba, Canada.
75. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. *In*: Canadian environmental quality guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
76. CEPAL (Comisión Económica para América Latina). 2008. Tabasco: características e impacto socioeconómico de las inundaciones provocadas a finales de octubre y a comienzos de noviembre de 2007 por el frente frío número 4. LC/MEX/L.864. 231p.
77. Chen, W., Zhang, L., Xu, L., Wang, X., Hong, L., Hong, H. 2002. Residue levels of HCHs, DDTs and PCBs in shellfish from coastal areas of east Xiamen Island and Minjiang Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin* 45, 385-390.

78.CICOPLAFEST (Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas). 2004. Catálogo Oficial de plaguicidas. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca/Secretaría de Comercio y Fomento Industrial/Secretaría de Agricultura Ganadería y Desarrollo Rural/Secretaría de Salud. 428p.

79.CIMADES (Comisión Interinstitucional para el Medio Ambiente y el Desarrollo Social). 1997. Análisis de la calidad de agua y niveles de hidrocarburos del sistema Laguna El Yucateco-Río Chicozapote, Municipio de Cárdenas, Tabasco. Dirección de Protección Ambiental. 80p.

80.CIOH (Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrológicas). 1982. Manual de técnicas para el análisis de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrológicas. Armada Nacional, Dirección General Marítima y Portuaria. Cartagena, Colombia. 108p.

81.Commendatore, M.G., Esteves, J.L., Colombo, J.C. 2000. Hydrocarbons in coastal sediments of Patagonia, Argentina: Levels and probable sources. *Marine Pollution Bulletin* 40(11), 989-998.

82.Commins, B.T. 1969. Formation of polycyclic aromatic hydrocarbons during pyrolysis and combustion of hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 3, 565-572.

83.Connell, D.W., Miller, G.J., Mortimer, M.R., Shaw, G.R., Anderson, S.A. 1999. Persistent lipophilic contaminants and other chemical residues in the Southern Hemisphere. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29, 47-82.

84.Connell, D.W., Miller, G., Anderson, S. 2002. Chlorohydrocarbon pesticides in the Australian marine environment after banning in the period from the 1970s to 1980s. *Marine Pollution Bulletin* 45, 78-83.

85.Contreras, E.F. 1995. *Ecosistemas costeros mexicanos*. CONABIO/UAM-I. México. 415p.

86.Coplen, T.B., Brand, W.A., Gehre, M., Gröning, M., Meijer, H.A.J., Toman, B., Verkouteren, R.M. 2006a. New Guidelines for $\delta^{13}\text{C}$ Measurements. *Analytical Chemistry* 78, 2439-2221.

87.Coplen, T.B., Brand, W.A., Gehre, M., Gröning, M., Meijer, H.A.J., Toman, B., Verkouteren, R.M. 2006b. After two decades a second anchor for the VPDB $\delta^{13}\text{C}$ scale. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 20, 3165-3166.

88.Cortinas de Nava, C., Loredó, M.O.L., Cristián, F.A. 1996. *Lo que usted debe saber sobre los plaguicidas*. Serie plaguicidas No. 1. INE/SEMARNAP. México, D. F. 18p.

89. Cremlyn, R. 1989. *Plaguicidas modernos y su acción bioquímica*. Editorial Limusa. México. 356p.
90. Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K., van de Plassche, E. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *Journal of Environmental Management* 58, 297-312.
91. Culbertson, J.B., Valiela, I., Peacock, E.E., Reddy, C.M., Carter, A., VanderKruik, R. 2007. Long-term biological effects of petroleum residues on fiddler crabs in salt marshes. *Marine Pollution Bulletin* 54, 955-962.
92. Custer, T.W., Custer, C.M., Hines, R.K., Sparks, D.W. 2000. Trace elements, organochlorines, polycyclic aromatic hydrocarbons, dioxins, and furans in lesser scaup wintering on the Indiana Harbor Canal. *Environmental Pollution* 110, 469-482.
93. D'Adamo, R., Pelosi, S., Trotta, P., Sansone, G. 1997. Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. *Marine Chemistry* 56, 45-49.
94. Darko, G., Akoto, O., Oppong, C. 2008. Persistent organochlorine pesticide residues in fish, sediments and water from Lake Bosomtwi, Ghana. *Chemosphere* 72, 21-24.
95. Das, B., Ahmed, K.Y.S., Das, P., Saben, S.M. 2002. Organochlorine pesticide residues in catfish, *Tachysurus thalassinus* (Ruppell, 1835), from the South Patches of the Bay of Bengal. *Environmental Pollution* 120, 255-259.
96. Da Silva, A.M.F., Lemes, V.R.R., Barreto, H.H.C., Oliveira, E.S., De Alleluia, I.B., Paumgartten, F.J.R. 2003. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in edible fish species and dolphins from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70, 1151-1157.
97. da Silva, D.A.M., Bicego, M.C. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons and petroleum biomarkers in São Sebastião Channel, Brazil: Assessment of petroleum contamination. *Marine Environmental Research* 69, 277-286.
98. Dauberschmidt, C., Hoffmann, L. 2001. Distribution of persistent lipophilic contaminants in fish from Grand Duchy of Luxembourg. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66, 222-230.
99. Davodi, M., Esmaili-Sari, A., Bahramifarr, N. 2011. Concentration of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in some edible fish species from the Shadegan Marshes (Iran). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 294-300.
100. de Brito, A.P., Takahashi, S., Ueno, D., Iwata, H., Tanabe, S., Kubodera, T. 2002. Organochlorine and butyltin residues in deep-sea organisms collected from the western North Pacific, off-Tohoku, Japan. *Marine Pollution Bulletin* 45(1-12), 348-61.

101. de Mora, S., Villeneuve, J.P., Sheikholeslami, M.R., Cattini, Ch., Tolosa, I. 2004. Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48, 30-43.
102. Deshpande, D.A., Draxler, F.J.A., Zdanowicz, S.V., Schrock, E.M., Paulson, J.A. 2002. Contaminant levels in the muscle of four species of fish important to the recreational fishery of the New York Bight Apex. *Marine Pollution Bulletin* 44, 164-177.
103. Desiderie, P.G., Lepri, L., Heimler, D. 1984. Concentration, separation and determination of hydrocarbons in sea water. *Journal of Chromatography* 284, 167-178.
104. de Souza, A.S., Machado-Torres, J.P., Ornellas-Meire, R., Curcio-Neves, R., Souto-Couri, M., Silveira-Serejo, C. 2008. Organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and crabs (*Chasmagnathus granulata*, Dana, 1851) from mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Chemosphere* 73, S186-S192.
105. de Souza, P.M. 2004. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and polychlorinated biphenyls (PCB): main sources, environmental behaviour and risk to man and biota. *Quimica Nova* 27(6), 934-943.
106. de Souza, P.M., Kuch, B. 2005. Heavy metals, PCDD/F and PCB in sewage sludge samples from two wastewater treatment facilities in Rio de Janeiro State, Brazil. *Chemosphere* 60, 844-853.
107. Díaz-González, G., Vázquez-Botello, A., Ponce-Vélez, G. 1994. Contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's) disueltos en la laguna Mecoacán, Tabasco, México. *Hidrobiológica* 4(1-2), 21-27.
108. Díaz-González, G., Botello, A.V., Ponce-Vélez, G. 2005. Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, Laguna de Términos, Campeche, México, pp. 207-224. *En*: Botello, A.V., Rendón-von-Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández, C. (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. 2ª Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696p.
109. Díaz-Morales, N.E. 2006. Desarrollo, validación y aplicación de métodos cromatográficos para la determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en fuentes de abastecimiento de agua potable de la ciudad de Monterrey. Tesis de Doctorado. Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de Nuevo León. 116p.
110. Di Bella, G., Licata, P., Bruzzese, A., Naccari, C., Trombetta, D., Lo Turco, V., Dugo, G., Richetti, A., Naccari, F. 2006. Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Straits of Messina (Sicily, Italy). *Environment International* 32(6), 705-710.

111. Dissanayake, A., Galloway, T.S., Jones, M.B. 2009. Physiological condition and intraspecific agonistic behaviour in *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 375, 57-63.
112. Dissanayake, A., Piggott, C., Baldwin, C., Sloman, K.A. 2010. Elucidating cellular and behavioural effects of contaminant impact (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) in both laboratory-exposed and field-collected shore crabs, *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda). *Marine Environmental Research* 70, 368-373.
113. Dreisbach, R.H. 1983. *Handbook of Poisoning: Prevention, Diagnosis and Treatment*. 11th Ed. Lange Medical Publication. California 94022, USA. 231p.
114. ECO/OPS/OMS (Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud/Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud). 1995a. *Alfa- y beta-hexaclorociclohexanos (Alfa- y beta-HCHs), guía para la salud y la seguridad*. Guía para la salud y la seguridad No. 53. Metepec, México. 34p.
115. ECO/OPS/OMS (Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud/Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud). 1995b. *Endosulfán, guía para la salud y la seguridad*. Guía para la salud y la seguridad No. 17. Metepec, México. 36p.
116. Eganhouse, R.P., Gossett, R.W. 1991. Sources and magnitude of bias associated with determination of polychlorinated biphenyls in environmental samples. *Analytical Chemistry* 63, 2130-2137.
117. Ehleringer, J.D., Buchmann, N., Flanagan, L.B. 2000. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. *Ecological Applications* 10, 412-422.
118. Elordui-Zapatarietxe, S., Rosell-Melé, A., Moraleda, N., Tolosa, I., Albaigés, J. 2010. Phase distribution of hydrocarbons in the water column after a pelagic deep ocean oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1667-1673.
119. Erdogrul, O., Covaci, A., Schepens, P. 2005. Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaras, Turkey. *Environment International* 31(5), 703-711.
120. FAO (Food and Agriculture Organization). 1977. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31). Fisher, W. (Ed.). Vols. 1-7.
121. Farrán, A., Grimalt, J., Albaigés, J., Botello, A.V., Macko, S.A. 1987. Assessment of petroleum pollution in a Mexican river by molecular markers and carbon isotope ratios. *Marine Pollution Bulletin* 18(6), 284-289.
122. Farrington, J.W., Tripp, B.W. 1977. Hydrocarbons in western North Atlantic surface sediments. *Geochemica et Cosmochemica Acta* 41, 1627-1641.

123.Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrough, R.W., Martin, J.H., Bowen, V.T. 1983. US "Mussel Watch" 1976-1978: an overview of the trace metal, DDE, PCB, Hydrocarbon, and artificial radionuclide data. *Environmental Science and Technology* 17, 490-498.

124.Fernandes, M.B., Sicre, M.-A. 2000. The importance of terrestrial organic carbon inputs on Kara Sea shelves as revealed by *n*-alkanes, OC and $\delta^{13}\text{C}$ values. *Organic Geochemistry* 31, 363-374.

125.Fernandes, M.B., Sicre, M.-A., Boireau, A., Tronczynski, J. 1997. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin* 34(11), 857-867.

126.Ferrer, B.C.L. 1996. El manglar, un ecosistema complejo, importante, necesario y amenazado. *Revista de Divulgación* 3, 14-22.

127.Flores-Baca, B. 2010. Tendencia fisicoquímica y estado trófico de la laguna "El Yucateco", Tabasco de 2003 a 2009. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental). Posgrado en Ciencias Biológicas. Instituto de Biología, UNAM. México. 94p.

128.Fontugne, M.R., Duplessy, J.C. 1981. Organic carbon isotope fractionation by marine plankton in the temperature range -1 to 31 °C. *Oceanologica Acta* 4, 85-90.

129.Fowler, S.W. 1990. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. *Marine Environmental Research* 29, 1-64.

130.Frame, G.M., Cochran, J.W., Bowadt, S.S. 1996a. Complete PCB congener distributions for 17 Aroclor mixtures determined by 3 HRGC systems optimized for comprehensive, quantitative, congener-specific analysis. *Journal of High Resolution Chromatography* 19(12), 657-668.

131.Frame, G.M., Wagner, R.E., Carnahan, J.C., Brown, J.F.Jr., May, R.J., Smullen, R.A., Bedard, D.L. 1996b. Comprehensive, quantitative, congener-specific analyses of eight aroclors and complete PCB congener assignments on DB-1 capillary GC columns. *Chemosphere* 33(4), 603-623.

132.Frame, G.M. 1997. Congener-specific PCB analysis. *Analytical Chemistry News and Features* 69, 468A-475A.

133.Frame, G.M. 1999. Improved procedure for single DB-XLB column GC-MS-SIM quantitation of PCB congener distributions and characterization of two different preparations sold as "Aroclor 1254". *Journal of High Resolution Chromatography* 22(10), 533-540.

134. Freeman, K.H., Hayes, J.M., Trendel, J.M., Albrecht, P. 1990. Evidence from carbon isotope measurements for diverse origins of sedimentary hydrocarbons. *Nature* 343, 254-256.
135. Fry, B., Sherr, E.B. 1984. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contributions in Marine Science* 27, 13-47.
136. Fu, C.T., Wu, S.C., 2006. Seasonal variation of the distribution of PCBs in sediments and biota in a PCB-contaminated estuary. *Chemosphere* 62, 1786-1794.
137. Galavíz-Solís, A., Gutiérrez-Estrada, M., Castro del Río, A. 1987. Morfología, sedimentos e hidrodinámica de las lagunas Dos Bocas y Mecoacán, Tabasco, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México* 2(14), 109-123.
138. Galindo, R.J.G., Medina, J.A., Villagrana, L.C. 1996a. Toxic effects of organochlorine pesticides on *Penaeus vannamei* shrimps in Sinaloa, México. *Chemosphere* 33, 567-575.
139. Galindo, R.J.G., Medina, J.A., Villagrana, L.C. 1996b. Physiological and biochemical changes in shrimp larvae (*Penaeus vannamei*) intoxicated with organochlorine pesticides. *Marine Pollution Bulletin* 32, 872-875.
140. Galindo, R.G., Villagrana, L.C., Lazcano, A.G. 1999a. Environmental conditions and pesticide pollution of two coastal ecosystems in the Gulf of California, Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44, 280-286.
141. Galindo-Reyes, J.G., Fossato, V.U., Villagrana-Lizárraga, C., Dolci, F. 1999b. Pesticidas in water, sediments, and shrimp from a coastal lagoon off the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 38(9), 837-841.
142. García, M.L., Porte, C., Albaigés, J. 2000. Organochlorinated pollutants and xenobiotic metabolizing enzymes in W. Mediterranean mesopelagic fish. *Marine Pollution Bulletin* 40(9), 764-768.
143. García, S.G. 1999. Determinación de residuos de bifenilos policlorados PCB's en muestras de tejido adiposo de individuos ambientalmente expuestos en la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. México. 112p.
144. García-López, E., Zavala-Cruz, J., Palma-López, D. 2006. Caracterización de las comunidades vegetales en un área afectada por derrames de hidrocarburos. *Terra Latinoamericana* 24(1), 17-26.
145. García-Ruelas, C., Botello, A.V., Ponce-Vélez, G., Díaz-González, G. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments from the subtropical Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 49, 514-524.

146. Garton, L.S., Bonner, J.S., Ernest, A.N., Autenrieth, R.L. 1996. Fate and transport of PCBs at the New Bedford harbor superfund site. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(5), 736-745.

147. Gaudette, H.E., Flight, W.R., Toner, L., Folger, D.M. 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* 44, 249-253.

148. Giuliani, S., Piazza, R., Bellucci, L.G., Cu, N.H., Vecchiato, M., Romano, S., Mugnai, C., Nhon, D.H., Frignani, M. 2011. PCBs in Central Vietnam coastal lagoons: Levels and trends in dynamic environments. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1013-1024.

149. Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., Gamble, E. 1978. The mussel watch. *Environmental Conservation* 5, 101-125.

150. Goldberg, E.D., Koide, M., Hodge, V., Flegal, A.R., Martin, J.H., Parker, P.L. 1983. US Mussel Watch: 1976-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 16, 69-93.

151. Gold-Bouchot, G., Silva-Herrera, T., Zapata-Pérez, O. 1993. Chlorinated pesticides in the Rio Palizada, Campeche, México. *Marine Pollution Bulletin* 26(11), 648-650.

152. Gold-Bouchot, G., Silva-Herrera, T., Zapata-Pérez, O. 1995a. Organochlorine pesticides residues concentration in biota and sediments from Rio Palizada, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54, 554-561.

153. Gold-Bouchot, G., Noreña-Barroso, E., Zapata-Pérez, O. 1995b. Hydrocarbon concentrations in the american oyster, *Crassostrea virginica*, in Laguna de Términos, Campeche, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54, 222-227.

154. Gold-Bouchot, G., Zavala-Coral, M., Zapata-Pérez, O., Ceja-Moreno, V. 1997. Hydrocarbon concentrations in oysters (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 59, 430-437.

155. Gong, X., Qi, S., Wang, Y., Julia, E.B., Lv, Ch. 2007. Historical contamination and sources of organochlorine pesticides in sediment cores from Quanzhou Bay, Southeast China. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1434-1440.

156. González-Farías, F., Cisneros-Estrada, X., Fuentes-Ruiz, C., Díaz-González, G., Botello, A.V. 2002. Pesticides distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in northwest Mexico. *Environmental Technology* 23, 1247-1256.

157. González-Farías, F. 2003. Pesticides in the coastal zone of Mexico. *In*: Taylor, M., Klaine, S., Carvalho, F., Barceló, D., Everaarts, J. (Eds.). Pesticides residues in coastal tropical ecosystems. Distribución, fate and effects. Taylor & Francis, London. Ch. II, 311-337.
158. González-Farías, F., Hernández-Garza, M.R., Díaz-González, G. 2006. Organic carbon and pesticide pollution in a tropical coastal lagoon-estuarine system in northwest Mexico. *International Journal of Environment and Pollution* 26(1/2/3), 234–253.
159. Goñi, M.A., Teixeira, M.J., Perkey, D.W. 2003. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 57, 1023-1048.
160. Goñi, M.A., Monacci, N., Gisewhite, R., Ogston, A., Crockett, J., Nittrouer, C. 2006. Distribution and sources of particulate organic matter in the water column and sediments of the Fly River Delta, Gulf of Papua (Papua New Guinea). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 69, 225-245.
161. Green, W.N., Knutzen, J. 2003. Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. *Marine Pollution Bulletin* 46, 362-377.
162. Guinan, J., Charlesworth, M., Service, M., Oliver, T. 2001. Sources and geochemical constraints of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments and mussels of two Northern Irish Sea-loughs. *Marine Pollution Bulletin* 42(11), 1073-1081.
163. Guo, Y., Meng, X.Z., Tang, H.L., Zeng, E.Y. 2008. Tissue distribution of organochlorine pesticides in fish collected from the Pearl River Delta, China: Implications for fishery input source and bioaccumulation. *Environmental Pollution* 155, 150-156.
164. Guruge, K.S., Tanabe, S. 2001. Contamination by persistent organochlorines and butyltin compounds in the best coast of Sri Lanka. *Marine Pollution Bulletin* 42(3), 179-186.
165. Gutiérrez-Galindo, E.A., Sañudo-Wilhelmy, S.A., Flores-Báez, B.P. 1983. Variación especial y temporal de pesticidas organoclorados en el mejillón *Mytilus californianus* (Conrad) de Baja California. Parte I. *Ciencias Marinas* 9(1), 7-18.
166. Gutiérrez-Galindo, E.A., Flores-Muñoz, G., López-Mendoza, J.A. 1984. DDT en el ostión *Crassostrea gigas* (Thunberg) cultivado en Bahía de San Quintín, Baja California. *Ciencias Marinas* 10(3), 17-30.
167. Gutiérrez-Galindo, E.A., Flores-Muñoz, G., Villa-Andrade, M.F., Villaescusa-Celaya, J.A. 1988a. Hidrocarburos clorados en peces del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. *Ciencias Marinas* 14(4), 1-22.

168. Gutiérrez-Galindo, E.A., Flores-Muñoz, G., Villaescusa-Celaya, J.A. 1988b. Hidrocarburos clorados en moluscos del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. *Ciencias Marinas* 14(3), 91-113.
169. Gutiérrez-Galindo, E.A., Ríos-Mendoza, L.M., Flores-Muñoz, G., Villaescusa-Celaya, J.A. 1998. Chlorinated hydrocarbons in marine sediments of the Baja California (Mexico)-California (USA) border zone. *Marine Pollution Bulletin* 36, 27-31.
170. Hamilton, D.J., Ambrus, Á., Dieterle, R.M., Felsot, A.S., Harris, C.A., Holland, P.T., Katayama, A., Kurihara, N., Linders, J., Unsworth, J., Wong, S.S. 2003. Regulatory limits for pesticide residues in water (IUPAC technical report). *Pure and Applied Chemistry* 75(8), 1123-1155.
171. Hartmann, C.P., Quinn, G.J., Cairns, W.R., King, W.J. 2004. The distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in Narragansett Bay surface sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48, 351-358.
172. Hase, A., Hites, R.A. 1977. On the origin of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments: biosynthesis by anaerobic bacteria. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40, 1141-1143.
173. Hedges, J.I., Clark, W.A., Cowie, G.L. 1988. Organic matter sources to the water column and surficial sediment of a marine bay. *Limnology and Oceanography* 33, 1116-1136.
174. Hedges, J.I., Keil, R.G., Benner, R. 1997. What happens to terrestrial OM in the ocean?. *Organic Geochemistry* 27, 195-212.
175. Hedges, J.I., Oades, J.M. 1997. Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. *Organic Geochemistry* 27, 319-361.
176. Hermanson, M.H., Jackson, D.S., Johnson, G.W. 2010. History of Inuit community excretion of polychlorinated biphenyls recorded in sewage lake sediments. *Chemosphere* 78, 1322-1328.
177. Hernández-Romero, A.H., Tovilla-Hernández, C., Malo, E.A., Bello-Mendoza, R. 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 48, 1130-1141.
178. Hites, R.A., Laflamme, R.E., Farrington, J.W. 1977. Sedimentary polycyclic aromatic hydrocarbons: The historical record. *Science* 198, 829-831.
179. Hites, R.A., Laflamme, R.E., Windsor, J.G.Jr. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine/aquatic sediments: their ubiquity, pp. 289-311. *In*: Petrakis, L., Weiss, F.T. (Eds.) *Petroleum in the marine environment*, Advances in Chemistry Series 185. American Chemical Society, Washington, D.C.

180. Hobbs, K.E., Derek, C.G.M., Michaud, R., Béland, P., Letcher, R.J., Norstrom, R.J. 2003. PCBs and organochlorine pesticides in blubber biopsies from free-ranging St. Lawrence River Estuary beluga whales (*Delphinapterus leucas*), 1994-1998. *Environmental Pollution* 122, 291-302.
181. Hoekstra, P.F., O'Hara, T.M., Fisk, A.T., Borgá, K., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2003. Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environmental Pollution* 124, 509-522.
182. Hopkinson, Ch.S., Buffam, I., Hobbie, J., Vallino, J., Perdue, M., Eversmeyer, B., Prah, F., Covert, J., Hodson, R., Moran, M.A., Smith, E., Baross, J., Crump, B., Findlay, S., Foreman, K. 1998. Terrestrial inputs of organic matter to coastal ecosystems: an intercomparison of chemical characteristics and bioavailability. *Biogeochemistry* 43, 211-234.
183. Hostettler, F.D., Pereira, W.E., Kvenvolden, K.A., van Green, A., Luoma, S.N., Fuller, C.C., Anima, R. 1999. A record of hydrocarbon input to San Francisco Bay as traced by biomarker profiles in surface sediments and sediment core. *Marine Chemistry* 64, 115-127.
184. Hu, J., Peng, P., Jia, G., Mai, B., Zhang, G. 2006. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopes in sediments of the subtropical Pearl River estuary and adjacent shelf, Southern China. *Marine Chemistry* 98, 274-285.
185. Hu, L., Guo, Z., Feng, J., Yang, Z., Fang, M. 2009. Distributions and sources of bulk organic matter and aliphatic hydrocarbons in surface sediments of the Bohai Sea, China. *Marine Chemistry* 113, 197-211.
186. Huang, W., Peng, P., Yu, Z., Fu, J. 2003. Effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments. *Applied Geochemistry* 18, 955-972.
187. IARC (International Agency for Research on Cancer). 2011. International Agency for Research on Cancer Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Agents classified by the IARC Monographs, volumes 1-102. List of classification. June, 2011.
188. INE (Instituto Nacional de Ecología). 1999. Programa de gestión ambiental de sustancias tóxicas de atención prioritaria. Sistema Nacional de Información Ambiental.
189. Jaffé, R. 1991. Fate of hydrophobic organic pollutants in the aquatic environment: a review. *Environmental Pollution* 69, 237-257.
190. Jenkins, B.M., Jones, A.D., Turn, S.Q., Williams, R.B. 1996. Emission factors for polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass burning. *Environmental Science and Technology* 30, 2462-2469.

191. Jiang, C., Alexander, R., Kagi, R.I., Murray, A.P. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ancient sediments and their relationships to paleoclimate. *Organic Geochemistry* 29, 1721-1735.
192. John, P.J., Prakash, A. 2003. Bioaccumulation of pesticides on some organs of freshwater catfish *Mystus vittatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70(5), 1013-1016.
193. Júnior, J.L.R., Ré-Poppi, N. 2007. Determination of organochlorine pesticides in ground water samples using solid-phase microextraction by gas chromatography-electron capture detection. *Talanta* 72, 1833-1841.
194. Kajiwara, N., Ueno, D., Monirith, I., Tanabe, S., Pourkazemi, M., Aubrey, D.G. 2003. Contamination by organochlorine compounds in sturgeons from Caspian Sea during 2001 and 2002. *Marine Pollution Bulletin* 46, 741-747.
195. Kalovanova, F.P. 1991. *Human toxicology of pesticides*. CRC PRESS. USA. 196p.
196. Kalyoncu, L., Agca, I., Aktumsek, A. 2009. Some organochlorine pesticide residues in fish species in Konya, Turkey. *Chemosphere* 74, 885-889.
197. Keil, R.G., Tsamakidis, E., Fuh, B.C., Giddings, C.J., Hedges, J.I. 1994. Mineralogical and textural controls on the organic composition of coastal marine sediments: Hydrodynamic separation using SPLITT-fractionation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58(2), 879-893.
198. Keith, L.H. 1991. *Compilation of E.P.A.'s Sampling and Analysis Methods*. Keith, L.H., Mueller, W., Smith, D.L. (Eds.). Mueller, W., Smith, D.L. (Comp.). Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, U.S.A. 803p.
199. Kerhervé, P., Minagawa, M., Heussner, S., Monaco, A. 2001. Stable isotopes ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) in settling organic matter of the northwestern Mediterranean Sea: biogeochemical implications. *Oceanologica Acta* 24, S77-S85.
200. Killops, S.D., Massoud, M.S. 1992. Polycyclic aromatic hydrocarbons of pyrolytic origin in ancient sediments: evidence for Jurassic vegetation fires. *Organic Geochemistry* 18, 1-7.
201. Kim, G.B., Maruya, K.A., Lee, R.F., Lee, J.H., Koh, C.H., Tanabe, S. 1999. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Kyeonggi Bay, Korea. *Marine Pollution Bulletin* 38(1), 7-15.
202. Krang, A.-S. 2007. Naphthalene disrupts pheromone induced mate search in the amphipod *Corophium volutator* (Pallas). *Aquatic Toxicology* 85, 9-18.

203. Kuranchie-Mensah, H., Manukure, S.A., Maud, L.N.P., Blankson-Arthur, S., Osei, A.T., Fosu, P. 2012. Determination of organochlorine pesticide residue in sediment and water from the Densu river basin, Ghana. *Chemosphere* 86(3), 286-292.
204. Laflamme, R.E., Hites, R.A. 1978. The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 289-303.
205. Lanfranchi, A.L., Menone, M.L., Miglioranza, K.S.B., Janiot, L.J., Aizpún, J.E., Moreno, V.J. 2006. Striped weakfish (*Cynoscion guatucupa*): a biomonitor of organochlorine pesticides in estuarine and near-coastal zones. *Marine Pollution Bulletin* 52, 74-80.
206. Law, R.J., Dawes, V.J., Woodhead, R.J., Matthiessen, P. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin* 34(5), 306-322.
207. Lee, K.T., Tanabe, S., Koh, C.H. 2001. Distribution of organochlorine pesticides in sediments from Kyeonggi Bay and nearby areas, Korea. *Environmental Pollution* 114, 207-213.
208. Leyva-Cardoso, D.O. 2003. Análisis del grado de contaminación por plaguicidas organoclorados en la zona costera de la bahía de Petacalco, Guerrero Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México. 112p.
209. Leyva-Cardoso, D.O., Ponce-Vélez, G., Botello, A.V., Díaz-González, G. 2003. Persistent organochlorine pesticides in coastal sediments from Petacalco Bay, Guerrero, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 71, 1244-1251.
210. Li, Y.F., Cai, D.J., Singh, A. 1998. Technical hexachlorocyclohexane use trends in China and their impact on the environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35, 688-697.
211. Loganathan, B.G., Kannan, K. 1994. Global Organochlorine Contamination Trends: an Overview. *Ambio* 23, 187-199.
212. Loganathan, B.G., Irvine, K.N., Kannan, K., Pragatheeswaran, V., Sajwan, K.S. 1997. Distribution of selected PCB congeners in the Babcock Street Sewer District: a multimedia approach to identify PCB sources in combined sewer overflows (CSOs) discharging to the Buffalo River, New York. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33(2), 130-140.
213. Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D. 1995. Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1), 81-97.

- 214.Lorán, N.R.M., Palacios, F.M.R, Martínez, I.F.R., López, del A.C., Córdova, D.E. 2002. Pesquería de jaiba, pp. 203-206. *En*: Guzmán, A.P., Quiroga, B.C., Díaz, L.C., Fuentes, C.D., Contreras M.C., Silva, L.G. (Coord.). La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. Instituto Nacional de la Pesca, Universidad Veracruzana. México.
- 215.Luo, X., Mai, B., Yang, Q., Fu, J., Sheng, G., Wang, Z. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides in water columns from the Pearl River and the Macao harbor in the Pearl River Delta in South China. *Marine Pollution Bulletin* 48, 1102-1115.
- 216.Luo, X., Chen, S.J., Mai, B., Yang, Q., Sheng, G., Fu, J. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons in suspended particulate matter and sediments from the Pearl River Estuary and adjacent coastal areas, China. *Environmental Pollution* 139, 9-20.
- 217.Macías-Zamora, J.V., Mendoza-Vega, E., Villaescusa-Celaya, J.A. 2002. PAH's composition of surface sediments: A comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, B.C. Mexico. *Chemosphere* 46, 459-468.
- 218.Mackay, D., Fraser, A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution* 110, 375-391.
- 219.Mai, B.X., Fu, J.M., Sheng, G.Y., Kang, Y.H., Lin, Z., Zhang, G., Min, Y.S., Zeng, E.Y. 2002. Chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine and estuarine sediments from Pearl River Delta, China. *Environmental Pollution* 117, 457-474.
- 220.Maksymowska, D., Richard, P., Piekarek-Jankowska, H., Riera, P. 2000. Chemical and isotopic composition of the organic matter sources in the Gulf of Gdansk (Southern Baltic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 51, 585-598.
- 221.Maliszewska-Kordybach, B. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Applied Geochemistry* 11, 121-127.
- 222.Manirakiza, P., Covaci, A., Nizigiyimana, L., Ntakimazi, G., Schepens, P. 2002. Persistent chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in selected fish species from Lake Tanganyika, Burundi, Africa. *Environmental Pollution* 117, 447-455.
- 223.Masclat, P., Cachier, H., Liousse, C., Wortham, H. 1995. Emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons by savanna fires. *Journal of Atmospheric Chemistry* 22, 41-54.
- 224.Mayer, L.M. 1994a. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology* 114, 347-363.
- 225.Mayer, L.M. 1994b. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58(4), 1271-1284.

226. McElroy, A.E., Farrington, J.W., Teal, J.M. 1989. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment, pp. 1-40. *In*: Varanasi, U. (Ed.). *Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

227. McEwen, F.L., Stephenson, G.R. 1979. *The use and significance of pesticides in the environment*. John Wiley & Sons (Eds.). EUA. 538p.

228. McVeety, B.D., Hites, R.A. 1988. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to water surfaces: a mass balance approach. *Atmospheric Environment* 22, 511-536.

229. Meyers, P.A. 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry* 27, 213-250.

230. Middelburg, J.J., Nieuwenhuize, J. 1998. Carbon and nitrogen stable isotopes in suspended matter and sediments from Schelde Estuary. *Marine Chemistry* 60, 217-225.

231. Miliadis, G.E. 1993. Gas chromatographic determination of pesticides in natural waters of Greece. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 50(2), 247-252.

232. Miliadis, G.E. 1994. Determination of pesticide residues in natural waters of Greece by solid phase extraction and gas chromatography. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 52, 25-30.

233. Miserocchi, S., Langone, L., Tesi, T. 2007. Content and isotopic composition of organic carbon within a flood layer in the Po River prodelta (Adriatic Sea). *Continental Shelf Research* 27, 338-358.

234. Mitra, S., Dickhut, R.M., Kuehl, S.A., Kimbrough, K.L. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) source, sediment deposition patterns, and particle geochemistry as factors influencing PAH distribution coefficients in sediments of the Elizabeth River, VA, USA. *Marine Chemistry* 66, 113-127.

235. Montes, A.M., González-Farías, F., Botello, A.V. 2011. Pollution by organochlorine pesticides in Navachiste-Macapule, Sinaloa, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* DOI 10.1007/s10661-011-2046-2.

236. Moodley, L., Middelburg, J.J., Herman, P.M.J., Soetaert, K., de Lange, G.J. 2005. Oxygenation and organic-matter preservation in marine sediments: direct experimental evidence from ancient organic carbon-rich deposits. *Geology* 33(11), 889-892.

237. Moore, R.M., Vetter, W., Gaus, C., Shaw, R.G., Müller, F.J. 2002. Trace organic compounds in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 45, 62-68.

238. Muir, D.C.G., Omelchenko, A., Griff, N.P., Savoie, D.A., Lockhart, W.L., Wilkinson, P., Brunskill, G.J. 1996. Spatial trends and historical deposition of polychlorinated

biphenyls in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environmental Science and Technology* 30, 3609-3617.

239.Neff, M.J. 1979. *Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects*. Applied Science Publishers LTD. London. 262p.

240.NOM-027-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la Pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Noviembre, 1994.

241.NOM-028-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la Pesca. Pescados en conserva. Especificaciones sanitarias. Noviembre, 1994.

242.NOM-029-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la Pesca. Crustáceos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Noviembre, 1994.

243.NOM-031-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la Pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Noviembre, 1994.

244.NOM-052-ECOL-1993. Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Octubre, 1993.

245.NOM-133-ECOL-2000. Protección Ambiental. Bifenilos Policlorados (BPC'S). Especificaciones de manejo. Noviembre, 2001.

246.NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Noviembre, 1995.

247.Noreña-Barroso, E., Gold-Bouchot, G., Zapata-Pérez, O., Sericano, J.L. 1999. Polynuclear aromatic hydrocarbons in american oysters *Crassostrea virginica* from the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 38(8), 637-645.

248.Noreña-Barroso, E., Gold-Bouchot, G., Ceja-Moreno, V. 2007. Temporal Variation of Persistent Organic Pollutant (POP) Residue Concentrations in Sediments from the Bay of Chetumal, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 79, 141-146.

249.Notar, M., Leskovsek, H., Faganeli, J. 2001. Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42(1), 36-44.

250.NRC (National Research Council). 1985. *Oil in the sea. Inputs, Fates, and Effects*. National Academy Press. Washington, D.C., USA. 601p.

251. O'Connor, T.P. 1996. Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the US coast from 1986-1993. *Marine Environmental Research* 41, 183-200.
252. O'Connor, T.P. 1998. Mussel Watch results from 1986 to 1996. *Marine Pollution Bulletin* 37, 14-19.
253. O'Connor, T.P. 2002. National distribution of chemical concentrations in mussel and oysters in the USA. *Marine Environmental Research* 53, 117-143.
254. Okay, O.S., Donkin, P., Peters, L.D., Livingstone, D.R. 2000. The role of algae (*Isochrysis galbana*) enrichment on the bioaccumulation of benzo(a)pyrene and its effects on the blue mussel *Mytilus edulis*. *Environmental Pollution* 110, 103-113.
255. Onuska, F.I., Davies, S. 1991. Multivariate observations of the distribution of polychlorinated biphenyls on environmental compartments of two harbours. *International Journal of Environment Analysis Chemistry* 43, 137-150.
256. OPS/OMS (Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud). 1979. *Criterios de salud ambiental 2. Difenilos y Trifenilos Policlorados*. Publicación Científica No. 387, 97p.
257. Oren, A., Aizenshtat, Z., Chefetz, B. 2006. Persistent organic pollutants and sedimentary organic matter properties: A case study in the Kishon River, Israel. *Environmental Pollution* 141, 265-274.
258. Ortiz, L., Sánchez, E., Gutiérrez, E. 1993. *Análisis de suelos, fundamentos y técnicas. Parte I*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México. 104p.
259. Osuna-Flores, I., Riva, M.C. 2002. Organochlorine pesticide residue concentrations in shrimps, sediments, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68, 532-539.
260. Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, A.C., Botello, A.V., Ponce-Vélez, G., Osuna-López, J.I., Frías-Espiricueta, M.G., López-López, G., Zazueta-Padilla, H.M. 2002. Concentrations of selected metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Marine Pollution Bulletin* 44, 1296-1313.
261. Palma-López, D.J. 1999. Diagnóstico de los recursos naturales, niveles de contaminación y alternativas para el desarrollo del área de influencia de los campos petroleros Cinco Presidentes y La Venta Norte. Colegio de postgraduados en ciencias agrícolas, campus Tabasco. 420p.
262. Parga-Lozano, C.H., Marrugo-González, A.J., Fernández-Maestre, R. 2002. Hydrocarbon contamination in Cartagena Bay, Colombia. *Marine Pollution Bulletin* 44, 71-81.

- 263.Pereira, W.E., Hostettler, F.D., Rapp, J.B. 1992. Bioaccumulation of hydrocarbons derived from terrestrial and anthropogenic sources in the Asian Clam, *Potamocorbula amurensis*, in San Francisco Bay Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 24, 103-109.
- 264.Pereira, W.E., Hostettler, F.D., Luoma, S.N., van Green, A., Fuller, C.C., Anima, R.J. 1999. Sedimentary record of anthropogenic and biogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in San Francisco Bay, California. *Marine Chemistry* 64, 99-113.
- 265.Peris, E., Requena, S., de la Guardia, M., Pastor, A., Carrasco, J.M. 2005. Organochlorinated pesticides in sediments from the Lake Albufera of Valencia (Spain). *Chemosphere* 60, 1542-1549.
- 266.Persson, M.E., Larsson, P., Holmqvist, N., Stenroth, P. 2007. Large variation in lipid content, Σ PCB and $\delta^{13}\text{C}$ within individual Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Environmental Pollution* 145, 131-137.
- 267.Pichevin, L., Bertrand, Ph., Boussafir, M., Disnar, J-R. 2004. Organic matter accumulation and preservation controls in a deep sea modern environment: an example from Namibian slope sediments. *Organic Geochemistry* 35, 543-55.
- 268.Pierard, C., Budzinski, H., Garrigues, P. 1996. Grain-size distribution of polychlorobiphenyls in coastal sediments. *Environmental Science and Technology* 30, 2776-2783.
- 269.Ping, L.F., Luo, Y.M., Zhang, H.B., Li, Q.B., Wu, L.H. 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in thirty typical soil profiles in the Yangtze River Delta region, east China. *Environmental Pollution* 147, 358-365.
- 270.Ponce-Vélez, G., Botello, A.V., Díaz-González, G. 2006. Organic and inorganic pollutants in marine sediments from northern and southern continental shelf of the Gulf of Mexico. *International Journal of Environment and Pollution* 26(1,2,3), 295-311.
- 271.Popp, B.N., Laws, E.A., Bidigare, R.R., Dore, J.E., Hanson, K.L., Wakheman, S.G. 1998. Effect of phytoplankton cell geometry on carbon isotopic fractionation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62, 69-77.
- 272.Porte, C., Albaigés, J. 1993. Bioaccumulation patterns of PCB congeners in bivalves, crustaceans and fishes from the Mediterranean coast. Implications in biomonitoring studies. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26, 273-281.
- 273.Prahl, F.G., De Lange, G.J., Scholten, S., Cowie, G.L. 1997. A case of post-depositional aerobic degradation of terrestrial organicmatter in turbidite deposits from the Madeira Abyssal Plain. *Organic Geochemistry* 27(3-4), 141-152.

274. Quensen, Jr.III, Tiedje, J.M., Boyd, S.A. 1988. Reductive dechlorination of polychlorinated biphenyls by anaerobic microorganisms from sediments. *Science* 242, 752-754.
275. Ramu, K., Kajiwara, N., Mochizuki, H., Miyasaka, H., Asante, K.A., Takahashi, S., Ota, S., Yehand, H.M., Tanabe, S. 2006. Occurrence of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in deep-sea fishes from the Sulu Sea. *Marine Pollution Bulletin* 52, 1784-1832.
276. Ranjan, R.K., Routh, J., Ramanathan, A.L., Klump, J.V. 2011. Elemental and stable isotope records of organic matter input and its fate in the Pichavaram mangrove-estuarine sediments (Tamil Nadu, India). *Marine Chemistry* 126, 163-172.
277. Raymond, P.A., Bauer, J.E. 2000. Bacterial consumption of DOC during transport through a temperate estuary. *Aquatic Microbial Ecology* 22, 1-12.
278. Rendón-von Osten, J. 1990. Los insecticidas organoclorados, pp. 99-120. *En: Albert, L.A. (Ed.). Los plaguicidas y sus efectos en el ambiente y la salud. Centro de Ecodesarrollo. México, D. F.*
279. Rendón-von Osten, J., Memije-Canepa, M., Ek-Moo, N.A. 2005. Plaguicidas orgánicos persistentes (POPs) en sedimentos de la costa sur de Campeche, México, pp. 249-260. *En: Botello, A.V., Rendón-von-Osten, J., Gold-Bouchot, G., y Agraz-Hernández, C. (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2ª Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696p.*
280. Repetto, M., Martínez, D., Sanz, P. 1995. Actualización de la toxicología de los plaguicidas, pp. 557-601. *En: Repetto, M. (Ed.). Toxicología avanzada. Ediciones Díaz de Santos, S. A. España.*
281. Restrepo, I., Franco, S. 1988. *Naturaleza muerta. Los plaguicidas en México.* Editorial Andrómeda S.A. México. 236p.
282. Ribeiro, O.C.A., Voltaire, Y., Sanchez, Ch.A., Roche, H. 2005. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. *Aquatic Toxicology* 74, 53-69.
283. Riedel, R., Caskey, L.M., Costa-Pierce, B.A. 2002. Fish biology and fisheries ecology of the Salton Sea, California. *Hydrobiologia* 473, 229-244.
284. Rodas-Ortíz, J.P., Ceja-Moreno, V., Chan-Cocom, M.E., Gold-Bouchot, G. 2008. Vitellogenin induction and increased plasma 17 β -estradiol concentrations in male Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to organochlorine pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 81, 543-547.

285. Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T. 1998. Sources of fine organic aerosol. 9: Pine, oak, and synthetic log combustion in residential fireplaces. *Environmental Science and Technology* 32, 13-22.
286. Rosales, M.T.L., Botello, A.V., Bravo, H., Mandelli, E.F. 1979. PCBs and organochlorine insecticides in oysters from coastal lagoons of the Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 21, 652-656.
287. Rosales, M.T.L., Escalona, R.L., Alarcón, R.M., Zamora, V. 1985. Organochlorine hydrocarbons residues in sediments of two different lagoons of Northwest Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 35, 322-330.
288. Rueda, L., Botello, A.V., Díaz, G. 1998. Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 3, 55-61.
289. Ruus, A., Green, W.N., Maage, A., Amundsen, C.E., Schoyen, M., Skei, J. 2010. Post World War II orcharding creates present day DDT-problems in The Sør fjord (Western Norway) – A case study. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1856-1861.
290. Safe, S.H. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs) environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Critical Reviews in Toxicology* 24(2), 87-149.
291. Sahu, S.K., Ajmal, P.Y., Pandit, G.G., Puranik, V.D. 2009. Vertical distribution of polychlorinated biphenyl congeners in sediment core from Thane Creek area of Mumbai, India. *Journal of Hazardous Materials* 164, 1573-1579.
292. Sánchez-García, L., Cato, I., Gustafsson, Ö. 2010. Evaluation of the influence of black carbon on the distribution of PAHs in sediments from along the entire Swedish continental shelf. *Marine Chemistry* 119, 44-51.
293. Santschi, P.H., Presley, B.J., Wade, T.L., Garcia-Romero, B., Baskaran, M. 2001. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. *Marine Environmental Research* 52, 51-79.
294. Sarkar, S.K., Bhattacharya, B.D., Bhattacharya, A., Chatterjee, M., Alam, A., Satpathy, K.K., Jonathan, M.P. 2008. Occurrence, distribution and possible sources of organochlorine pesticide residues in tropical coastal environment of India: An overview. *Environment International* 34, 1062-1071.
295. Schmidt, F., Elvert, M., Koch, B.P., Witt, M., Hinrichs, K.U. 2009. Molecular characterization of dissolved organic matter in porewater of continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73(11), 3337-3358.

- 296.Schmidt, F., Hinrichs, K.U., Elvertt, M. 2010. Sources, transport, and partitioning of organic matter at a highly dynamic continental margin. *Marine Chemistry* 118, 37-55.
- 297.Schmidt, M.W., Noack, A.G. 2000. Black carbon in soils and sediments: analysis, distribution, implications and current challenges. *Global Biogeochemistry Cycles* 14, 777-793.
- 298.SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003. Bifenilos policlorados, información técnica. Dirección general de gestión integral de materiales y actividades riesgosas. Julio, 2003.
- 299.SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007. Plan nacional de implementación del Convenio de Estocolmo (PNI). México. 244p.
- 300.Senado de la República, Comisión de Recursos Hidráulicos. 2008. Informe de las inundaciones de 2007 en el estado de Tabasco. Diagnóstico preliminar. IMTA, UNAM, IPN, Colegio de Posgraduados, IMP. 48p.
- 301.Sericano, J.L., Wade, T.L., Jackson, T.J., Brooks, J.M., Tripp, B.W., Farrington, J.W., Mee, L.D., Readman, J.W., Villeneuve, J.P., Goldberg, E.D. 1995. Trace organic contamination in the Americas: an overview of the US National Status Trends and the International Mussel Watch programmes. *Marine Pollution Bulletin* 31, 214-225.
- 302.Sharma, K.V., Rhudy, K., Brooks, R., Hollyfield, S., Vazquez, G.F. 1997. Petroleum hydrocarbons in sediments of upper Laguna Madre. *Marine Pollution Bulletin* 34(4), 229-234.
- 303.Sharom, M.S., Miles, J.R.W., Harris, C.R., McEwen, F.L. 1980. Persistence of 12 insecticides in water. *Water Research* 14, 1089-1093.
- 304.Shen, L., Wania, F., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C.G., Xiao, H. 2006. Polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the North American atmosphere. *Environmental Pollution* 144, 434-444.
- 305.Shriadah, M.A. 1999. Oil contamination along oil tanker routes off the United Arab Emirates (The Arabian Gulf and the Gulf of Oman). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 63, 203-210.
- 306.Sicre, M.A., Marty, J.C., Saliot, A., Aparicio, X., Grimalt, J., Albaigés, J. 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: occurrence and origin. *Atmospheric Environment* 21, 2247-2259.
- 307.Simo, R., Grimalt, J.O., Albaigés, J. 1997. Loss of unburned fuel hydrocarbons from combustion aerosols during atmospheric transport. *Environmental Science and Technology* 31, 2697-2700.

308. Singh, B., Gupta, A. 2002. Monitoring of pesticides residues in different sources of drinking water of Jaipur, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69, 49-53.
309. Smith, A.G., Gangolli, S.D. 2002. Organochlorine chemicals in seafood: occurrence and health concerns. *Food and Chemical Toxicology* 40, 767-779.
310. Soclo, H.H., Garrigues, P.H., Ewald, M. 2000. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. *Marine Pollution Bulletin* 40(5), 387-396.
311. SSA (Secretaría de Salud). 2006. Intoxicación por plaguicidas (Primera y segunda parte). *Epidemiología Sistema Único de Información* 23(14-15), 1-4 y 1-3.
312. Stefanelli, P., Ausili, A., Ciuffa, G., Colasanti, A., Di Muccio, S., Morlino, R. 2002. Investigation of polychlorobiphenyls and organochlorine pesticides in tissues of tuna (*Thunnus thynnus*) from Mediterranean Sea in 1999. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69, 800-807.
313. Stefanelli, P., Ausili, A., Di Muccio, A., Fossi, C., Di Muccio, S., Rossi, S., Colasanti, A. 2004. Organochlorine compounds in tissues of swordfish (*Xiphias gladius*) from Mediterranean Sea and Azores islands. *Marine Pollution Bulletin* 49, 938-950.
314. Stetter, J. 1983. Insecticidal chlorohydrocarbons, p. 24-37. *In: Büchel, K.H. (Ed.). Chemistry of pesticides. USA. 518p.*
315. Sun, F., Wong, S.S., Li, C.G., Chen, S.N. 2006. A preliminary assessment of consumer's exposure to pesticide residues in fisheries products. *Chemosphere* 62(4), 674-680.
316. Sun, M.Y., Aller, R.C., Lee, C., Wakeham, S.G. 2002. Effects of oxygen and redox oscillation on degradation of cell-associated lipids in surficial marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66(11), 2003-2012.
317. Sweeney, R.E., Kaplan, I.R. 1980. Natural abundance of ^{15}N as a source indicator for near-shore marine sedimentary and dissolved nitrogen. *Marine Chemistry* 9, 81-94.
318. Tam, N.F.Y., Yao, M.W.Y. 2002. Concentrations of PCBs in coastal mangrove sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* 44, 642-651.
319. Telli-Karakoç, F., Tolun, L., Henkelmann, B., Klimm, Ch., Okay, O., Schramm, K-W. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) distributions in the Bay of Marmara sea: Izmit Bay. *Environmental Pollution* 119, 383-397.

320. Tesi, T., Miserocchi, S., Goñi, M.A., Langone, L. 2007. Source, transport and fate of terrestrial organic carbon on the western Mediterranean Sea, Gulf of Lions, France. *Marine Chemistry* 105, 101-117.

321. Thomas, D.H., Delfino, J.J. 1991. A gas chromatographic/chemical indicator approach to assessing ground water contamination by petroleum products. *Ground Water Monitoring Review* 11(4), 90-100.

322. Toledo, O.A., Bozada, L. 2002. *El delta del río Balsas. Medio ambiente, pesquerías y sociedad*. INE-Colegio de Michoacán A.C. México. 294p.

323. Tolosa, I., Bayona, J.M., Albaigés, J. 1996. Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons and sulphur/oxygen derivatives in northwestern Mediterranean sediments: Spatial and temporal variability, fluxes and budgets. *Environmental Science and Technology* 30, 2495-2503.

324. Tolosa, I., de Mora, S., Reza, S.M., Villeneuve, J.P., Bartocci, J., Cattini, Ch. 2004. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48, 44-60.

325. Tricklebank, K.A., Kingsford, M.J., Rose, H.A. 2002. Organochlorine pesticides and hexachlorobenzene along the central coast of New South Wales: multi-scale distributions using the territorial damselfish *Parma microlepis* as an indicator. *Environmental Pollution* 116, 319-335.

326. Tyler, A.O., Millward, G.E. 1996. Distribution and partitioning of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in the Humber estuary. *Marine Pollution Bulletin* 32, 397-403.

327. UNEP (United Nations Environment Programme). 2001. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Geneva, Switzerland. Chemicals.

328. UNEP (United Nations Environment Programme). 2011. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Geneva, Switzerland. Chemicals. <<http://www.chm.pops.int>>.

329. UNEP/FAO/IOC/IAEA (United Nations Environment Programme/Food and Agriculture Organization/Intergovernmental Oceanographic Commission/International Atomic Energy Agency). 1986. Determination of DDTs, PCBs in selected marine organisms by packed column gas chromatography. Reference methods for marine pollution studies No. 14.

330. UNEP/FAO/IOC/IAEA (United Nations Environment Programme/Food and Agriculture Organization/Intergovernmental Oceanographic Commission/International Atomic Energy Agency). 1993. Guidelines for monitoring chemical contaminants in the sea using marine organisms. Reference method for marine pollution studies No. 6.

331.UNEP/IAEA (United Nations Environment Programme/International Atomic Energy Agency). 1982. Determination of DDTs, PCBs and other hydrocarbons in marine sediments by gas liquid chromatography. Reference methods for marine pollution studies No. 17.

332.UNEP/IOC/IAEA (United Nations Environment Programme/Intergovernmental Oceanographic Commission/International Atomic Energy Agency). 1992. Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Reference methods for marine pollution studies No. 20.

333.UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization). 1976. Guide to operational procedures for the IGOS pilot project on marine pollution (petroleum). Monitoring manual and guides No. 7.

334.USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1979. Manual for analytical quality control for pesticides and related compounds in human and environmental samples. First revision, 600/1 79-008, USA.

335.USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1988. Ambient aquatic life water quality criteria for phenanthrene. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratories, Duluth. 43p.

336.USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2008. Polychlorinated biphenyls. Health effects of PCBs. epa.gov/epawaste/hazard/tsd/pcbs/pubs/effects.htm. Agosto, 2008.

337.USFDA (United States Food and Drugs Administration). 2011. Environmental chemical contaminants and pesticides, pp. 155-179 Ch. 9. *In*: Fish and fishery products hazards and controls guidance. 4th Ed. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Office of Food Safety. 468p.

338.van Bergen, P.F., Poole, I. 2002. Stable carbon isotopes of wood: a clue to palaeoclimate?. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 182, 31-45.

339.Venkatesan, M.I., Dahl, J. 1989. Organic geochemical evidence for global fires at the Cretaceous/Tertiary boundary. *Nature* 338, 57-60.

340.Venkatesan, M.I., Merino, O., Baek, J., Northrup, T., Sheng, Y., Shisko, J. 2010. Trace organic contaminants and their sources in surface sediments of Santa Monica Bay, California, USA. *Marine Environmental Research* 69, 350-362.

341.Verreault, J., Letcher, R.J., Ropstad, E., Dahl, E., Gabrielsen, G.W. 2006. Organohalogen contaminants and reproductive hormones in incubating glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, 2990-2996.

342. Verreault, J., Maisonneuve, F., Dietz, R., Sonne, C., Letcher, R.J. 2009. Comparative hepatic activity of xenobiotic-metabolizing enzymes and concentrations of organohalogenes and their hydroxylated analogues in captive Greenland sledge dogs (*Canis familiaris*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 162-172.
343. Wade, T.L., Atlas, E.L., Brooks, J.M., Kennicutt II, M.C., Fox, R.G., Sericano, J., García-Romero, B., DeFreitas, D. 1988. NOAA Gulf of Mexico status and trends program: Trace organic contaminant distribution in sediments and oysters. *Estuaries* 11, 171-179.
344. Wade, T.L., Sericano, J.L., Gardinali, P.R., Wolff, G., Chambers, L. 1998. NOAA's "Mussel Watch" Project: current use organic compounds in bivalves. *Marine Pollution Bulletin* 37, 20-26.
345. Wade, T.L., Soliman, Y., Sweet, S.T., Wolff, G.A., Presley, B.J. 2008. Trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) concentrations in deep Gulf of Mexico sediments. *Deep-Sea Research II* 55, 2585-2593.
346. Wakeham, S.G., Schaffner, C., Geiger, W. 1980a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Recent lake sediments- I. Compounds having anthropogenic origins. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 403-413.
347. Wakeham, S.G., Schaffner, C., Geiger, W. 1980b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments—II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44, 415-429.
348. Walse, S.S., Scott, G.I., Ferry, J.L. 2003. Stereoselective degradation of aqueous endosulfan in modular estuarine mesocosms: formation of endosulfan γ -hydroxycarboxylate. *Journal of Environmental Monitoring* 5, 373-379.
349. Wang, X.C., Druffel, E.R.M., Griffin, S., Lee, C., Kashgarian, M. 1998. Radiocarbon studies of organic compound classes in plankton and sediment of the northeastern Pacific Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62(8), 1365-1378.
350. Weber, J., Halsall, C.J., Muir, D., Teixeira, C., Small, J., Solomon, K., Hermanson, M., Hung, H., Bidleman, T. 2010. Endosulfan, a global pesticide: A review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. *Science of the Total Environment* 408, 2966-2984.
351. WHO (World Health Organization). 2011. Guidelines for drinking-water quality. 4^a Ed. WHO Press. Génova, Suiza. 541p.
352. Witt, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 3, 237-248.
353. Wong, W.W., Sackett, W.M. 1979. Fractionation of stable carbon isotopes by marine phytoplankton. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 1809-1915.

354. Woodhead, R.J., Law, R.J., Matthiessen, P. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments around England and Wales, and their possible biological significance. *Marine Pollution Bulletin* 38, 773-790.

355. Wu, Y., Zhang, J., Zhu, Z. 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Yalujiang Estuary, North China. *Marine Pollution Bulletin* 46, 619-625.

356. Youngblood, W.W., Blumer, M. 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: Homologous series in soils and recent marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 39, 1303-1314.

357. Yuan, D., Yang, D., Wade, T.L., Qian, Y. 2001. Status of persistent organic pollutants in the sediment from several estuaries in China. *Environmental Pollution* 114, 101-111.

358. Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Cretney, W.J., Fowler, B.R., McLaughlin, F.A. 1993. Alkane, terpene and polycyclic aromatic hydrocarbon geochemistry of the Mackenzie River and Mackenzie shelf: riverine contributions to Beaufort Sea coastal sediment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57, 3041-3061.

359. Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Goyette, D., Paton, D.W., Fowler, B.R., Sullivan, D., Boyd, J. 1999. Natural and anthropogenic inputs of hydrocarbons to the Strait of Georgia. *Science of the Total Environment* 225, 181-209.

360. Yunker, B.M., Macdonald, W.R., Vingarzan, R., Mitchell, H.R., Goyette, D., Sylvestre, S. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33, 489-515.

361. Zapata-Perez, O., Del-Rio, M., Dominguez, J., Chan, R., Ceja, V., Gold-Bouchot, G. 2005. Preliminary studies of biochemical changes (ethoxycoumarin *O*-deethylase activities and vitellogenin induction) in two species of shrimp (*Farfantepenaeus duorarum* and *Litopenaeus setiferus*) from the Gulf of Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 61, 98-104.

362. Zarfl, C., Matthies, M. 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic?. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1810-1814.

363. Zavala-Cruz, J. 1996. Impacto de las actividades petroleras sobre la hidrología superficial del Distrito de Agua Dulce, Tabasco, México, pp. 505-520. *En: Botello, A.V., Rojas-Galavíz, J.L., Benítez, J.A., Zárate-Lomelí, D. (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México. 666p.*

364. Zavala-Cruz, J., Ortíz-Solorio, C.A., Ojeda-Trejo, E., Botello, A.V. 1996. Contaminación del suelo por hidrocarburos en el campo petrolero Samaria, Tabasco, pp. 255-264. *En: Botello, A.V., Rojas-Galavíz, J.L., Benítez, J.A., Zárate-Lomelí, D. (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y*

Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México. 666p.

365.Zavala-Cruz, J., Gavi-Reyes, F., Adams-Schroeder, R.H., Ferrera-Cerrato, R., Palma-López, D.J., Vaquera-Huerta, H., Domínguez-Ezquivel, J.M. 2005. Derrames de petróleo en suelos y adaptación de pastos tropicales en el activo Cinco Presidentes, Tabasco, México. *Terra Latinoamericana* 23(3), 293-302.

366.Zhou, J.L., Maskaoui, K., Qiu, Y.W., Hong, H.S., Wang, Z.D. 2001. Polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine insecticides in the water column and sediments of Daya Bay, China. *Environmental Pollution* 113, 373-384.

367.Zhou, R., Zhu, L., Chen, Y., Kong, Q. 2008. Concentrations and characteristics of organochlorine pesticides in aquatic biota from Qiantang River in China. *Environmental Pollution* 151, 190-199.