



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN
SEDIMENTOS Y ORGANISMOS DEL COMPLEJO LAGUNAR DEL ISTMO DE
TEHUANTEPEC, OAXACA, MÉXICO.**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

PATRICIA ESPERANZA NAMIHIRA SANTILLÁN

Tutora Principal:

Dra. María Guadalupe Ponce Vélez
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Comité Tutor:

Dra. Rosario Iturbe Argüelles
Instituto de Ingeniería, UNAM
Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez
Facultad de Ciencias, UNAM
Dra. Christina Désirée Siebe Grabach
Instituto de Geología, UNAM
Dr. Antonio Zoilo Márquez García
Departamento de Hidrobiología, UAM Iztapalapa

MÉXICO, CD. MX., JULIO 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



**DETERMINACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS
EN SEDIMENTOS Y ORGANISMOS DEL COMPLEJO LAGUNAR DEL ISTMO
DE TEHUANTEPEC, OAXACA, MÉXICO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

PATRICIA ESPERANZA NAMIHIRA SANTILLÁN

*Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.*

Tutora Principal:

Dra. María Guadalupe Ponce Vélez
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

Comité Tutor:

Dra. Rosario Iturbe Argüelles
Instituto de Ingeniería, UNAM
Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez
Facultad de Ciencias, UNAM
Dra. Christina Désirée Siebe Grabach
Instituto de Geología, UNAM
Dr. Antonio Zoilo Márquez García
Departamento de Hidrobiología, UAM Iztapalapa

MÉXICO, CD. MX., JULIO 2023

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría para continuar con mi desarrollo profesional.

A CONACyT por la beca otorgada No. 183104

A la DGEP de la UNAM por la beca complementaria autorizada No. 000557

Al Dr. Alfonso Vásquez Botello por aceptarme en su equipo como estudiante de maestría al haber sido director de Tesis inicial del presente trabajo. Gracias por su confianza, guía, consejos y apoyo recibidos en todo momento.

A la Dra. María Guadalupe Ponce Vélez, primero por realizar el análisis cromatográfico de muestras de sedimentos y camarón y principalmente por aceptar ser mi directora de tesis sustituta, dando enfoque y estructura a este documento.

A los integrantes del Comité Tutorial Dra. Rosario Iturbe Argüelles, Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez, Dra. Christina Desireé Siebe Grabach y Dr. Gilberto Díaz González por sus valiosas revisiones, evaluaciones y observaciones que retroalimentaron el contenido de este documento.

Al Dr. Antonio Zoilo Márquez García, por darme la primera oportunidad de involucrarme en la investigación científica como alumna de Licenciatura de Hidrobiología en la UAM iztapalapa, por ser mi codirector de Tesina en la misma institución y por haber aceptado formar parte de mi Comité tutorial en la maestría.

Al Dr. Lorenzo Bozada Robles porque a partir de su Tesis de Doctorado surgió el interés de trabajar en este ecosistema, por su guía y ayuda en el trabajo de campo, así como por sus comentarios y aliento para continuar con esta meta.

A la M. en C. Laura Begoña Velandia Aquino por su apoyo en los trabajos de campo y gabinete de este documento y, sobre todo, por su confianza y amistad.

A las comunidades de pescadores de San Dionisio del Mar y Unión Hidalgo Oaxaca, por su invaluable hospitalidad, guía y apoyo en la toma de muestras en campo. Espero la información de este documento pueda serles útil de alguna forma.

DEDICATORIA

A Sara y Esperanza:

Mi madre y abuelita, mujeres que me formaron e inculcaron la consecución de metas a base de esfuerzo sin importar el tiempo y las circunstancias, pues siempre confiaron en mí.

Su fortaleza y resiliencia continúan guiándome e iluminando mi camino.

¡Agradecimiento eterno a ambas!

A Adriana:

Por ser mi hermana, compañera y la mejor sorpresa de la vida al convertirme en mi hija.

¡Gracias por ser y estar!

“La naturaleza es siempre más sutil, más compleja y más elegante que lo que somos capaces de imaginar.”

“Estamos en serios problemas si no entendemos el planeta que estamos tratando de salvar”

Carl Sagan



ÍNDICE GENERAL

LISTA DE TABLAS	i
TABLA DE FIGURAS	iii
TABLA DE ANEXOS.....	v
RESUMEN	a
ABSTRACT.....	b
INTRODUCCIÓN	1
MARCO TEÓRICO	2
Origen de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HAP)	2
Propiedades fisicoquímicas	3
Destino de los HAP en los ambientes acuáticos.	7
Índices de procedencia de HAP	9
Toxicología de HAP	10
Criterios de calidad de sedimentos (Long et al., 1995; Buchman, 2008).	12
Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q) (Long, Field, & MacDonald, 1998).....	12
Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess et al., 2012).	12
Equivalencia Total de Toxicidad [TEQB(a)p] (ATSDR, 2022)	13
Cociente de Riesgo (RQ) (Cao et al., 2010).	13
Factor de Bioacumulación (FBA)	13
Riesgo Incremental de Cáncer de por vida (ILCR)	14
ANTECEDENTES	14
OBJETIVO GENERAL	16
OBJETIVOS PARTICULARES	16
HIPÓTESIS	16
ÁREA DE ESTUDIO	17
Laguna Superior	18
Laguna Inferior	18
Mar Tileme	18
Laguna Quirio	19
Lagunas Oriental y Occidental	19
MATERIALES Y MÉTODOS	26
1.- TRABAJO DE CAMPO	26
1. a) Ubicación de los sitios de muestreo	26
1. b) Obtención de sedimentos.....	28
1. c) Obtención de organismos.....	28
2.- TRABAJO DE LABORATORIO	28
2.a) Cuantificación de HAP en sedimentos superficiales (UNEP, IOC, & IAEA, 1992). ..	28
2. b) Determinación de carbono orgánico (Walkley & Black 1934) modificado por (Ortiz, Gutiérrez, & Sánchez, 1993).	29
2. c) Determinación de HAP en peneidos (UNEP, FAO, IAEA & OEC., 1993)	29
3.- ANÁLISIS DE DATOS	30
Estadística.....	30
Criterios de Calidad de Sedimentos (Long et al., 1995; Buchman, 2008)	30
Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q) (Long, Field, & MacDonald, 1998).....	31
Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess, et al., 2012).	31
Equivalente de Toxicidad de b(a)a [b(a)p eq] (ATSDR, 2022)	32
Cociente de Riesgo (RQ) (Cao et al., 2010)	32
Factor de Bioacumulación (FBA) (Amiard & Amiard-Triquet, 2015).....	33
RESULTADOS	35
SEDIMENTO	35
A. Concentraciones de HAP por época de muestreo	35
A.1. Época de Lluvias (noviembre 2003)	35
A.2. Época de Secas (abril 2004)	38
A.3. Nortes (febrero 2005)	41
B. Comparación de distribución estacional de HAP en sedimento.	44
B.1. Comparación por número de anillos entre muestreos	44
B.2 Comparación de distribución de compuestos entre muestreos	44
B.3 Comparación entre estaciones para los tres muestreos	45

B.4 Distribución espacial de HAP en sedimentos superficiales del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	46
C. Porcentaje de carbono orgánico por muestreo en sedimento.	47
C.1. Carbono orgánico en sedimento superficial en Lluvias (noviembre 2003)	47
C.2. Carbono orgánico en sedimento superficial en Secas (abril 2004)	48
C.3. Carbono orgánico en sedimento superficial en Nortes (febrero 2005)	49
D. Comparación de distribución espacial y estacional de CO en sedimento superficial	49
E. Relación de HAP con carbono orgánico en sedimento	51
E.1. Comparación de concentración de HAP y contenido de carbono orgánico.	51
E.2 Comparación espacial de las concentraciones totales de HAP y contenido de carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por época de muestreo.	52
E.3 Comparación espacial de las medianas de la concentración de HAP y contenido de carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por época de muestreo.	53
F. Índice de procedencia de HAP en sedimento	53
F.1. Índices de procedencia de HAP en la época de lluvias (noviembre 2003)	53
F.2. Índices de procedencia de HAP en la época en secas (abril 2004)	54
F.3. Índices de procedencia de HAP en la época en nortes (febrero 2005)	55
F.4. Análisis de componentes principales para discriminar origen dominante de HAP	57
G. Análisis de Riesgo de sedimentos superficiales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	58
G.1. Guías de Calidad de Sedimentos superficiales	58
G.1.1. Época de Lluvias (noviembre 2003).....	59
G.1.2. Época de secas (abril 2004).....	61
G.1.3. Época de nortes (febrero 2005).....	63
G.1.4. Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	65
G.2. Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q)	66
G.3. Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess <i>et al.</i> , 2012).	67
G.4. Equivalencia Total de Toxicidad respecto al Benzo(a)Pireno [TEQB(a)p]	70
G.5. Cociente de Riesgo (RQ)	73
H. Zonificación de Riesgo Ambiental del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	75
CAMARÓN BLANCO (LITOPENEAUS VANNAMEI)	79
A. Concentraciones de HAP en camarón blanco por época de muestreo	79
A.1. Época de Lluvias (noviembre 2003).	79
A.2. Época de secas (abril 2004)	82
A.3. Época de nortes (febrero 2005)	85
B. Comparación entre muestreos de HAP en tejido de camarón	87
C. Relación de concentraciones de HAP en camarón y sedimento	89
D. Factor de bioacumulación de HAP en camarón	90
E. Riesgo Incremental de cáncer de por vida	92
DISCUSIÓN	94
SEDIMENTO	94
A. Concentraciones de HAP por época de muestreo	94
A.1. Época de Lluvias (noviembre 2003)	94
A.2. Época de Secas (abril 2004)	97
A.3. Nortes (febrero 2005)	100
B. Comparación de distribución estacional de HAP en sedimento.	101
B.1. Comparación por número de anillos entre muestreos	101
B.2 Comparación de distribución de compuestos entre muestreos	102
B.3 Comparación entre estaciones para los tres muestreos	102
D. Porcentaje de carbono orgánico por muestreo en sedimento.	105
C.1. Carbono orgánico en sedimento superficial en Lluvias (noviembre 2003)	105
C.2. Carbono orgánico en sedimento superficial en Secas (abril 2004)	107
C.3. Carbono orgánico en sedimento superficial en Nortes (febrero 2005)	108
D. Comparación de distribución espacial y estacional de CO en sedimento superficial	108
E. Relación de HAP con Carbono orgánico en sedimento	111
E.1. Comparación de concentración de HAP y contenido de carbono orgánico.	111
E.3 Comparación espacial de las medianas de la concentración de HAP y contenido de Carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por época de muestreo.	112
F. Índice de procedencia de HAP en sedimento	113

F.1. Índices de procedencia de HAP en la época de lluvias (noviembre 2003)	113
F.2. Índices de procedencia de HAP en la época en secas (abril 2004)	114
F.3. Índices de procedencia de HAP en la época en nortes (febrero 2005)	116
F.4. Análisis de componentes principales para discriminar origen dominante de HAP	118
G. Análisis de Riesgo de sedimentos superficiales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	119
G.1. Guías de Calidad de Sedimentos superficiales (Long et al.,1995; Buchman, 2008)	119
G.1.1. Época de lluvias (noviembre 2003)	119
G.1.2. Época de secas (abril 2004).....	119
G.1.3. Época de nortes (febrero 2005).....	119
G.1.4. Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	120
G.2. Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q) (Long, Field, & MacDonald, 1998)	121
G.3. Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess <i>et al.</i> , 2012).	122
G.4. Equivalencia Total de Toxicidad respecto al Benzo(a)Pireno [TEQ b(a)p] (ATSDR, 2022)	123
G.5. Cociente de Riesgo (RQ) (Cao et.al., 2010)	124
H. Zonificación de Riesgo Ambiental del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	124
CAMARÓN BLANCO (LITOPENEAUS VANNAMEI)	127
A. Concentraciones de HAP en camarón blanco por época de muestreo	127
A.1. Época de lluvias (noviembre 2003).	127
A.2. Época de secas (abril 2004)	128
A.3. Época de nortes (febrero 2005)	129
B. Comparación entre muestreos de HAP en tejido de camarón	130
C. Relación de concentraciones de HAP en camarón y sedimento	131
D. Factor de bioacumulación de HAP en camarón	132
E. Riesgo Incremental de cáncer de por vida	133
CONCLUSIONES	135
RECOMENDACIONES.....	136
LITERATURA CITADA	138
ANEXOS	159

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Principales propiedades fisicoquímicas de los 16 HAP prioritarios.	5
Tabla 1. Principales propiedades fisicoquímicas de los 16 HAP prioritarios.	6
Tabla 2. Índices de procedencia de HAP y valores umbral para la identificación inicial de HAP petrogénicos y pirogénicos en ambientes acuáticos (Stogiannidis & Laane, 2015)	9
Tabla 3. Hidrología de la laguna Superior	24
Tabla 4. Hidrología de la Laguna Inferior	24
Tabla 5. Hidrología del Mar Tileme	24
Tabla 6. Fuentes puntuales identificadas de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec (2003-2005)	25
Tabla 8. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (ng/g ps) en sedimentos superficiales en lluvias (noviembre 2003)	36
Tabla 9. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (ng/g ps) en sedimentos superficiales en secas (abril 2004)	39
Tabla 10. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (ng/g ps) en sedimentos superficiales en nortes (febrero 2005)	42
Tabla 11. Prueba de Wilcoxon para comparar las medianas de las concentraciones de HAP en las diferentes temporadas de muestreo.	45
Tabla 12. Prueba de Wilcoxon por estación en las diferentes temporadas de muestreo.	45
Tabla 13. Prueba Wilcoxon para las medianas de las concentraciones del HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.....	46
Tabla 14. Concentraciones de HAP en el Istmo de Tehuantepec.....	47
Tabla 15. Prueba de Wilcoxon para comparar los porcentajes de carbono orgánico por estación en las diferentes temporadas de muestreo.....	49
Tabla 16. Porcentaje de carbono orgánico en diversas lagunas costeras de México.	50
Tabla 17. Prueba de Wilcoxon para las medianas de la concentración de HAP y contenido de CO por estación por época de muestreo.....	51
Tabla 18. Comparación entre HAP y carbono orgánico en los tres muestreos estacionales en el complejo lagunar.....	51
Tabla 19. Índice de Procedencia de HAP en sedimento en lluvias (noviembre 2003) .	53
Tabla 20. Índices de procedencia de HAP en sedimento en secas (abril 2004)	54
Tabla 21. Índices de procedencia de HAP en sedimento en nortes (febrero 2005)	55
Tabla 22. Eigenvalores de los HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	57
Tabla 23. Factores que derivan los Componentes Principales de la procedencia de HAP en el complejo lagunar en el Istmo de Tehuantepec.....	57
Tabla 24. Criterios de Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) en la época de lluvias (noviembre 2003).....	60
Tabla 25. Criterios de Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) en la época de secas (abril 2004)	62
Tabla 26. Criterios de Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) en la época de nortes (febrero 2005).....	64
Tabla 27. Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU _{FCV13}) en lluvias (noviembre 2003).....	67
Tabla 28. Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU _{FCV13}) en secas (abril 2004).	68
Tabla 29. Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU _{FCV13}) en nortes (febrero 2005).	69
Tabla 30. Equivalentes Totales de B(a)p para la época de lluvias (noviembre 2003) ..	70
Tabla 31. Equivalentes Totales de b(a)p para la época de secas (abril 2003)	71
Tabla 32. Equivalentes Totales de B(a)p para la época de nortes (abril 2003)	72

Tabla 33. Comparación de diferentes índices de riesgo ambiental calculados para el complejo lagunar	76
Tabla 34. Concentración de HAP (ng/g ps) en tejido de camarón blanco (<i>Litopenaeus vannamei</i>) en la época de lluvias (noviembre 2003)	80
Tabla 35. Correlación de Spearman de las medianas de la concentración de HAP en tejido de camarón en época de lluvias (noviembre 2003).....	81
Tabla 36. Concentración de HAP (ng/g ps) en tejido de camarón blanco (<i>Litopenaeus vannamei</i>) en la época de secas (abril 2004)	83
Tabla 37. Correlación de Spearman de las medianas de la concentración de HAP en tejido de camarón en época de secas (abril 2004).	84
Tabla 38. Concentración de HAP (ng/g ps) en tejido de camarón blanco (<i>Litopenaeus vannamei</i>) en la época de nortes (febrero 2005)	86
Tabla 39. Correlación de Spearman para concentraciones de HAP en sedimento y tejido de camarón en los tres muestreos	89
Tabla 40. Concentración de HAP en sedimento, en tejido de camarón y Factor de Bioacumulación (FBA) de camarón blanco en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.....	91
Tabla 41 Mediana de Riesgo Incremental de Cáncer de por Vida (RICV) por factor por muestreo para el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.....	93
Tabla 42. Riesgo Incremental de Cáncer de por Vida en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	94

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Principales fuentes de emisión de HAP en el ambiente.	3
Figura 2. Vías de entrada y movilización de HAP en ambientes acuáticos.	8
Figura 3. Ecotoxicología de contaminantes en los ecosistemas acuáticos.	11
Figura 4. Área de estudio y fuentes identificadas de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	17
Figura 5. Concentración de clorofila "a" durante un evento de surgencia el 9 de diciembre de 2003.	20
Figura 6. Velocidad promedio del viento a 200 m de altura en el Golfo de Tehuantepec.	20
Figura 7 Variación batimétrica del complejo lagunar período 2008-2014.	21
Figura 8. Mapa de tiempos de residencia del complejo lagunar con boca abierta.	21
Figura 9. Distribución espacial de temperatura en lluvias 2007.	22
Figura 10. Distribución de sólidos totales disueltos en lluvias 2007.	22
Figura 11. Salinidad en lluvias 2007.	22
Figura 12. Anomalías de densidad en el complejo lagunar en época de lluvias de 2007.	23
Figura 13. Estaciones de Muestreo en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	27
Figura 9. Distribución espacial de HAP totales en sedimentos superficiales en época de lluvias (noviembre 2003)	38
Figura 10. Distribución espacial de HAP totales en época de secas (abril 2004)	41
Figura 11. Distribución espacial de HAP totales en época de nortes (febrero 2005)	44
Figura 12. Distribución espacial de la mediana de las concentraciones de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	46
Figura 13. Distribución espacial de Carbono orgánico en sedimento durante lluvias (noviembre 2003)	48
Figura 14. Distribución espacial de Carbono orgánico durante secas (abril 2004)	48
Figura 15. Distribución espacial de carbono orgánico durante nortes (febrero 2005) .	49
Figura 16. Distribución espacial de la Mediana de carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.	50
Figura 16. Comparación entre las concentraciones totales de HAP y contenido de carbono orgánico en los tres muestreos estacionales en el complejo lagunar ...	51
Figura 17. Comparación de la distribución espacial de concentraciones totales de HAP y CO del complejo lagunar en la época de lluvias (noviembre 2003)	52
Figura 18. Comparación de la distribución espacial de concentraciones totales de HAP y CO del complejo lagunar en la época (abril 2004)	52
Figura 19. Comparación de la distribución espacial de HAP y CO del complejo lagunar en la época de nortes (febrero 2005).....	52
Figura 20. Distribución espacial de HAP y CO en el complejo lagunar.	53
Figura 21. Gráfica de índices de procedencia Fen/Ant y Fluo/Pir para la época de lluvias (noviembre 2003).....	54
Figura 22. Gráfica de índices de procedencia Fen/Ant y Fluo/Pir para la época de secas (abril 2004).....	55
Figura 23. Gráfica de índices de procedencia Fen/Ant y Fluo/Pir para la época de nortes (febrero 2005)	56
Figura 24. Gráfica de índices de procedencia B(a)p/B(ghi)P y B(a)A/Cris para la época de nortes (febrero 2005).....	56
Figura 25. Diagrama Ternario por número de anillos en estaciones de muestreo	57
Figura 26. Componentes principales de origen probable de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	58
Figura 27. Calidad de Sedimentos del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por concentración total	65
Figura 28. M-ERM-Q en lluvias (noviembre 2003)	66
Figura 29. M-ERM-Q en secas (abril 2004)	66
Figura 30. M-ERM-Q en nortes (febrero 2005)	66
Figura 31. M-ERM-Q en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	67
Figura 32. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU,FCV13) por estación en lluvias (noviembre 2003).....	68

Figura 33. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU,FCV13) por estación en secas (abril 2004).....	68
Figura 34. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU FCV13) por estación en nortes (febrero 2005).....	69
Figura 35. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU FCV13) en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec...	69
Figura 36. Equivalente de b(a)p en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en lluvias (noviembre 2003)	70
Figura 37. Equivalente de b(a)p en secas en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec (abril 2004)	71
Figura 38. Equivalente de b(a)p totales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en nortes (febrero 2005)	72
Figura 39. Equivalente de b(a)p en sedimentos superficiales en los tres muestreos en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	73
Figura 40 Mediana de Σ Equivalentes de b(a)p en sedimentos superficiales por muestreo en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	73
Figura 41 Mediana del Cociente de riesgo (RC NCs) por compuesto durante los tres muestreos	74
Figura 42. Mediana de Cociente de riesgo (RQ MPCs) por compuesto durante los tres muestreos	74
Figura 43. Cociente de riesgo (Σ QR HAP NCs) durante los tres muestreos	75
Figura 44. Cociente de riesgo (Σ QR HAP MPCs) durante los tres muestreos	75
Figura 45. Riesgo Ambiental global de sedimentos superficiales del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	78
Figura 46. Cobertura de manglar en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en el año 2005 (CONABIO, 2022)	79
Figura 47. Frecuencia de HAP por número de anillos bencénicos en las tres épocas de muestreo	87
Figura 48. Porcentaje de detección de HAP por compuesto en los tres muestreos.....	87
Figura 49. Concentraciones totales de HAP en tejido de camarón por talla en los tres muestreos.....	88
Figura 50. Mediana de la concentración total de HAP en tejido de camarón en ambas tallas para los tres muestreos.....	89
Figura 51. Concentraciones de HAP en sedimento y tejido de camarón en los tres muestreos en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.....	90
Figura 52. Mediana del Factor de Bioacumulación en los muestreos de lluvias y secas en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.....	92

TABLA DE ANEXOS

ANEXO A. HAP en sedimento superficial	159
Anexo A 1 Composición porcentual de anillos bencénicos en sedimento (noviembre 2003)	159
Anexo A 2 Frecuencia de detección de HAP en época de lluvias (noviembre 2003)	159
Anexo A 3 Mediana de la concentración de HAP por compuesto durante lluvias (noviembre 2003)	159
Anexo A 4 Concentración total de HAP por estación durante lluvias (noviembre 2003)	160
Anexo A 5 Composición porcentual de anillos bencénicos en sedimento en secas (abril 2004)	160
Anexo A 6 Frecuencia de detección de HAP por compuesto en época de secas (abril 2004)	160
Anexo A 7 Mediana de la Concentración de HAP por compuesto durante secas (abril 2004)	160
Anexo A 8 Concentración total de HAP por estación durante secas (abril 2004)	161
Anexo A 9 Composición porcentual de anillos bencénicos en sedimento superficial en nortes (febrero 2005) 161	161
Anexo A 10 Frecuencia de detección de HAP por compuesto en época de nortes (febrero 2005)	161
Anexo A 11 Concentración de HAP por compuesto durante nortes (febrero 2005)	161
Anexo A 12 Concentración de HAP por estación durante nortes (febrero 2005)	162
Anexo A 13 Frecuencia de HAP por número de anillos en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	162
Anexo A 14 Frecuencia de HAP por compuesto en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	162
Anexo A 15 Mediana de las concentraciones de HAP por compuesto (2 y 3 anillos bencénicos) en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	162
Anexo A 16 Mediana de las concentraciones de HAP por compuesto (4 a 6 anillos bencénicos) en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	163
Anexo A 17 Mediana de la concentración de HAP por estación en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	163
Anexo A 18 Mediana de las concentraciones de HAP por muestreo en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	163
ANEXO B Carbono orgánico en sedimento	164
Anexo B 1 Carbono orgánico en sedimento superficial por estación durante lluvias (noviembre 2003)	164
Anexo B 2 Carbono orgánico por estación durante secas (abril 2004)	164
Anexo B 3. Carbono orgánico por estación durante nortes (febrero 2005)	164
Anexo B 4 Contenido de Carbono orgánico por estación en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	164
Anexo B 5 Mediana de contenido de Carbono orgánico por muestreo en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec	165
ANEXO C. HAP en camarón	165
Anexo C 1 Composición porcentual de anillos aromáticos de HAP en tejido de <i>Litopenaeus vannamei</i> en lluvias (noviembre 2003)	165
Anexo C 2 Frecuencia de HAP en tejido de <i>Litopenaeus vannamei</i> en lluvias (noviembre 2003) ..	165
Anexo C 3 Mediana de la concentración de HAP por compuesto en tejido de <i>Litopenaeus vannamei</i> en lluvias (noviembre 2003)	166
Anexo C 4 Mediana de la concentración total de HAP por tallas en <i>Litopenaeus vannamei</i> en lluvias (noviembre 2003)	166
Anexo C 5 Composición porcentual de anillos aromáticos de HAP en tejido de <i>Litopenaeus vannamei</i> en secas (abril 2004)	166
Anexo C 6 Composición porcentual de HAP por compuesto en tejido de <i>Litopenaeus vannamei</i> en secas (abril 2004)	167
Anexo C 7 Mediana de la concentración de HAP por compuesto en tejido de <i>Litopenaeus vannamei</i> en secas (abril 2004)	167
Anexo C 8 Mediana de la concentración total de HAP por tallas en <i>Litopenaeus vannamei</i> en secas (abril 2004).	167

RESUMEN

Este estudio contiene el primer registro de las concentraciones de los 16 Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HAP) prioritarios tanto en sedimento superficial como en tejido de crustáceos peneidos (*Litopenaeus vanammei*) en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, con información recabada, analizada y documentada en tres épocas climáticas durante los años 2003-2005.

En sedimento, se encontraron tanto diferencias estaciones como espaciales en las cantidades de HAP que se pueden asociar a los diferentes eventos climáticos, al tipo de fuentes contaminantes y a las características propias de los sitios de muestreo. Las medianas globales de las cantidades de HAP fueron 27.41 - 246.02 ng/g ps, con lo que fue posible establecer una zonificación donde los sitios con mayor contaminación se encontraron al oeste de la laguna Superior. Las fuentes de procedencia de los xenobióticos fueron tanto petrogénicas como pirogénicas y una mezcla de ambas.

El contenido de carbono orgánico se encontró entre 0.14 y 1.91%, que comparativamente con otros ecosistemas costeros de México se consideran bajos probablemente por la acción de los vientos Tehuantepecanos; sin embargo, la presencia de carbono orgánico en sedimentos del complejo lagunar no explica la concentración de los HAP cuantificados.

Se calcularon diversos índices de calidad ambiental de sedimentos y de riesgo ecotoxicológico, donde el principal riesgo ambiental se encontró en la desembocadura del complejo lagunar y la región con mayor productividad pesquera del ecosistema (interconexión entre laguna Inferior y laguna Oriental).

Los valores de HAP en tejido de camarón blanco en las tallas analizadas mostraron cantidades mayores en lluvias y secas, destacando el dibenzo(ah)antraceno y el benzo(a)pireno. Por su parte, en nortes, la cantidad de HAP encontrada fue mínima.

El factor de bioacumulación (FBA) más elevado fue para el benzo(a)pireno (10.31) durante secas para la talla grande en la desembocadura del complejo lagunar, lo que alerta sobre un posible riesgo ecológico y sanitario ya que se trata de la principal especie pesquera del ecosistema.

El cálculo de riesgo incremental de cáncer de por vida (RICV) señaló que la población más vulnerable es la adulta masculina cuyo modo de vida se basa en la actividad pesquera, seguido por los adolescentes masculinos que ejercen el oficio y las familias que incluyen al camarón cotidianamente en su dieta.

La información generada contribuye al conocimiento de la distribución espacial y temporal de HAP en el complejo lagunar y puede servir de base para la realización de estudios complementarios en la materia que ayuden en conjunto, a establecer programas de gestión tanto del ecosistema como de sus recursos biológicos y pesqueros, en beneficio de los grupos originarios que dependen de este hábitat ya que dos décadas después, el escenario ambiental se ha deteriorado por las actividades antropogénicas y el cambio climático.

ABSTRACT

This study contains the first record of 16 priority Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) levels in surface sediment and tissue of penaeid crustaceans (*Litopenaeus vanammei*) in the Tehuantepec Isthmus Lagoon Complex, with information collected, analyzed, and documented in three climatic seasons in the years 2003-2005.

In sediment, temporal and spatial differences were found in PAH levels that can be associated with different climatic events, the type of polluting sources, and the characteristics of sampling sites. The global medians of the amounts of PAH were 27.41 - 246.02 ng/g dw, with which it was possible to establish zoning where the sites with the highest contamination were found to the west of the Superior Lagoon. The sources of xenobiotics were petrogenic, pyrogenic, and a mixture of both.

The Organic Carbon content was found between 0.14 and 1.91%, which is considered low in comparison with other coastal ecosystems in Mexico, probably due to the action of the Tehuantepecan winds; however, the presence of Organic Carbon in sediments of the Lagoon Complex does not explain the concentration of PAHs quantified.

Various sedimentological and ecotoxicological risk quality indices were calculated. The main environmental risk was found in the inlet of the Lagoon Complex and the region with the highest fishing productivity of the ecosystem (interconnection inlet between Inferior and Oriental Lagoons).

In the analyzed sizes, PAH levels in white shrimp tissue showed higher amounts in rainy and dry periods, highlighting dibenzo(ah)anthracene and benzo(a)pyrene. On the other hand, in the windy period, the amount of PAH found was minimal.

The highest bioaccumulation factor (BAF) was for benzo(a)pyrene (10.31) during dry conditions for large-size shrimp in the inlet of the Lagoon Complex, which warns of a possible ecological and health risk since it is the main fishing specie in the ecosystem.

The calculation of incremental risk of cancer for life (RICV) indicated that the most vulnerable population are male adults whose way of life is based on fishing activity, followed by male adolescents who practice this activity, and families that include shrimp in their diet.

The information generated contributes to the knowledge of the spatial and temporal distribution of PAH in the Lagoon Complex and can serve as a basis for carrying out complementary studies on the matter that help to establish management programs for the ecosystem and its biological resources. and fishing, to benefit local people that depend on this habitat, because the environmental scenario has deteriorated two decades later due to anthropogenic activities and climate change.

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es inherente a la existencia humana; con el incremento de la población a nivel mundial, aumentan las actividades industriales y comerciales a gran escala, lo que ha ocasionado un deterioro acelerado de la naturaleza, cuyos efectos no sólo se ven en el estado de conservación del ambiente, sino que cada día existen evidencias de sus secuelas en la salud de los ecosistemas, la biota y los seres humanos. El efecto ambiental más importante se presenta cuando la entrada de estos contaminantes rebasa la resiliencia tanto de los ecosistemas como de los organismos lo que resulta en la pérdida de hábitats y biodiversidad (Chu & Carr, 2017).

Dentro de la extensa gama de contaminantes, están los Compuestos Orgánicos Persistentes (COP), y si bien, algunos de éstos tienen origen natural, la gran mayoría son xenobióticos. Estos compuestos se consideran entre los contaminantes más peligrosos para los ecosistemas y los organismos debido a características tales como su persistencia, bioconcentración, bioacumulación, biomagnificación, movilidad y transformaciones en el ambiente, así como por su poder carcinogénico y mutagénico en organismos. Estos aspectos hacen que estos compuestos se hayan detectado en todo el planeta, tanto en océanos profundos (Louvrado *et al.*, 2015) como en zonas polares (Balmer *et al.*, 2019), muy alejados de las áreas de su liberación inicial. Por su ubicuidad global, dentro de este tipo de contaminantes se encuentran los hidrocarburos policíclicos aromáticos (Neilson, 2000).

Los daños ocasionados por accidentes relacionados con el derrame de hidrocarburos en ecosistemas acuáticos a gran y pequeña escala [México, 1978 (Soto *et al.*, 2014); Alaska 1989 (Mace, Vivian, & Yim, 2020); Golfo Pérsico, 1991 (Hassanshahian, Amirinejad, & Askarinejad, 2020); España 2002, (Morales-Caselles *et al.*, 2008), Golfo de México 2010 (Crone & Tolstoy, 2010), entre otros], han puesto de manifiesto no sólo efectos considerados como irreversibles en el medio abiótico, sino que han demostrado que las consecuencias siguen siendo evidentes en la biota tiempo después de lo ocurrido.

Por lo anterior, hoy en día es insuficiente caracterizar el estado de un ecosistema con tan sólo determinar las concentraciones de contaminantes presentes en las matrices tradicionales de los cuerpos acuáticos (agua y sedimento), sino que se ha hecho necesario conocer cómo éstos afectan a la biota y de esta manera, poder explicar la relación entre la exposición de una población a contaminantes y los subsecuentes efectos biológicos, cuya información conjunta obtenida a través de respuestas biológicas específicas, permitirá inferir la salud de un ecosistema (Roberts, Newman, & Hale, 2000).

México cuenta con 11,592.77 km de litoral, siendo el más extenso el del Pacífico con 892,800 ha de superficies estuarinas y de lagunas costeras (Contreras, 1983). En el estado de Oaxaca, se encuentra parte del Golfo de Tehuantepec, cuyas aguas se caracterizan por tener una alta productividad biológica reflejada principalmente en capturas importantes de crustáceos, representando a fines del siglo pasado, el 4º lugar a nivel nacional en pesca de altura (Tapia-García & Gutiérrez-Díaz, 1998). Sin embargo, los datos más recientes pre-pandemia (CONAPESCA, 2020), indican un declive de captura de camarón del 57.8 % en las costas de Oaxaca entre los años 2011-2020 con máximos de captura en 2013 (2457 Ton.).

La captura de crustáceos también es importante a nivel artesanal dentro de las lagunas oaxaqueñas del Golfo de Tehuantepec por parte de dos grupos étnicos:

pueblo Ikood o Huave y Zapotecos, siendo esta actividad su principal medio de vida (Bozada, 2006).

El complejo lagunar del Golfo de Tehuantepec, está formado por varios cuerpos de agua interconectados: laguna Superior, laguna Inferior, Mar Tileme, laguna Oriental, laguna Occidental y laguna Quirio. Este complejo lagunar se encuentra en la cercanía de Salina Cruz y Juchitán, Oaxaca que presenta una importante actividad agrícola, así como significativas operaciones petroleras y de producción industrial, que iniciaron funciones desde la década de los setenta del siglo pasado (SEGOB, s/f).

La presencia de la Refinería "Ing. Antonio Dovalí Jaime", localizada a 5 km al noroeste de Salina Cruz, y a 8 km al suroeste del punto más cercano al complejo lagunar, representa una fuente de importante de contaminación por hidrocarburos hacia estos cuerpos de agua, debido a las constantes maniobras de transporte y movilización de productos derivados del petróleo, lo que ha originado algunos derrames accidentales que han alcanzado principalmente a la laguna Superior (González-Lozano *et al.*, 2006).

La influencia de las fuentes contaminantes en los sistemas costeros no es un problema que se considere simple y que se pueda limitar geográficamente, ya que la trayectoria final de los contaminantes estará sujeta a los procesos físicos, atmosféricos, hidrológicos, geológicos, químicos y biológicos de estos ambientes que interactúan de modo complejo y determinan el destino de los contaminantes (Botello, *et al.*, 1994).

MARCO TEÓRICO

Origen de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HAP)

Los HAP son compuestos orgánicos formados de átomos de carbono e hidrógeno que configuran dos o más anillos fusionados de benceno. Su aparición se cree procede de la formación de estrellas y exoplanetas ya que se han registrado en el espacio, y se consideran posibles compuestos de partida para la síntesis biológica en las primeras formas de vida (Hayakawa, 2018).

El proceso de generación de HAP en el planeta es a través de la pirólisis de materiales orgánicos en un proceso complejo que lleva varios millones de años para completarse por el rearrreglo y transformación de materiales biogénicos a temperaturas de entre 100-300° C, para formar combustibles fósiles y que se conoce como "carbonización", cuyas fuentes más importantes son el carbón, los aceites minerales y el petróleo (HAP petrogénicos); estos últimos a su vez, son empleados como combustibles para diversas actividades antropogénicas, pero en este caso, la pirólisis subsecuente se realiza en condiciones completamente diferentes a las presentadas en la naturaleza [muy rápido, a altas temperaturas (700°C)] por lo que es incompleta y uno de los productos residuales son los HAP pirogénicos. También existen HAP con procesos de formación relativamente rápido (días a años) por la transformación de ciertas clases de compuestos orgánicos en suelos y sedimentos (*HAP diagénicos*), y, finalmente existen HAP biogénicos que son productos metabólicos de organismos microscópicos o de degradación microbiana en condiciones aerobias y anaerobias. (Neff, 1979; Grimmer, 1983).

Varios HAP tienen un papel importante en muchas áreas de las actividades científicas e industriales (Figura 1) como catalizadores e intermediarios en productos agrícolas, fotográficos, lubricantes, farmacéuticos, pigmentos, tinturas, plásticos y plaguicidas, entre otras industrias (Abdel-Shafy & Mansour, 2016),

Las moléculas de HAP son sólidas, neutras, hidrofóbicas y semivolátiles que tienden a adherirse a materiales particulados o sustancias húmicas (aerosoles, suelos, sedimentos) para a través de ellos, dispersarse por todo el planeta, encontrándose registros en todos los ecosistemas y en los tejidos de numerosas especies animales (Patel, *et al.*, 2020).

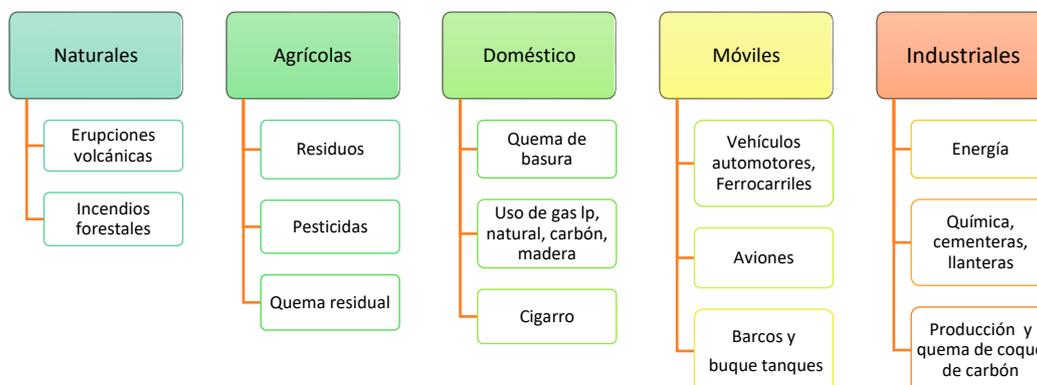


Figura 1. Principales fuentes de emisión de HAP en el ambiente.
Tomado parcialmente de Patel *et al.*, (2020)

Propiedades fisicoquímicas

Los HAP se consideran compuestos de alta estabilidad debido a sus propiedades fisicoquímicas (estructura conformada por varios anillos, hidrofobicidad y termoestabilidad), que los hacen altamente persistentes en el ambiente (Lawal, 2017), y cuya peligrosidad suele relacionarse con el mayor número de anillos bencénicos de la molécula y mayor peso molecular (Patel *et al.*, 2020). Se han identificado más de 100 HAP parentales en muestras ambientales de todo tipo (Fan & Lin, 2011). De manera particular, los HAP de 2 a 7 anillos presentan actividad carcinógena inferida y/o comprobada por experimentación animal y, bajo ciertas condiciones de exposición, existe evidencia que se incrementa el riesgo de padecer cáncer en los seres humanos (Neilson, 1998).

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés), ha descrito una lista que incluye 16 HAP parentales como "contaminantes prioritarios" debido a su frecuencia en el ambiente y su potencial carcinógeno, si bien algunos autores han cuestionado la inclusión de sólo 16 HAP en esta lista y la omisión de compuestos alquilados, oxigenados, nitrogenados y aminogenados (Keith, 2014; Andersson & Achten, 2015). Los factores que han hecho que estos 16 compuestos se sigan empleando de forma estandarizada en todo el mundo para evaluar la salud de los ecosistemas de acuerdo con Andersson & Achten (2015) son: la fácil obtención de estándares de referencia, menores costos de operación por el número limitado de analitos, mayores datos experimentales toxicológicos y mayor frecuencia de detección en diversos compartimientos ambientales, entre otros,

Los 16 HAP en la Lista de Contaminantes Prioritarios tienen en su estructura de 2 a 6 anillos bencénicos que se agrupan de acuerdo a su peso molecular: Los compuestos de dos a tres anillos bencénicos, se conocen como HAP de Bajo Peso Molecular (naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, pireno, antraceno y flouranteno), mientras que los compuestos de 4 a 6 anillos bencénicos se conocen como HAP de Alto Peso Molecular (pireno, benzo([a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo(ghi)perileno, dibenzo[ah]antraceno e indeno[123-cd]pireno). De manera general, a mayor cantidad de anillos, mayor peso molecular, hidrofobicidad, persistencia y probabilidad de ocasionar efectos tóxicos a

los ecosistemas (ATSDR, 1995; González-Lozano *et al.*, 2010; Froehner *et al.*, 2018; Bateni, *et al.*, 2022).

El transporte y la partición de los HAP en el ambiente depende de sus diversas propiedades fisicoquímicas. Por ejemplo, la constante de la Ley de Henry es el coeficiente de partición que expresa la proporción de las concentraciones químicas en aire y agua en equilibrio y se emplea como el indicador del potencial del compuesto de volatilizarse; el coeficiente de distribución de carbono orgánico (K_{oc}) indica la capacidad del compuesto a unirse al suelo o sedimento y el coeficiente de moléculas etanol/agua (K_{ow}) se emplea para estimar el potencial de un compuesto de trasladarse del agua hacia los lípidos. Por esta razón, el K_{ow} correlaciona con la bioacumulación en organismos acuáticos cuya vía de exposición puede ser respiratoria (agua), digestiva (sedimentos) o una mezcla de ambas (ATSDR, 1995).

En la tabla 1 se muestran las principales propiedades fisicoquímicas de los 16 HAP prioritarios, acomodados por el número de anillos bencénicos presentes en su estructura.

Tabla 1. Principales propiedades fisicoquímicas de los 16 HAP prioritarios.
Tomado de ATSDR (2022), Patel et al., (2020) y Elzein et al., (2020)

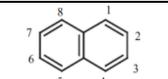
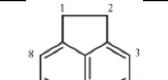
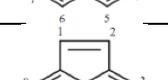
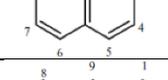
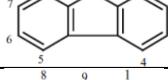
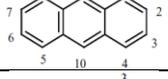
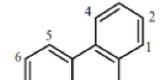
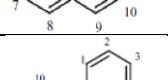
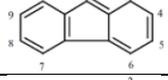
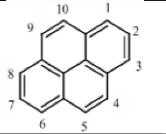
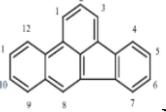
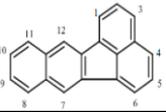
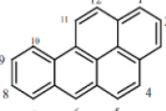
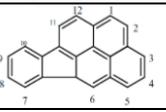
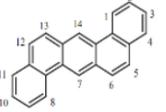
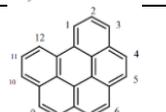
	Nombre	Fórmula	Estructura	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad en agua (mg/l)	Fase	Punto de fusión (°C)	Punto de ebullición (°C)	Presión de vapor (mmhg)	Log Kow	Log Koc	Toxicidad IARC	Factor Equivalencia Tóxica
HAP Bajo Peso Molecular	naftaleno (naf)	C ₁₀ H ₈		128.17	31	Gas	80.26	218	0.087	3.29	2.97	2B	-
	acenafteno (ace)	C ₁₂ H ₁₀		154.21	3.8	Gas	95	96	4.47 x 10 ⁻³	3.98	3.66	3	-
	acenaftileno (ana)	C ₁₂ H ₈		152.20	16.1	Gas	92-93	265-275	0.029	4.07	1.40	3	-
	fluoreno (flo)	C ₁₃ H ₁₀		166.22	1.9	Gas	116-117	295	3.2 x 10 ⁻⁴	4.18	3.66	3	-
	antraceno(ant)	C ₁₄ H ₁₀		178.23	0.045	Partícula Gas	218	340-342	1.75 x 10 ⁻⁶	4.45	4.15	3	-
	fenantreno (fen)	C ₁₄ H ₁₀		173.23	1.1	Partícula Gas	100	340	6.8 x 10 ⁻⁴	4.45	4.15	3	-
	fluoranteno (flu)	C ₁₆ H ₁₀		202.26	0.26	Partícula Gas	110.8	375	5.0 x 10 ⁻⁶	4.90	4.58	3	-
HAP Alto Peso Molecular	benzo(a)antraceno [b(a)a]	C ₂₀ H ₁₂		228.29	0.011	Partícula	158	438	2.5 x 10 ⁻⁶	5.61	5.30	2B	0.1
	criseno(cris)	C ₁₈ H ₁₂		228.29	0.0015	Partícula	254	448	6.4 x 10 ⁻⁹	5.9	Sin datos	2B	0.011

Tabla 1. Principales propiedades fisicoquímicas de los 16 HAP prioritarios. Tomado de ATSDR (2022), Patel et al., (2020) y Elzein et al., (2020). Continuación

Nombre	Fórmula	Estructura	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad en agua (mg/l)	Fase	Punto de fusión (°C)	Punto de ebullición (°C)	Presión de vapor (mmhg)	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Toxicidad IARC	Factor Equivalencia Tóxica
pireno (pir)	C ₁₆ H ₁₀		202.26	0.132	Partícula Gas	156	393-404	2.5 x 10 ⁻⁶	4.88	4.58	3	-
benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	C ₂₀ H ₁₂		252.32	0.0015	Partícula	168.3	Sin datos	5.0 x 10 ⁻⁷	6.04	5.74	2B	0.1
benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	C ₂₀ H ₁₂		252.32	0.0008	Partícula	215.7	480	9.59 x 10 ⁻¹¹	6.06	5.74	2B	0.1
benzo(a)pireno [b(a)p]	C ₂₀ H ₁₂		252.32	0.0038	Partícula	179 - 179.3	495	5.6 x 10 ⁻⁹	6.06	6.74	1	1
indeno(123-cd)pireno [i(123-cd)p]	C ₂₂ H ₁₂		276.34	0.062	Partícula	163.6	530	10 ⁻¹⁰ - 10 ⁻¹⁶	6.58	6.20	2	0.1
dibenzo(ah)antraceno [d(ah)a]	C ₂₂ H ₁₄		278.35	0.0005	Partícula	262	Sin datos	1 x 10 ⁻¹⁰	6.84	6.52	2A	2.4
benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	C ₂₂ H ₁₂		276.34	0.00026	Partícula	273	550	1.03 x 10 ⁻¹⁰	6.50	6.50	3	-

K_{ow} = Coeficiente de partición agua – etanol. Log K_{ow} es útil para predecir la distribución del compuesto en el ambiente. Valores altos significan alta hidrofobicidad. Compuestos con K_{ow} > 4.5 tienen tasas mayores de bioacumulación.

K_{oc} = Coeficiente de adsorción del suelo. Log K_{oc} es útil para predecir la movilidad del compuesto en el suelo (distribución y nivel de exposición del compuesto). Valores altos de K_{oc} indican fuerte adsorción al suelo y materia orgánica. Los compuestos con Log K_{oc} > 4.5 tienen efectos potenciales adversos en la fauna terrestre.

Toxicidad IARC (Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer) = 1: Carcinógeno humano, 2A: Probable carcinógeno humano, 2B: Posible carcinógeno humano y 3: No clasificado como carcinógeno humano.

Factor Equivalencia Tóxica: Considera la toxicidad de los HAP individuales con respecto al Benzo(a)Pireno, HAP comprobado de producir carcinogénesis.

Por lo general, los HAP comparten las siguientes características fisicoquímicas (Neff J. , 1979; Neilson, 1998; Abdel-Shafy & Mansour, 2016; Adenji, Okoh, & Okoh., 2017):

- La solubilidad disminuye al aumentar el número de anillos y el peso molecular del compuesto
- Las moléculas de arreglo linear son menos solubles que las moléculas angulares o perifusas
- Las moléculas que pueden ser alquiladas, son menos solubles que las moléculas que no experimentan alquilación
- La solubilidad de los HAP aumenta de tres a 4 veces por un cambio de temperatura de 5 a 30°C
- Los puntos de fusión y ebullición aumentan en relación al número de anillos y peso molecular
- Los HAP que se unen a material particulado (biopolímeros, sustancias húmicas y carbón negro) son más estables que los HAP en estado puro y son resistentes a la oxidación y nitrificación, pero en cambio, son más sensibles a los procesos fotoquímicos.
- La adsorción de HAP aumenta ante un mayor contenido de carbono orgánico y de la superficie de sorción de las partículas.

Destino de los HAP en los ambientes acuáticos.

Dada la diversidad de fuentes de producción de HAP y la característica de poder ubicarse en fase de vapor, en solución o particulada, los HAP tienen una alta movilidad en el ambiente distribuyéndose en prácticamente todo el planeta, adhiriéndose a aerosoles, materiales particulados y húmicos y de ahí por precipitación, escorrentías o gravedad alcanzan los cuerpos de agua y se depositan en los sedimentos que se considera el reservorio final de HAP dentro de los ambientes acuáticos (Ahangar, 2010, Byeong-Kyu, 2010). El recorrido de los HAP hasta los sistemas acuáticos, por tanto, se produce principalmente por el arrastre de materiales terrígenos y por el transporte atmosférico de aerosoles y partículas, sobre todo de hollín (Fig 2).

Los HAP pueden fragmentarse por fotooxidación (principalmente durante el transporte atmosférico), cuyo efecto puede o no aumentar su toxicidad dependiendo del compuesto. Por ejemplo, el antraceno, fenantreno y benzo(a)antraceno son los más sensibles a este proceso; mientras que el criseno, fluoreno, pireno y benzo(a)pireno son relativamente resistentes a la fotodegradación. A su vez, los HAP unidos a partículas son más susceptibles a la fotólisis que los HAP en solución. En la columna de agua, la tasa de fotooxidación se reduce al incrementarse la profundidad como resultado de la disminución de la intensidad de la luz producto de la presencia de sólidos suspendidos, y por el decremento de la temperatura y el oxígeno disuelto, por lo que la fotooxidación prácticamente no se presenta en los sedimentos (Abdel-Shafy & Mansour, 2016).

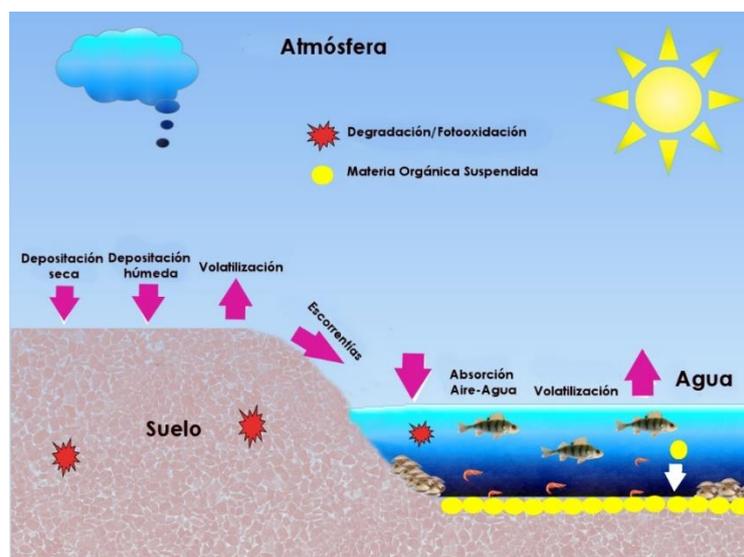


Figura 2. Vías de entrada y movilización de HAP en ambientes acuáticos. Basado en Ligaray *et al.*, (2016)

Aunque la contaminación de los sedimentos decrece marcadamente con el tiempo por efecto del intemperismo y por procesos de biodegradación, los hidrocarburos aromáticos pueden persistir por al menos 20 años en ambientes estables (Teal *et al.*, 1992). Por el contrario, en ambientes con alta hidrodinámica en la interacción agua-sedimento, la resuspensión de sedimentos libera a los HAP hacia la columna de agua y los redistribuye en la cuenca receptora, por lo que la química del agua cambia y aumenta la probabilidad de afectación a la fauna pelágica (Bancon-Montigny *et al.*, 2019).

La solubilidad de los HAP puede incrementarse hasta entre un 17 -27% por el aumento de la temperatura del agua (Hiller, Jurkovic, & Bartal, 2008). El material orgánico disuelto, y particulado también aumenta la presencia de los HAP en la columna de agua; sin embargo, la concentración de estos compuestos en agua suele ser por lo general menor a la encontrada en sedimentos. Si bien la solubilidad de los HAP puros en agua es sumamente baja, estos compuestos se tornan más móviles al incorporarse a otras sustancias orgánicas como los coloides presentes en agua, los cuales facilitan su transporte en el agua e incluso benefician su concentración en sedimentos (Botello, *et al.*, 1998; Rockne *et al.*, 2002; Ahangar, 2010; Raza *et al.*, 2013).

Aunque los HAP en los sedimentos pueden permanecer por largo tiempo, la principal vía de degradación es la microbiana, cuya eficiencia de remoción del ecosistema depende de varios factores ambientales (pH, temperatura, oxígeno disuelto y potencial redox), y propios de la molécula (tipo de HAP, incluyendo el número de anillos y la posición de fusión de los anillos de la molécula). En un ambiente reductor, la tasa de degradación de los HAP vía microbiana se ve reducida, por lo que un ambiente altamente contaminado presenta mayores tiempos de residencia de HAP (Neff, 1979). En esta matriz ambiental, los HAP representan principales riesgos ambientales significativos debido a que su adsorción al material particulado, hace que estos compuestos se transfieran a la trama trófica. Su afinidad hacia los tejidos grasos los hace compuestos bioacumulables, ya que son asimilados de los ecosistemas naturales bien sea a través de la mezcla de HAP en sedimentos o en conjunto de contaminantes emergentes como los microplásticos (Honda & Susuki, 2020).

Índices de procedencia de HAP

El análisis forense ambiental es una rama de las ciencias ambientales que se ha desarrollado en las últimas tres décadas poder conocer la procedencia de los HAP ya que diariamente se liberan grandes cantidades en todo el mundo y en una mezcla de diversos compuestos. Por lo anterior, es necesario hacer una distinción entre las posibles fuentes de emisión, su ubicación, la forma de liberación, que, en conjunto, permitan establecer medidas o estrategias que puedan disminuir la emisión de esos contaminantes (Douglas, *et al.*, 2007; Philp, 2014).

Una de las técnicas más empleadas para la identificación de fuentes de HAP se realiza a través de índices moleculares basados en las proporciones de compuestos específicos (Colombo *et al.*, 1989, Yunker & MacDonald, 1995, Budzinski, *et al.*, 1997, Soclo, Garrigues, & Ewald, 2000) debido sobre todo a su facilidad de cálculo y que se fundamentan en la proporción entre isómeros con estabilidad termodependiente en su formación.

Con el pasar de los años, la investigación relacionada a los índices de procedencia de HAP ha madurado al tener disponibles mayores datos químicos e incorporar herramientas estadísticas que ayudan a determinar diferentes tipos de fuentes. Sin embargo, la vastedad de la información disponible suele generar confusión en cuanto a su uso por las siguientes razones (Boehm *et al.*, 2018):

- Sacar conclusiones de muestras de listas analíticas de HAP truncadas y sin diagnóstico (por ejemplo, excluir los HAP sustituidos, es decir, alquilados, nitrogenados, etc.).
- Mal uso de índices de procedencia dobles de HAP para inferir fuentes [no se puede asegurar el origen de los HAP parentales sin considerar los HAP sustituidos; en todo caso, emplear varios índices que indiquen un origen similar (petrogénico/pirogénico) y enfatizar en los resultados, que se "infieren" un cierto origen de HAP parentales y acompañar con algún tipo de análisis estadístico para corroborar datos].
- Interpretar erróneamente las composiciones de HAP petrogénicos meteorizados y atribuir patrones meteorizados a fuentes pirogénicas (en estos casos, emplear biomarcadores de petróleo y eliminar los HAP más lábiles)
- Malinterpretar las diferencias de la variabilidad del laboratorio como diferencias de la fuente (estandarizar los muestreos y procedimientos, limitar el número de muestras a analizar, tener un sistema de control de calidad)

De acuerdo a Stogiannidis & Laane (2015), los índices de procedencia para los 16 HAP prioritarios de USEPA más adecuados para deducir el carácter pirogénico o petrogénico de la contaminación sedimentaria en los ambientes acuáticos, son los que se describen en la Tabla 2.

Tabla 2. Índices de procedencia de HAP y valores umbral para la identificación inicial de HAP petrogénicos y pirogénicos en ambientes acuáticos (Stogiannidis & Laane, 2015)

Cociente de compuestos	Pirogénico	Petrogénico	Degradación	Comentarios
fenanreno/ antraceno	< 4 – 10	< 15 - 30	aumenta	-
fluoreno/pireno	> 1.5	< 0.5	decrece	-
benzo(a)antraceno/criseno	> 0.5 - 1	< 0.25 – 0.5	decrece	-
pireno/benzo(a)pireno	< 10	> 10	decrece	-
benzo(a)pireno/benzo(ghi)pireno			decrece	< 0.6 => No tráfico
Indeno(123-cd)pireno/ benzo(ghi)perileno.	> 1	< 0.25	variable	La degradación depende del color de la partícula por pirogénesis

Bajo Peso Molecular/Alto peso molecular < **0.4** - 2 > 1- **2.3** decrece Índice de intemperismo < 0.2 = > degradación extensiva

Valores más confiables en letras **negras**

Los valores intermedios entre números en letras negras indican una mezcla o una fuente incierta

La columna de degradación indica los efectos de la degradación en el índice acorde a la termodinámica bajo condiciones de estabilidad de los isómeros

= valores cuyo dato se reportó en un solo caso dentro de la literatura revisada

Considerando las limitaciones antes enumeradas, en este trabajo se emplearán los índices de procedencia de HAP considerados en la Tabla 2.

Toxicología de HAP

Los HAP son contaminantes de especial atención pues su ubicuidad en el ambiente, sus propiedades semivolátiles, hidrófobas y lipofílicas facilitan su ingreso a los organismos por vía respiratoria (bronquial y pulmonar), cutánea y por ingestión, y dentro del cuerpo, se acumulan en diversos tejidos. La toxicidad de estos compuestos se ha evaluado por diversas organizaciones [Environmental Protection Agency (U.S. USEPA), International Agency for Research on Cancer (IACR), Scientific Committee on Food (SCF), entre otras]. (USEPA, 1982) elaboró una lista prioritaria de sustancias más comúnmente halladas en diversas instalaciones y que representan una amenaza significativa potencial a la salud humana debido a su toxicidad estimada y a la frecuencia de exposición. Dentro de toda la gama de HAP en el ambiente, se incluyeron 16 por ser los que con más frecuencia se encontraron y que integraron en lo que se conoce como la "Lista de los 16 HAP Prioritarios" (Zelinkova & Wenzl, 2015).

Durante años los HAP de esta lista han sido sometidos a estudios toxicológicos, donde algunos se presumen como probables carcinógenos en humanos, además de que existe evidencia que sustenta diversos efectos tóxicos en distintas especies acuáticas; sin embargo, esta información no es concluyente, ya que las formas sustituidas de estos compuestos pueden ser más tóxicos que los parentales (Hussain *et al.*, 2018), (Suzuki *et al.*, 2018).

Dentro de los ecosistemas acuáticos, los sedimentos son el sitio de almacenamiento de HAP que llegan a los cuerpos de agua, que en sí mismos se convierten en fuente permanente de contaminantes suspendidos y/o ligados a partículas a las aguas intersticiales, suprayacentes o en la columna de agua por resuspensión de sedimentos bien sea por perturbaciones físicas (corrientes, oleaje, dragados) o por bioturbación.

Los organismos bentónicos son los que usualmente presentan mayores concentraciones de estos compuestos en tejido adiposo tanto por la ingestión directa de sedimentos contaminados como por absorción de agua intersticial y suprayacente; es de esta forma que los HAP pueden ser directamente tóxicos a la vida acuática o pueden ser una fuente adicional de contaminantes y se transfieren a las tramas tróficas (Simpson & Kumar, 2016; Oliva *et al.*, 2020).

La ecotoxicología de estos contaminantes se manifiesta a varios niveles de organización biológica dentro de los ecosistemas, donde los cambios pueden operar desde el nivel molecular hasta el nivel de comunidades, tal como se muestra en la fig. 3.

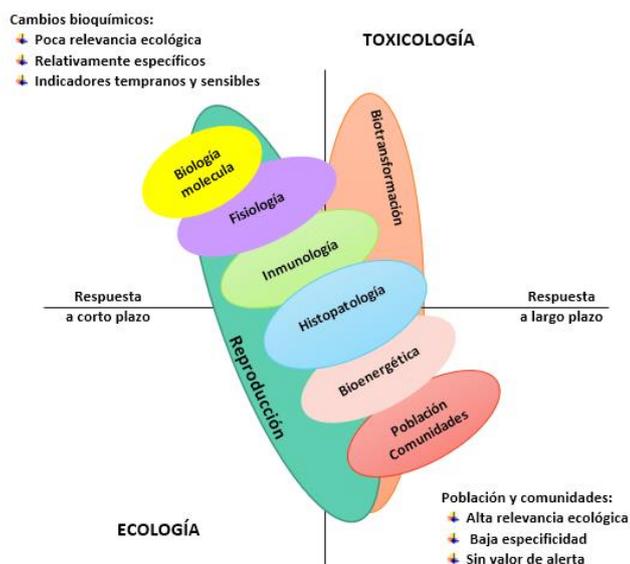


Figura 3. Ecotoxicología de contaminantes en los ecosistemas acuáticos
Modificado de (Adams, y otros, 1989) y adaptado por (Amiard-Triquet, Introduction, 2015)

A continuación, se describen algunos conceptos de implicación toxicológica relacionados con la exposición de organismos a HAP.

Biodisponibilidad: Fracción soluble de un contaminante que puede asimilarse directamente por un organismo. En el caso de los HAP la biodisponibilidad en los sedimentos está relacionada con las concentraciones en el agua intersticial (Burgess, et al., 2012).

Bioconcentración: De acuerdo a UN (2021), es el resultado neto de la absorción, transformación y eliminación de una sustancia en un organismo como consecuencia de una exposición vía acuática, sin considerar las vías de ingreso.

Bioacumulación: Se define como el aumento de la concentración de contaminantes en los organismos una vez que los han asimilado del ambiente por cualquier vía de ingreso. Los estudios de bioacumulación integran la química ambiental/procesos ambientales con la fisiología/bioquímica del organismo, y puede considerarse una interfase entre la química ambiental y la biología (Wang, 2016).

Biotransformación: Proceso de diversas reacciones enzimáticas en las cuales el contaminante parental es modificado a un metabolito que, en el caso de contaminantes orgánicos, puede ser más tóxico que el compuesto predecesor (Gonzalez & Pierron, 2013).

Biomagnificación: Transferencia del contaminante a través de la trama trófica con efectos tóxicos sinérgicos; sin embargo, los HAP no son biomagnificados (Amiard-Triquet, Cossu-Leguille, & Mouneyrac, 2013).

Para establecer el riesgo ecológico de los HAP en los ecosistemas acuáticos, se han empleado muchas técnicas que van desde la evaluación de la calidad de sedimentos de acuerdo a guías internacionales de concentraciones de efectos probables nocivos a la comunidad bentónica, la realización de bioensayos de toxicidad con biomonitores (bien sea con tóxicos de referencia o con el uso de sedimentos contaminados con mezclas de contaminantes en concentraciones conocidas) o bien, a través de la

determinación de diversos biomarcadores (Amiard & Amiard-Triquet, 2015; Jager, 2016; Charlton, Pettigrove & Baird, 2016; NEA 2018). Existen diversos métodos que se emplean para la evaluación de riesgo de los sedimentos contaminados por HAP, donde los más empleados dentro de la literatura especializada, se mencionan a continuación:

Criterios de calidad de sedimentos (Long et al., 1995; Buchman, 2008).

Estos criterios de referencia de calidad de sedimentos se establecieron por el análisis literario de una serie de ensayos ecotoxicológicos con diversas especies acuáticas de diferentes ambientes, para identificar impactos potenciales en ecosistemas que están amenazados por residuos peligrosos. En este documento para sedimentos marinos, se describen diversos parámetros que establecen valores que se pueden comparar con las concentraciones de HAP en sedimentos a evaluar. Dentro de las cuantificaciones más empleadas, está un continuo de concentraciones que se divide en dos intervalos: ERL (Effect Range Low, por sus siglas en inglés, que traducidas al español significan: intervalo menor de efectos), donde los resultados por debajo de este intervalo, indican la baja probabilidad de que ocurra un efecto tóxico en la biota menor al 10% (que no debe confundirse con un valor "umbral", que es distinto), mientras que los datos por encima del establecido para el ERM (Effect Range Medium en inglés, o en español: Intervalo Mediano de Efectos) incrementan la probabilidad de ocurrencia de efectos tóxicos en la biota con frecuencia. Los valores que se encuentren entre los establecidos para ERL-ERM indican la probabilidad de que exista un efecto tóxico en la biota. Los valores descritos se establecieron para los HAP individuales, la suma de HAP de bajo peso molecular, los HAP de alto peso molecular y para la suma de HAP totales.

Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q) (Long, Field, & MacDonald, 1998)

Este método para determinar la calidad de sedimentos se estableció en complemento a los Criterios de Calidad de Sedimentos de Long y colaboradores (1995) y resguardados por NOAA (National Oceanic and Atmospheric Agency) Buchman (2008), debido a que éstos no presentan valores asociados a una mezcla de contaminantes, que es lo que comúnmente sucede en la naturaleza. Para ello, se considera la sumatoria de cada una de las concentraciones de HAP individuales en sedimentos, divididas entre el valor ERM establecido en los criterios de calidad de sedimento para cada HAP y este cociente a su vez, es dividido por el número de compuestos que se hayan detectado en la muestra analizada.

Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess et al., 2012).

Uno de los métodos más básicos para conocer el riesgo ambiental de los sedimentos, es a través del "reparto de equilibrio en sedimentos" (EqP por sus siglas en inglés), que calcula la concentración biodisponible de HAP. En este método, se asume que la concentración de contaminantes en sedimento por sí sola no es apropiada para evaluar la toxicidad, sino que es a través de la distribución de éstos entre el sedimento y el agua intersticial, como se pueden predecir de una forma más adecuada los efectos adversos al bentos, pues en el agua intersticial queda la fracción bioasimilable. Conociendo la concentración en sedimento, se puede inferir la cantidad en el agua intersticial usando los coeficientes de partición de cada compuesto, el contenido de carbono orgánico normalizado y las concentraciones del compuesto en el sitio, a través de lo que se conoce como "Unidades Tóxicas de referencia de partición de sedimentos en equilibrio" (ESBTU por sus siglas en inglés). Es, por tanto, un indicador de biodisponibilidad del contaminante para especies bentónicas que se basa en la teoría de la narcosis para predecir efectos tóxicos. Esta metodología se propuso originalmente para una batería de 34 HAP que después se ha adaptado para agrupaciones de 23 y

13 HAP, siendo esta última la aplicada en este estudio, donde no se consideran las concentraciones de dibenzo(ah)antraceno, benzo(ghi)perileno e indeno(123-cd)pireno.

Equivalencia Total de Toxicidad [TEQB(a)p] (ATSDR, 2022)

Este índice se aplica para la estimación de riesgo carcinogénico de sedimentos contaminados con mezclas de HAP que se expresa como la equivalencia carcinogénica del B(a)P (conocido como HAP carcinogénico comprobado) con respecto a 7 analitos similares de alto peso molecular que se sospecha también tienen potencial carcinogénico [(benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(ah)antraceno e indeno(123-cd)pireno]. El resto de los HAP prioritarios se excluyen de este análisis debido a que no existen suficientes datos toxicológicos que demuestren su probable potencial carcinógeno.

Cociente de Riesgo (RQ) (Cao et al., 2010).

Es un índice que se emplea para determinar el riesgo potencial ecológico de los HAP en los organismos acuáticos que se interpreta a través de límites; inicialmente su cálculo se fundamentó en 10 de los HAP prioritarios por medio de la interpolación de datos ecotoxicológicos y el método de equilibrio de reparto tanto para ambientes acuáticos como en sedimento, donde se establecieron valores para los HAP divididos en dos parámetros conocidos como "NC" (concentraciones insignificantes) y "MPC" (concentración sobre la cual el riesgo de efectos adversos se considera inaceptable) (Calf, Crommentuijn & van de Plassche, 1997). Este método inicial fue posteriormente mejorado por Cao et al, (2010) al incorporar los factores de equivalencia tóxica de USEPA para los 16 HAP prioritarios. Los niveles de riesgo de este índice se establecen tanto para cada HAP individual como para mezclas de HAP.

Este cociente de riesgo es distinto al que se maneja en USEPA (2007), pues este último está enfocado al riesgo carcinógeno de HAP.

Factor de Bioacumulación (FBA)

Este factor describe la proporción de la concentración de un contaminante en el tejido de un organismo acuático con respecto a su concentración en agua, dieta o sedimento, en situaciones donde tanto el organismo como su alimento están expuestos y la proporción de ambos no cambia sustancialmente con el tiempo (Borgå, 2013). El Factor de Bioacumulación es útil ya que permite integrar todas las rutas ambientales de exposición y tiene en cuenta las consideraciones de biodisponibilidad para el sistema en estudio. Es especialmente empleado para conocer la magnitud de la contaminación de compuestos orgánicos con valores de log K_{ow} superior a 6. (USEPA, 2000).

El factor de bioacumulación de los HAP en la fauna bentónica depende de diversos factores tales como la calidad del agua (temperatura, O_2 disuelto, salinidad), el contenido de grasa del bioindicador, los hábitos alimenticios y permanencia en el bentos, estadio del ciclo de vida, capacidad de metabolizar el xenobiótico, el contenido de carbono orgánico y/o carbón negro en el sedimento, tiempo de exposición y biodisponibilidad a través del valor K_{ow} de cada HAP, entre otros (Arnot & Gobas, 2006; Froehner et al., 2018; Baran et al., 2021; Saunders et al., 2022).

Riesgo Incremental de Cáncer de por vida (ILCR)

Este factor de riesgo se define como la probabilidad de desarrollar cáncer ante la exposición a un compuesto carcinógeno cuya probabilidad aumenta en poblaciones frecuentemente expuestas a estos contaminantes por diferentes vías de exposición (inhalación, ingestión [agua, alimento], contacto dérmico) El riesgo incremental de cáncer de por vida aplicado a los ambientes acuáticos debe estimarse de manera acumulativa, ya que en la naturaleza es común encontrar una mezcla de HAP (Bleam, 2012).

ANTECEDENTES

El Istmo de Tehuantepec es una de las regiones con mayor interés geoestratégico en México, ya que representa la ruta terrestre más cercana entre el Océano Pacífico y el Golfo de México y conforma una frontera biogeográfica entre Norteamérica y Centroamérica, además de que posee características orográficas que le confieren un gran potencial en la generación de energía eólica a nivel mundial. En este contexto, el Gobierno de México durante el sexenio 2018 – 2024 planea la construcción del Corredor Multimodal de transporte Transistmico, mientras que desde inicios del presente siglo se han planeado y desarrollado diversos parques eólicos para la generación de energía eléctrica.

Bajo la perspectiva ecológica, las aguas del Istmo se consideran una de las tres principales zonas centroamericanas del Pacífico Tropical que presentan una alta productividad primaria debido a que en la región se generan surgencias costeras durante el invierno (Ortega-García *et al.*, 2000).

En esta región se encuentran ubicadas dos refinerías que para los años 2003- 2005 estaban en funcionamiento: una en el Golfo de México (Coatzacoalcos) y otra en el Pacífico (Salina Cruz) donde el papel del viento, las corrientes marinas y el transporte litoral de sedimentos cumplen un papel muy importante en la movilidad y distribución de los contaminantes generados por estas instalaciones por vía atmosférica y acuática.

Por todo lo mencionado anteriormente, el Golfo de Tehuantepec ha sido objeto de diversas investigaciones científicas, pertenecientes a disciplinas de las ciencias ambientales, las geociencias y la biología, dentro de las cuales se pueden mencionar las siguientes:

- Generación de gases de efecto invernadero (Centro Mario Molina, 2008; Mijangos-Ricardez & López-Luna, 2017).
- Aerosoles antropogénicos y circulación atmosférica: (Trasviña *et al.*, 1995; Trasviña y Barton 1997; Steenburgh, Schulz & Colle, 1998; Bourassa, Zamudio, & O'Brien, 1999; (Monreal -Gómez, Salas de León & Aldeco 1999; Romero-Centeno, *et al.*, 2003; González-Silveira *et al.*, 2004; Jaramillo & Borja, 2004; Baumgardner *et al.*, 2006; Baumgardner *et al.*, 2006a; Samuelsen & O'Brien, 2008; Brennan, III, & Knabb, 2010; Romero & Melville, 2010; López-Manríquez *et al.*, 2018; Bernal-Camacho, Fontes, & Mendoza, 2022).
- Corrientes y circulación costera: (Blackburn, 1962; Stumpf, 1975; Barton *et al.*, 1993; Martínez-López & Molina-Cruz, 1994; McCreary, Lee, & Enfield, 1989; Ocampo *et al.*, 2007; Flores, 2011; Flores-Vidal *et al.*, 2011; Ocampo-Torres *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2011; Hong, Peng, & Wang, 2018; Salazar-Ceciliano, & Rodríguez, 2018).
- Geología y Sedimentología: (Rivero, 1970; Shor 1974; Zeitlin, 1979; Kohl, 1980; Vokes, 1984; Grajales-Nishimura, 1988; López, 1993; Velasquillo & Gaulon, 1998;

- Tapia-García *et al.*, 2007; Ruíz-Fernández *et al.*, 2009; González-Macías *et al.*, 2014; Molina *et al.*, 2021; Kasper-Zubillaga *et al.*, 2021).
- Biología: (Farfante, 1974; Farfante, 1985; de la Luz Mata, 1987; Bianchi, 1991; Robles-Jarero & Lara-Lara, 1993; Tapia-García, *et al.*, 1995; Tapia-García & Gutiérrez-Díaz, 1998; Alameda-De-La-Mora, Fernández-Álamo, & Sanvicente-Añorve, 2000; García, Salmeron, Cota, & Ortiz, 2000; Farber-lorda, Lavin, & Guerrero-Ruiz, 2004; Vásquez-Bedoya *et al.*, 2008; Ríos-Jara *et al.*, 2009; Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez, 2013; Torres-Rojas *et al.*, 2014).
 - Contaminación y Toxicología: (Benitez, 1994; Botello *et al.*, 1994; Botello, *et al.*, 1995; Tapia-Martínez, Muñoz-Cabrera, & Cabrera-Mancilla, 1995a; Tapia-Martínez, I., Cabrera-Mancilla, & Salinas-Orta, 1995b; Botello *et al.*, 1998; López-Veneroni, De la Lanza-Espino, & Botello, 1999; Botello, *et al.*, 2000; Bozada 2003; Ruíz-Fernández *et al.*, 2004; Bozada & Bejarano, 2006; González-Lozano *et al.*, 2006; González-Macías *et al.*, 2006; González Lozano, 2007; González-Macías *et al.*, 2007; Iturbe *et al.*, 2007; Ortiz Gallarza, 2007; Salazar-Coria *et al.*, 2007; Piazza *et al.*, 2008; Salazar Coria, 2008; INGESA, 2008; González-Lozano *et al.*, 2010; Velandia-Aquino, 2010; Ruíz-Fernández, *et al.*, 2012; Flores-Ramírez *et al.*, 2014; González-Macías *et al.*, 2014; Berúmen, 2015).

La mayor parte de los estudios relacionados a las concentraciones de HAP en sedimentos y organismos y la evaluación de toxicidad en la región del Golfo de Tehuantepec se han centrado en playas y lagunas costeras desde Playa Azul hasta la zona litoral de la Bahía de la Ventosa en la desembocadura del río Tehuantepec y hacia mar dentro en las aguas del Golfo de Tehuantepec, para evaluar los efectos de las maniobras de transporte y almacenamiento de petróleo y sus derivados de la Refinería de Salina Cruz donde son frecuentes los incidentes de vertimiento.

Por lo general, las mayores cantidades de HAP en sedimento de acuerdo a lo reportado por diversos autores (Botello, *et al.*, 1994, 1995, 1998; López-Veneroni *et al.*, & 1999; González-Lozano, *et al.*, 2006; González-Macías *et al.*, 2007; Salazar-Coria *et al.*, 2007; Piazza, y otros, 2008; Ruíz-Fernández, y otros, 2012; Flores-Ramírez, y otros, 2014), se han encontrado en el Puerto y Antepuerto de Salina Cruz y la bahía de la Ventosa, zonas cercanas a las instalaciones de PEMEX (Petróleos Mexicanos) y la desembocadura del río Tehuantepec, y se van diluyendo en aguas litorales y mar adentro; las concentraciones de HAP documentadas van de $< 0.5 - 6.12 \times 10^4$ ng/g ps. Los índices de procedencia de HAP en los estudios que los incluyen, han reportado hidrocarburos de tipo petrogénico y pirogénico dominando el último en las zonas que presentan menores concentraciones.

En materia de HAP en tejidos adiposos de fauna acuática, Salazar-Coria (2008) encontró en tejidos y peces concentraciones de HAP tanto de bajo como de alto peso molecular entre 1.4 hasta 46 ng/g peso seco y con factores de bioacumulación de 30.21 para el acenaftileno en la especie *Mugil sp.*; mientras Berúmen-Rodríguez (2015) encontró una preferencia de acumulación de HAP de bajo peso molecular (naftaleno, acenafteno, acenftileno y antraceno) con valores entre 10.5 a 83.5 ng/g peso seco.

Con respecto a la toxicidad de sedimentos evaluada con bioensayos en la bacteria *Vibrio fischeri* y los crustáceos *Artemia franciscana* y *Artemia sp.*, González-Lozano, 2007 y González-Lozano, *et al.*, 2010, encontraron efectos tóxicos con el mismo patrón de distribución de la cantidad de HAP en sedimento: valores elevados en la zona del puerto y antepuerto de Salina Cruz y menores valores en la zona de litoral y mar abierto.

Sin embargo, estos estudios no pueden complementarse del todo entre ellos mismos, debido a factores como la amplitud del área de estudio, la heterogeneidad de los sitios de muestreo en diferentes épocas del año, la diversidad de especies usadas tanto para

la determinación de HAP en tejido como para la realización de bioensayos de toxicidad y el uso de diversas unidades de masa en los métodos analíticos

Dentro del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, se han reportado derrames de hidrocarburos y amoniaco originados en el tren de ductos (que proceden del área industrial de Coatzacoalcos-Minatitlán hacia la terminal marítima y la refinería de Salina Cruz) que se localizan en la parte occidental del complejo lagunar y que llegan a desembocar en la laguna Superior. Los derrames registrados hasta el momento de la toma de muestras de este estudio (2002-2005), de acuerdo a lo reportado por Salazar-Coria (2008) fueron:

- octubre de 1983: vertimiento de petróleo en el canal Igú
- 18 de mayo de 1984: derrame de amoniaco en el mismo canal
- mayo de 1982 y diciembre de 1984: dos descargas de diésel en el río Verde
- junio de 1999: un derrame de petróleo crudo
- 12 de abril de 2002: derrame de diésel (Bozada, 2003)
- marzo de 2004: derrame de 285,000 L de gasolina Magna Sin (Bozada, com. Per.).

Sin embargo, a excepción del estudio de Benitez (1994) en la laguna Superior, no se tiene registro de concentraciones de HAP en los otros cuerpos de agua del complejo lagunar, tarea que se aborda en el presente documento.

OBJETIVO GENERAL

- Determinar las concentraciones de HAP del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en sedimentos superficiales y crustáceos peneidos para los años 2003-2005

OBJETIVOS PARTICULARES

- Evaluar las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos de 2 a 6 anillos en sedimentos superficiales y en crustáceos peneidos durante tres épocas climáticas contrastantes: secas, lluvias y nortes.
- Relacionar el contenido de materia orgánica con la concentración de HAP presentes en sedimentos.
- Determinar el factor de bioacumulación de HAP en crustáceos peneidos y los aspectos generales ecotoxicológicos de los sedimentos.
- Contribuir al conocimiento de las concentraciones de HAP en el complejo lagunar del Golfo de Tehuantepec para observar el estado ambiental de estos ecosistemas, y de esta manera, ofrecer información que cuantifica estos contaminantes en las diferentes subcuencas, que ayude a la implementación de medidas para un manejo sustentable de estos ecosistemas acuáticos y sus recursos.

HIPÓTESIS

- Existe relación entre las actividades relacionadas a la industria petrolera de la zona del Golfo de Tehuantepec y la concentración de HAP dentro del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, tanto en sedimentos superficiales como en organismos, por lo que se espera exista un gradiente de distribución espacial conforme a la cercanía de las fuentes de estos contaminantes.

- No se esperan diferencias estacionales significativas ya que éstas se verán disimuladas por la dominancia de las fuentes puntuales que operan indistintamente durante todo el año.
- Se presenta relación estrecha entre la cantidad de carbono orgánico en sedimento y la concentración de HAP en el complejo lagunar tanto espacial como estacionalmente.
- Las concentraciones de HAP en sedimentos se relacionan directamente con las concentraciones halladas en crustáceos peneidos, encontrando los mismos compuestos en ambas matrices analizadas.
- El complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec manifiesta riesgo ecológico asociado a las fuentes puntuales de HAP tanto para la fauna bentónica como para la salud humana a través del consumo de especies de importancia comercial como los crustáceos peneidos.

ÁREA DE ESTUDIO

El complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec se encuentra formado por seis lagunas: Superior (38,000 ha), Inferior (27,000 ha), Mar Tileme (4,500 ha), Quirio (1,200 ha), Oriental (7,000 ha) y Occidental (1,000 ha) (Contreras, 1983)

La laguna Superior es la más grande de las seis lagunas interconectadas y su comunicación con el Golfo de Tehuantepec es a través de la barra de San Francisco (Fig. 4).

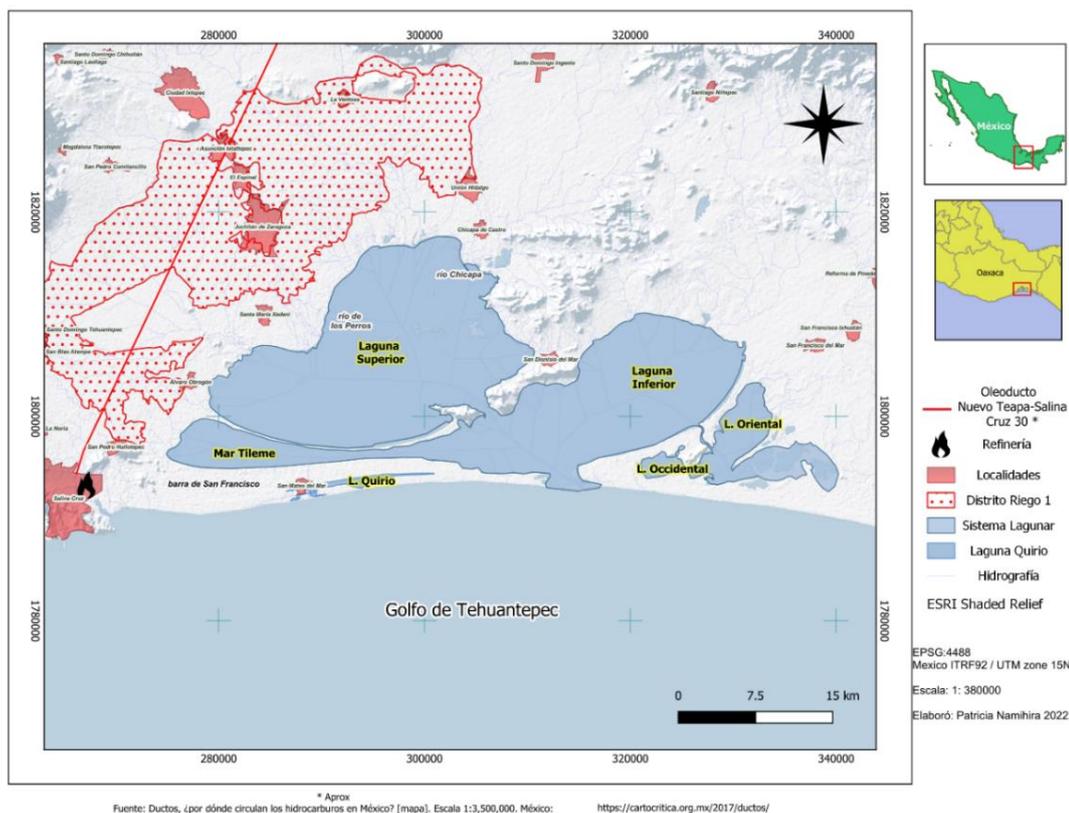


Figura 4. Área de estudio y fuentes identificadas de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Laguna Superior

Se localiza en la parte noroeste del Golfo de Tehuantepec, en el estado de Oaxaca. Hidrológicamente pertenece al complejo lagunar integrado por las lagunas Oriental, Occidental, Inferior y el Mar Tileme; se comunica al Golfo de Tehuantepec por la Barra de San Francisco. Se ubica entre los paralelos 16° 14' y 16° 26' de latitud norte y los meridianos 94° 47' y 95° 05' de longitud oeste. Es un cuerpo somero de profundidad media de 3 m y una máxima de 7 m. Los principales aportes de agua dulce provienen del río de los Perros y el río Chilapa. El área aproximada de la laguna es de 38,000 ha.

Carranza-Edwards, Gutiérrez-Estrada & Rodríguez-Torres (1975) clasificaron esta laguna dentro de la unidad morfotectónica VIII (Planicie Costera Suroccidental, con costas rocosas, abruptas de rocas metamórficas e ígneas). Lankford (1977) en su clasificación geológica, menciona que la laguna Superior es de Tipo III (*Plataforma de barrera interna*) A (*Barrera de Gilbert-Beaumont*) conformada por barreras arenosas con escurrimiento ausente o muy localizado. La forma y batimetría son modificadas por la acción de las mareas, oleajes tormentosos, arena traída por viento y la presencia de corrientes locales que tienden a segmentar las lagunas; de energía relativamente baja, excepto en los canales y durante condiciones de tormenta; la salinidad es variable y depende de las zonas climáticas.

Carranza-Edwards en un trabajo posterior (1980), encontró que los sedimentos de esta laguna tienen una mayor tendencia a ser asimétricos hacia tamaños finos; sin embargo, no encontró una distribución geográfica preferencial de la asimetría, que puede deberse a que es factible que existan variaciones fuertes producto del grado de contaminación a manera local.

El clima de acuerdo a la clasificación climática de Köppen, modificada por García (2004) es de tipo A(x')w1: De humedad intermedia entre el más seco de los cálidos subhúmedos; con poca oscilación de temperatura media anual (5-7° C). El mes más cálido es el de junio.

Laguna Inferior

Forma parte de la planicie costera ístmica de Oaxaca, y pertenece al complejo lagunar que integran el Mar Tileme, las lagunas Occidental, Oriental y Superior. Se localiza entre los 16° 14' y 16° 23' de latitud norte y los 95° 36' y 95° 15' de longitud oeste. Su área de 27,000 ha, y su eje mayor tiene aproximadamente 12 km. Una boca la enlaza con el mar; también posee comunicaciones con la Laguna Superior al Norte, con las lagunas Oriental y Occidental al este y con el mar Tileme al oeste. Geológica, climática y morfotectónicamente tiene clasificación igual a la descrita para la Laguna Superior (Contreras, 1983).

Mar Tileme

Es una cuenca estrecha de aproximadamente 1 km. de longitud y una anchura máxima de 5 km; con un área de 40 km². Un angosto canal con una profundidad menor de 0.5 m, lo conecta con la Laguna Superior. En la barra externa el sedimento se acumula rápidamente hacia el oeste en el Mar Tileme, generando un azolvamiento y como consecuencia, la profundidad y superficie del complejo lagunar se ha reducido. El principal agente dinámico dominante es el viento, el cual en su primera etapa transporta material a lo largo de la laguna hasta sus márgenes y es ahí, donde se generan olas y corrientes transportando el sedimento al lado opuesto. Biológicamente el Mar Tileme constituye un área de refugio, reproducción y crecimiento de especies de

escama y camarón, que ha originado conflictos pesqueros muy acentuados con los pescadores zapotecas de la laguna Superior (Bozada, 2003).

Laguna Quirio

La laguna Quirio de acuerdo con lo descrito por Cromwell (1984) pudo formarse de la acreción de la barrera principal por un desbordamiento masivo proveniente del río Tehuantepec en su cauce natural o por la inundación de las crestas de la playa durante una tormenta particularmente violenta. Esta laguna únicamente mantiene una conexión con las aguas del Golfo de Tehuantepec a través de algunas bocanas que se abren y cierran por procesos de transporte litoral. La clasificación de esta laguna según Kjerfve & Magill (1989) es de tipo "obstruida" y es característica de zonas costeras con alta energía costera y eólica y con importante transporte litoral. Es un sistema temporal de forma alargada con un área de 10 km² de superficie y una profundidad promedio de 0.61 m. En la laguna Quirio se cultiva camarón blanco y café de junio a diciembre con larvas silvestres que se introducen a través de las "repuntas" del Océano Pacífico (Bozada, 2003).

Lagunas Oriental y Occidental

Son dos sistemas lagunares de origen deltaico con una extensión de 80 km² que se comunican con la Laguna Inferior a través del Estero Otates que desemboca en el extremo norte de la misma. La laguna Oriental es la más grande de las dos lagunas, tiene forma semitriangular y su eje mayor, correspondiente a su longitud máxima efectiva está dirigida en sentido SW-NE con 11.6 km de largo. Su anchura máxima, medido en sentido aproximadamente perpendicular al eje longitudinal, se localiza cerca de su extremo septentrional y mide 5.8 km. Esta laguna es muy somera, en su mayor parte el fondo está a menos de 0.5 m de profundidad, excepto en su parte media donde alcanza cerca de 3 m. En su extremo norte recibe el aporte del río Ostuta (Bozada R., 2003).

La captura del camarón representa la población más importante de la producción comercial con un 90% en su fase juvenil y adulta, sobresaliendo el camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) que ha cuantificado casi el 95% de las capturas ribereñas, mientras que las capturas restantes pertenecen al camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*) y el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) reportándose la captura ocasional de *Trachypenaeus faoe* y *T. pacificus* (Ramos-Cruz, 2000). Las mejores condiciones hidrológicas para la captura de camarón se presentan en la laguna Inferior (Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012).

La población de camarón invade al complejo lagunar y marismas durante todo el año; con dos grandes épocas de entrada de postlarvas siendo la primera en abril/junio y la segunda de agosto/septiembre. Las tallas mínimas de las capturas comerciales varían de 30 a 60 mm, las tallas máximas alcanzan de 110 a 140 mm (Barrera-Huerta, 1976a; Barrera-Huerta, 1976b).

Este complejo lagunar presenta características fisiográficas poco usuales. Conocida como la zona de "La Ventosa", estas lagunas se encuentran en una planicie costera localizada bajo la Sierra Madre del Sur que tiene altitudes típicas de 2000 m. En esta zona, esta altura se interrumpe en un tramo de 40 km de ancho con una elevación promedio de 200 m, y que se conoce con el nombre de "Paso de Chivela". Durante los meses de octubre a abril, los vientos del norte forman altas presiones en el Golfo de México que viajan hacia el sur; al llegar éstas a la zona del Istmo de Tehuantepec, se establece una diferencia de presión en el Paso de Chivela, pues en el Pacífico para esa época dominan las bajas presiones.

Esta diferencia de presión provoca vientos inesperados, fríos e intensos de "paso de montaña" conocidos como "Tehuantepecanos" que se esparcen por todo el Golfo de Tehuantepec y llegan hasta 500 km. dentro del Océano Pacífico (figura 5). Cada evento tiene una duración de tres a cuatro días y con velocidades de viento de hasta 25 m/s; se producen surgencias con un tiempo de respuesta de hasta 36 horas, lo que hace a esta zona biológicamente muy productiva e importante para la captura de especies de gran valor económico (Trasviña y Barton, 1997; Monreal-Gómez, Salas de León, & Aldeco, 1999; González -Silveira et al., 2004).

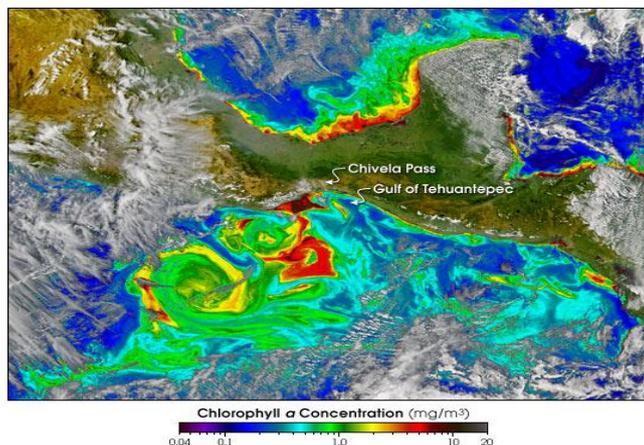


Figura 5. Concentración de clorofila "a" durante un evento de surgencia el 9 de diciembre de 2003.

<https://earthobservatory.nasa.gov/images/4145/tehuano-wind-colors-the-ocean>

Sin embargo, los vientos de paso de montaña soplan durante todo el año, teniendo una velocidad promedio anual de 14 m/s o más (Jaramillo & Borja, 2004), por lo que el Complejo lagunar está sujeto constantemente a la acción eólica, lo que le confiere características hidrodinámicas muy particulares, que contrastan con las tipologías comúnmente identificadas en las lagunas costeras mexicanas (Fig. 6).

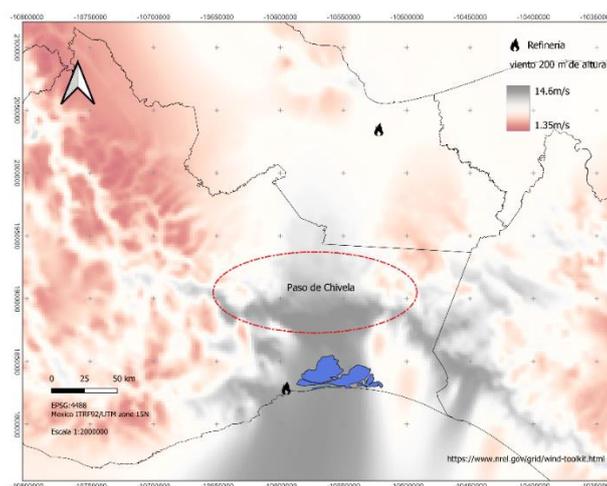


Figura 6. Velocidad promedio del viento a 200 m de altura en el Golfo de Tehuantepec

www.nrel.gov/grid/wind-toolkit.html

El patrón y distribución de los sedimentos dentro del Golfo de Tehuantepec se debe al forzamiento tectónico ("tehuanos") y las oscilaciones eustáticas del nivel del mar, donde los sedimentos tienen dos fuentes de origen (Boumaggard et al., 1997):

- Hacia el sureste, ríos que drenan al macizo de Chiapas y la corriente de Costa Rica que impulsa aguas desde América Central
- Hacia el noreste, el drenaje del río Tehuantepec y la corriente de California.

López-Yllescas y colaboradores (2015), analizaron cambios batimétricos en el complejo lagunar entre los años 1988-2014 a través de percepción remota y reportaron una disminución de la profundidad relacionada al azolve que se ha acentuado desde el año 2009 y que ha coincidido con el cierre de la boca de San Francisco y la disminución de escorrentías pluviales (Fig. 7).

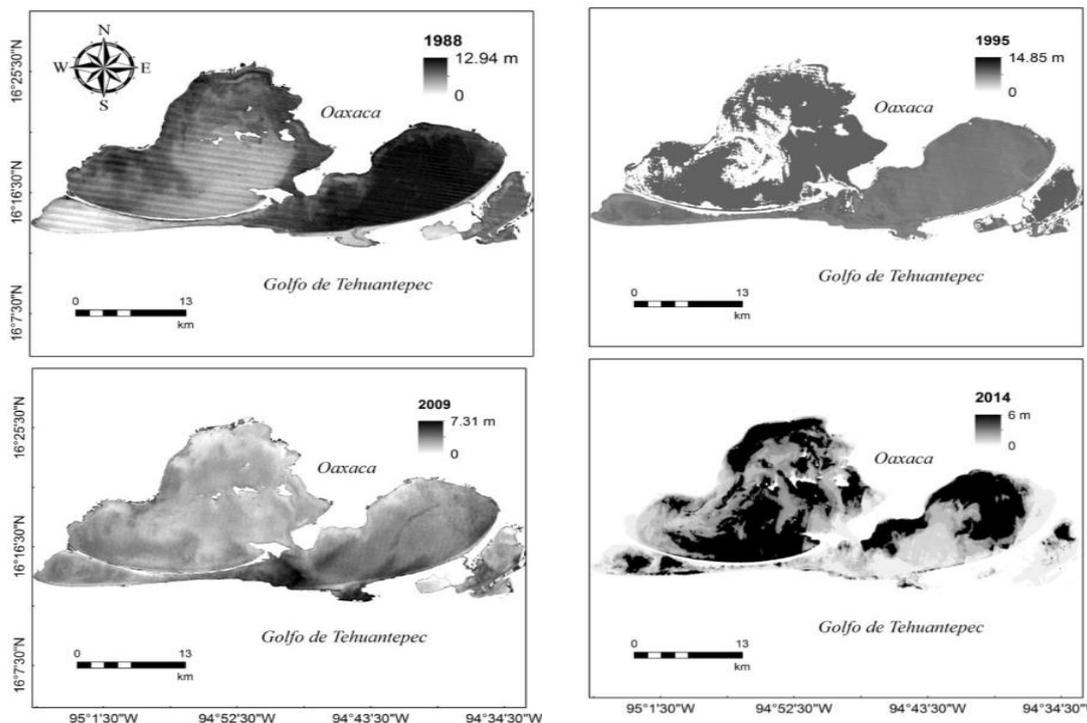


Figura 7 Variación batimétrica del complejo lagunar período 2008-2014. Tomado de López-Yllescas *et al.*, (2015)

La boca de San Francisco juega un papel primordial en la dinámica del complejo lagunar, ya que su conexión o desconexión al mar tiene implicaciones en los patrones espaciales de corrientes y en la circulación. González (2020) encontró que los tiempos de residencia de las masas de agua en el complejo lagunar bajo un modelo experimental donde la boca de San Francisco permanece abierta, son menores en la laguna Inferior debido a su conexión directa con la boca de San Francisco; la laguna Superior tiene una tasa de recambio de agua menor en la cabeza y aumenta paulatinamente hasta la zona de la boca de Santa Teresa y la menor tasa de recambio de masas de agua se presenta en la cabeza del Mar Tileme debido a la ausencia de intercambio hídrico con otros cuerpos del complejo lagunar. En este mismo estudio se encontró que estas lagunas presentan tiempos de residencia de agua mayores a otros sistemas, y que la apertura de la boca de san Francisco es primordial para la salud de estos ecosistemas (Fig. 8).

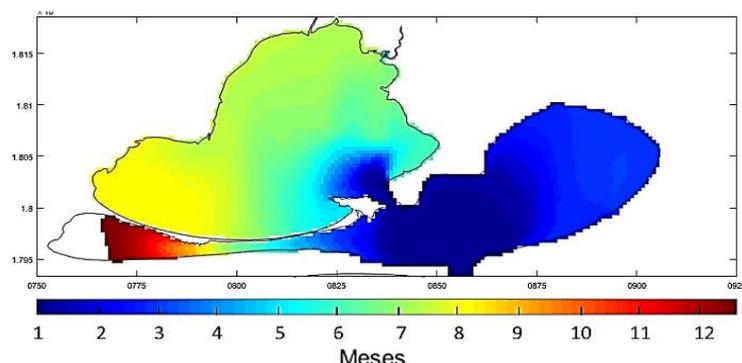


Figura 8. Mapa de tiempos de residencia del complejo lagunar con boca abierta. Tomado de González (2020)

Con respecto a algunas características fisicoquímicas del complejo lagunar, se considera la información reportada por INGESA (2008), que encargó una serie de estudios hidrológicos a investigadores de la Universidad del Mar y que, al momento de la redacción de este documento, es la información más actualizada con la que se cuenta al respecto.

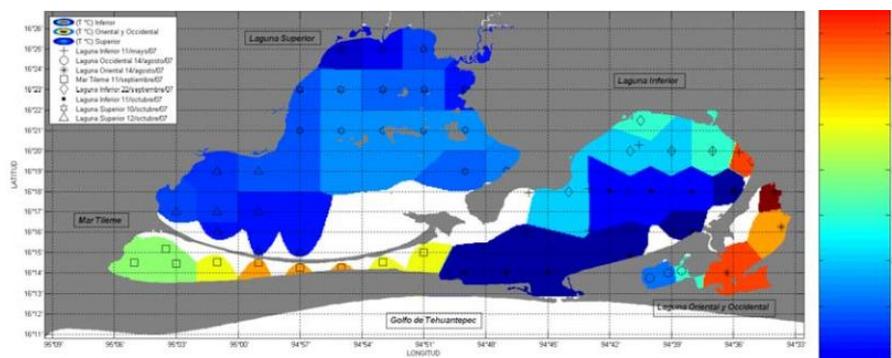


Figura 9. Distribución espacial de temperatura en lluvias 2007 (Hernández-Hernández, inédito) Tomado de INGESA (2008)

Conforme a la figura 9, Las mayores temperaturas superficiales se registraron en la laguna Oriental y en las márgenes norte y oriente del Mar Tileme (31.5°C máxima); en las lagunas Superior e Inferior, las menores temperaturas se asociaron al aporte de agua fluvial y la zona vinculada con la circulación hacia la boca de San Francisco (26.4°C mínima). Para el caso del Mar Tileme, las menores temperaturas se relacionaron a la mayor batimetría de la cuenca.

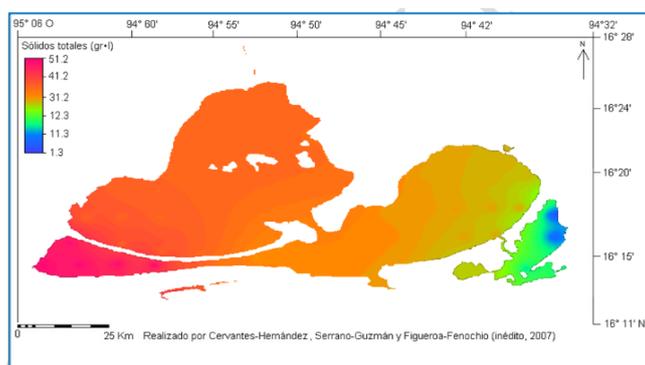


Figura 10. Distribución de sólidos totales disueltos en lluvias 2007 Tomado de INGESA (2008)

Las menores concentraciones de sólidos totales disueltos (figura 10) se encontraron en la desembocadura del río Ostuta en la laguna Oriental (0.93 g/L) mientras que las mayores concentraciones se registraron en la cabeza del Mar Tileme (59.69 g/L), valores asociados a la hidrodinámica de las diferentes subcuencas del complejo lagunar.

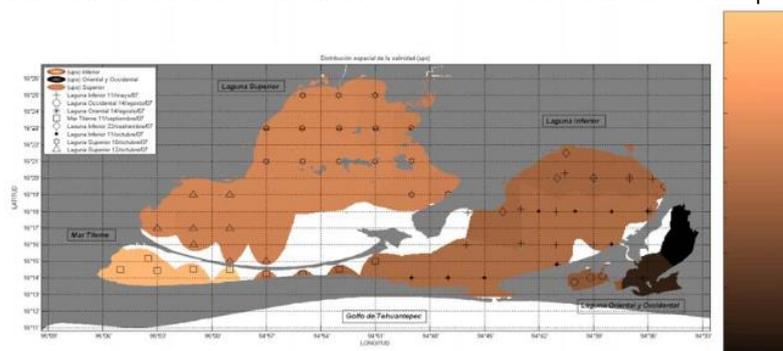


Figura 11. Salinidad en lluvias 2007 Tomado de INGESA (2008)

Se diferencian cuatro zonas de salinidad conforme a la figura 11:

- Metahalina (Mar Tileme, 55.32 ups)
- Mixoeuhalina (laguna Superior, 35.10-36.87 ups)
- Eurihalina -hiperhalina (laguna Inferior, 28.4 – 31.9 ups)
- Eurihalina (laguna Quirio, 0.7 – 15 ups)

Donde se encontraron dos situaciones notorias que influyen en las condiciones hidráulicas del sistema:

- El aislamiento del complejo lagunar con las aguas del Golfo de Tehuantepec por el cierre de la boca de San Francisco (junio-julio 2006)
- Retención y encauzamiento del río Tehuantepec por la construcción de la presa Benito Juárez, concluida en junio de 1961.

El estado de agua de mar resultante, describe anomalías de densidad que permite diferenciar entre tipos de agua (Fig. 12).

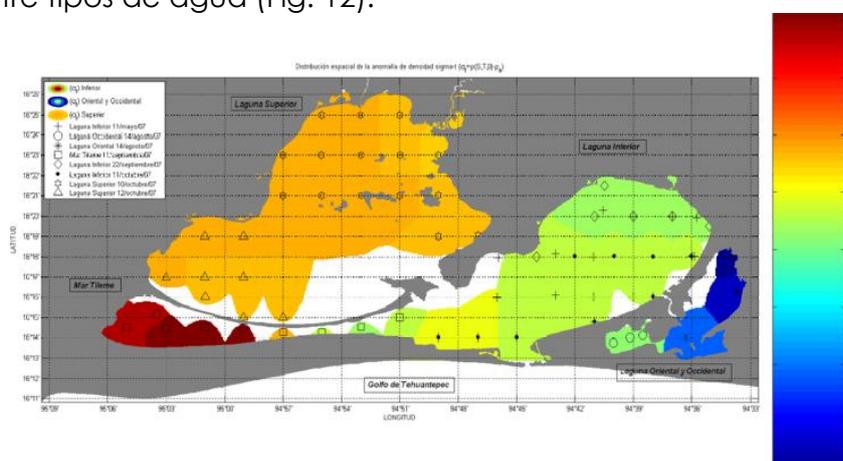


Figura 12. Anomalías de densidad en el complejo lagunar en época de lluvias de 2007. Tomado de INGESA (2008)

La figura 12 muestra 5 tipos de agua que corresponden a las diferentes cuencas del complejo lagunar:

- Agua tipo Mar Tileme. Presenta tres gradientes, donde los valores más elevados se encuentran en la cabeza relacionados al aislamiento que tiene esta subcuenca con las otras lagunas y los valores menores se registraron en la boca hacia la zona de transición con la laguna Inferior. Con la boca de San Francisco cerrada, existe la posibilidad de que el Mar Tileme vea comprometida su productividad llegando incluso a la anoxia en la zona de la cabeza.
- Agua tipo laguna Superior: relacionada con el aislamiento parcial de esta cuenca con el resto del complejo lagunar por la boca de Santa Teresa.
- Agua tipo Inferior: asociada con los aportes fluviales estacionales
- Agua tipo laguna Oriental: similar al caso anterior, influida por las escorrentías de agua dulce río Ostuta.
- Agua tipo laguna Occidental: muy parecida al agua tipo de la laguna Oriental, quizá por la proximidad geográfica de ambas cuencas.

Datos referidos a la concentración de nutrientes en el complejo lagunar, se obtuvieron entre los años 1988 y 1994 conforme lo reportado por Bozada (2003). En su momento, los valores registrados se consideraron dentro de los intervalos característicos para las lagunas costeras mexicanas.

Tabla 3. Hidrología de la laguna Superior

Parámetros	Unidades	Sept – Dic 1994			Febrero 1988			Abril 1991		
		Máx	Mín	Prom	Máx	Mín	Prom	Máx	Mín	Prom
Oxígeno Disuelto	ml/L	4.5	2.7	3.6	9.8	6.16	8.08			
pH		9.11	8.23	8.67	7.93	7.82	7.86	9.11	8.23	8.67
NH ₄ ⁺	µat-g/L	-	-	-	2.158	0.362	0.912	-	-	-
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	µat-g/L	4.95	1.35	3.15	5.655	0.804	1.814	4.95	1.35	3.15
PO ₄ ⁻³	µat-g/L	2.78	2.24	0.85	0.200	0.05	0.115	2.24	0.85	1.28

Tabla 4. Hidrología de la Laguna Inferior

Parámetros	Unidades	Abril/1991			Sept/Dic 1992			Sep/Dic 1994		
		Máx	Mín	Prom	Máx	Mín	Prom	Máx	Mín	Prom
Oxígeno disuelto	mg/L	7.22	4.38	5.37	9.8	3.8	6.5	6.27	3.73	5
pH		-	-	-	8.33	7.97	8.1	9.13	7.24	8.19
Profundidad	m	6	1.4	4.97	6.56	1.14	3.18	5.05	1.14	3.1
Transparencia	m	3	0.5	1.76	1.32	0.2	0.65	-	-	-
Nitritos superficie	µat-g/L	0.69	0.07	0.157	-	-	-	-	-	-
Nitratos superficie	µat-g/L	-	-	-	7.8	N.D.	2.80	4.31	1.11	2.71
Fósforo superficie	µat-g/L	7.49	5.14	5.15	2.5	N.D.	0.84	3.01	0.43	1.72

Tabla 5. Hidrología del Mar Tileme

Parámetros	Unidades	Abril 1991			Sept - Dic 1992			Sep-Dic 1994		
		Máx	Mín	Prom	Máx	Mín	Prom	Máx	Mín	Prom
Oxígeno Disuelto	mg/L	5.36	5.02	5.14	10.7	3.7	7.8	6.79	3.11	4.96
pH					8.51	8.15	8.34	9.16	7.4	8.28
Profundidad	m	2.9	1.1	2	3	1.5	2.18	3	1.5	2.25
Transparencia	m	1.4	0.80	1.1	1.1	0.23	0.5			
Nitritos	µat-gr/L	0.898	0.087	0.493						
Nitratos	µat-gr/L				4.9	N.D.	1.53	5.5	0.56	3.03
Fósforo	µat-gr/L	5.3	4.07	4.68	3.5	N.D.	1.11	2.66	0.26	1.46

El complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec se conoce también como el “complejo lagunar Huave” cuyo nombre deriva de un vocablo zapoteca “gente que se pudre en la humedad” para diferenciar a los pobladores que se ubicaron entre el mar y las lagunas, pero ellos se nombran a sí mismos en su lengua, “Mero ikooc” que significa “verdaderos nosotros”, que tiene que ver con el concepto milenario y universal del “ser hombres verdaderos o los que tienen la palabra”, forma elemental de diferenciarse un pueblo frente a “los otros”, en este caso, los zapotecos. Los mero ikoots son un pueblo originario compuesto por unas 37,824 personas (hacia el año 2016) que habitan los municipios de San Mateo del Mar, San Dionisio del Mar y San Francisco del Mar, así como la agencia municipal de Santa María del Mar, localidades ubicadas alrededor de las lagunas que bordean el Golfo de Tehuantepec, al sur del estado mexicano de Oaxaca (Filgueiras-Nodar, 2001; INEGI, 2016).

Esta comunidad basa su economía en el aprovechamiento de los recursos pesqueros poco explotados en la región a la vez que sirvió para conformar una relación interétnica comercial con los zapotecos de tierra adentro para el intercambio de escama y camarón por maíz (Millán, 2003). La pesca se fundamenta en la captura de camarón el cual es capturado por los hombres y comercializado por las mujeres seco y salado para su venta en la región; a menor escala se captura escama. Las artes de pesca son variadas (atarrayas, chinchorros cortos y largos, red de arrastre a pie, papalote, copos) que han mostrado ser altamente eficaces ante las condiciones ambientales de la región y cada una de ellas es empleada por un grupo específico de edad según la fuerza y el nivel de destreza que se requiera para su uso (Filgueiras-Nodar, 2001).

El deterioro ambiental que presentan las lagunas (disminución de escurrimientos pluviales, deforestación de zonas de mangle, aumento en las tasas de sedimentación, azolvamiento, cierre de la comunicación con el mar, descargas de aguas residuales, entre otras situaciones) ha puesto en riesgo el sustento de este pueblo y los rendimientos pesqueros del complejo lagunar (Bozada 2003; Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012; Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez; 2013; López-Yllescas et al. 2015; Rodríguez, 2019; González, 2020).

En la figura 4, adicionalmente, se muestran las fuentes puntuales identificadas de HAP cercanas al complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, que se describen en la Tabla 6.

Tabla 6. Fuentes puntuales identificadas de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec (2003-2005)

Fuente	Inicio	Actividad Contaminante	Tipo de emisiones
Refinería Antonio Dovalí Jaime	1979 Primera etapa de operación	- Refinación de petróleo para combustibles	Atmosféricas y por escurrimientos de uno de los afluentes del río Tehuantepec.
Distrito de riego No. 19	Década de los 60 del siglo XX	- Quema para limpieza de suelos agrícolas	Atmosféricas y escurrimientos por drenes agrícolas y arroyuelos.
Rio de los Perros	Década de los 70 del siglo XX	- Aguas residuales, cambio de uso de suelo - Aguas residuales - Cambio de uso de suelo	Atmosféricas y por escurrimientos.
Zonas urbanas de Salina Cruz y Juchitán	Década de los 70 del siglo XX	- Aumento parque vehicular - Aumento de actividades industriales - Aumento de uso de embarcaciones	Atmosféricas y por escurrimientos.
Poblaciones y comunidades aledañas a las riberas del complejo lagunar	Década de los 80 del siglo XX	- pequeñas motorizadas para la pesca - Quema de residuos domésticos - Cambio de uso de suelo	Descarga directa incidental o accidental de combustibles al agua Atmosférica Por escurrimientos

MATERIALES Y MÉTODOS

1.- TRABAJO DE CAMPO

1. a) Ubicación de los sitios de muestreo

Para este documento, se realizaron 3 muestreos asociados a las distintas temporadas climáticas de la región:

- Noviembre 2003 (lluvias) (muestras duplicadas de campo en las estaciones 7 y 9)
- Abril 2004 (secas)
- Febrero de 2005 (nortes) (muestras duplicadas de campo en las estaciones 5, 9 y 10)

En estos años, la boca de San Francisco se encontraba abierta, por lo que los objetivos particulares y las hipótesis formuladas se establecieron acorde a las condiciones imperantes en el momento, lo que contrasta con las condiciones actuales (2022).

En la Tabla 7 y la figura 13 se describe y muestra la ubicación geográfica de las estaciones de muestreo.

Tabla 7. Ubicación de las estaciones de muestreo de sedimento y crustáceos peneidos

Estación	Nombre	Ubicación UTM	Colecta Crustáceos peneidos	Primer Muestreo (lluvias) 2003	Segundo muestreo (secas) 2004	Tercer muestreo (nortes) 2005
1	laguna Quirio	288073.9 X 1796589.0 Y		✓	✓	✓
2	Mar Tileme	284261.3 X 1797899.6 Y	Secas	✓		
3	río Punta de Agua	279778.0 X 1796589.0 Y		✓	✓	✓
4	río de los Perros	290564.0 X 1807830.0 Y 291008.9 X			✓	
5 5A	Playa Vicente	1810317.4 Y 292741.0 X 1809555.0 Y	Secas Nortes	✓	✓	✓ ✓
6	boca de Santa Teresa	305903.0 X 1800340.0 Y 325787.0 X		✓		✓
7 7A	río Niltepec	1806536.0 Y 327084.0 X 1805814.0 Y		✓ ✓		
8	río Ostuta	332307.3 X 1801566.6 Y 328755.5 X		✓		
9 9A	Puerto Estero	1796445.6 Y 328813.0 X 1795777.0 Y 314618.0 X	Lluvias	✓ ✓	✓	✓ ✓
10 10A	boca de San Francisco	1795069.0 Y 310897.0 X 1795632.0 Y	Secas Nortes	✓	✓	✓ ✓
11	barra de Santa Teresa	284281.0 X 1799928.0 Y				✓

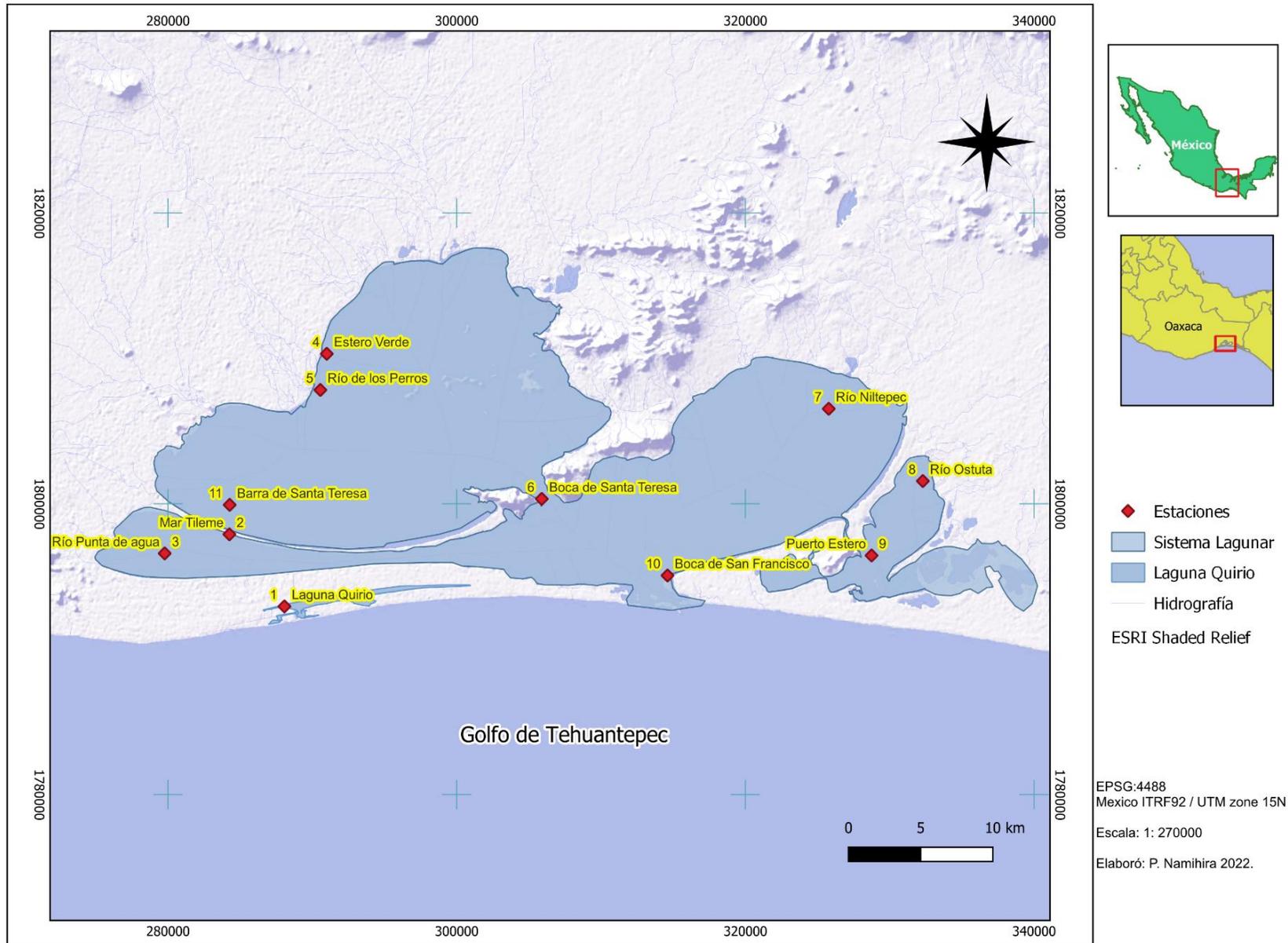


Figura 13. Estaciones de Muestreo en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Las estaciones de muestreo se seleccionaron con base en tres criterios principales:

- Concentración de tóxicos de acuerdo a estudios previos (laguna Superior)
- Carencia de datos en el área con respecto a la presencia de contaminantes
- Distribución espacial de peneidos, una de las pesquerías más importantes de la zona

La red de muestreo contempló la recolección de 11 muestras de sedimentos superficiales correspondientes a la época de lluvias (noviembre de 2003), 6 se colectaron en secas (abril de 2004) y 10 se obtuvieron en nortes (febrero de 2005). En total el número de muestras analizadas fue de 27; el número de muestras en cada campaña no siempre fue el mismo, debido a dificultades climatológicas que impidieron la toma de sedimentos y de organismos en los puntos previamente establecidos. Conforme a los objetivos de este estudio, no se colectaron muestras de agua para análisis y no se tomaron *in situ* parámetros fisicoquímicos del agua superficial ya que no presentan las mismas características fisicoquímicas del agua intersticial que es la que interactúa directamente con los sedimentos superficiales.

1. b) Obtención de sedimentos

Los sedimentos superficiales se tomaron con una draga tipo Van Veen de 3 litros de capacidad con recubrimiento epóxico. Se tomaron aproximadamente 250 g de sedimento superficial que se colocaron en frascos de vidrio de 500 mL de capacidad. Las muestras se mantuvieron en frío y al llegar al laboratorio se congelaron hasta su análisis (UNEP, IOC, & IAEA, 1992).

1. c) Obtención de organismos

Se colectaron camarones para los análisis químicos empleando chinchorros de luz de malla de ½ pulgada de diámetro; se guardaron en papel aluminio y se mantuvieron en hielo a 4°C hasta llegar al laboratorio, donde se congelaron hasta el análisis para la determinación de HAP en tejidos.

2.- TRABAJO DE LABORATORIO

2.a) Cuantificación de HAP en sedimentos superficiales (UNEP, IOC, & IAEA, 1992).

Se cuantificaron los 16 HAP conocidos como prioritarios según US EPA (Keith, 2014): naftaleno (naf); acenafteno (ace); acenaftileno (ana); fluoreno (flo); antraceno(ant); fenantreno (fen); fluoranteno (fluo); benzo(a)antraceno[b(a)a]; criseno(cris); pireno (pir); benzo(b)fluoranteno [b(b)f]; benzo(k)fFluoranteno [b(k)f]; benzo(a)pireno [b(a)p]; dibenzo(a,h)antraceno[d(ah)a]; indeno(123-cd)pireno [i(123-cd)p]; y benzo(ghi)perileno [b(ghi)p].

Los sedimentos se secaron a temperatura no mayor de 55°C, posteriormente se maceraron en mortero de porcelana y se tamizaron a través de una malla de 250 µm. Se tomó una alícuota de sedimento tamizado de 5 g de peso seco para realizar la extracción. Se colocó el sedimento en equipo soxhlet usando un disco de papel Whatman No. 2 previamente lavado. Se agregaron 250 mL de una mezcla hexano-diclorometano (50:50) al matraz de balón de 500 mL. La extracción se efectuó por 8 h con ciclos de sifón de 10 min.

Se concentró el extracto proveniente de la etapa anterior en un rotoevaporador hasta obtener un volumen de 5-10 mL. Este concentrado después se pasó por columnas de separación.

Las columnas de vidrio empleadas fueron de 2 cm de diámetro interno x 30 cm de longitud, y se empacaron en el siguiente orden: fibra de vidrio + hexano + 5 g de sílica (en hexano) + 10 g de alúmina (en hexano) + sulfato de sodio anhidro + hexano.

De las columnas se recuperaron 2 fracciones. La fracción 1 (F1: Hidrocarburos alifáticos) se obtuvo agregando 20 mL de hexano como eluyente; mientras que la fracción 2 (F2: HAP) se logró eluyendo 30 mL de una mezcla hexano-diclorometano (9:1) más 20 mL de una mezcla hexano-diclorometano (50:50).

Ambas fracciones se concentraron en rotoevaporador a un volumen de 2-5 mL y se transvasaron a viales, los cuales se llevaron a sequedad con N₂. Finalmente, la determinación de compuestos se hizo por medio de un cromatógrafo de gases.

El cromatógrafo de gas empleado fue Hewlett Packard modelo 5890 equipado con una columna capilar de fenilmetilsilicona ((30 m × 0.25 mm ID × 0.25 µm con 5% de fenilmetilsilicona) y detector de ionización de flama. El programa de temperatura del análisis estuvo entre 60 y 300°C con incrementos de 4°C cada 4 minutos. El límite de detección de los compuestos fue de 0.01 µg/g, y el porcentaje de recobro de los estándares de los 16 HAP analizadas fue en promedio del 90%.

2. b) Determinación de carbono orgánico (Walkley & Black 1934) modificado por (Ortiz, Gutiérrez, & Sánchez, 1993).

Esta técnica se fundamenta en la oxidación de carbono fácilmente oxidable por dicromato de potasio. Se pesaron 0.2 g (material limoso y/o arcilloso) a 2.5 g (material arenoso) de sedimentos previamente secados. En matraces Erlenmeyer de 250 mL se colocaron las muestras y se les adicionó 5 mL de dicromato de potasio 1N y 10 mL de H₂SO₄ concentrado. Esta mezcla se dejó reposar por 30 min.

Pasado este tiempo, se agregaron 100 mL de agua destilada, 5 ml de H₂PO₄ concentrado y 5 gotas de indicador de fenilalanina. Finalmente, se realizó la titulación con sulfato ferroso amoniaco 0.5 N, tomando como punto final de titulación una coloración verde esmeralda brillante. Cada muestra se analizó por duplicado. Los resultados se expresaron en porcentaje.

Para estandarizar el método, se corrieron dos muestras con dextrosa (pesando 0.01 g de dextrosa) y realizando el procedimiento mencionado anteriormente. El resultado obtenido por este método debe ser de 39.99% de carbono orgánico. El porcentaje de recobro en este trabajo fue de 97.6% para la época de lluvias, 98.7% para secas y 98.9% para nortes.

2. c) Determinación de HAP en peneidos (UNEP, FAO, IAEA & OEC., 1993)

Previo a la determinación de HAP en tejido, los organismos se identificaron a nivel de especie con ayuda de las claves taxonómicas propuestas por FAO (Fischer

y otros, 1995), teniendo que los ejemplares de peneidos capturados pertenecen a la especie *Litopenaeus vanammei*. Todos los ejemplares fueron separados en dos tallas conforme a las longitudes patrón encontradas (2.0 a 5.5 cm y 5.6 a 9.0 cm); cada ejemplar se midió pesó para sacar una relación talla/peso que ayude a la interpretación de resultados.

El tejido de camarón fue secado por completo no más de 50°C, se maceró en mortero de porcelana y se tomó una alícuota de tejido tamizado de 3g de peso seco para realizar la extracción.

Se colocó el tejido en equipo soxhlet usando un disco de papel Whatman No. 2 previamente lavado. Se agregaron 250 mL de metanol al matraz de balón de 500 mL. La extracción se efectuó por 8 h con ciclos de sifón de 10 min. Se añadieron 20 mL de una solución KOH 0.7 M y 30 mL de agua destilada al matraz de balón y se dejó por dos horas más la extracción.

El extracto se colocó en embudos de separación de 1L y se adicionaron 90 mL de hexano. Se agitaron vigorosamente los embudos por 1 min y se dejaron reposar para la formación de fases. La fase superior (hexánica) se recolectó en un matraz de balón de 250 mL. La fase inferior (potásica-metanólica) se regresó al embudo y se volvió a extraer con 50 mL de hexano, y se realizó una tercera extracción con 50 mL de hexano. Al final, se filtró con fibra de vidrio y Na₂SO₄ la porción hexánica.

Se concentró el extracto proveniente de la etapa anterior en un rotoevaporador a menos de 40°C hasta obtener un volumen de 5 mL. Este concentrado después se pasó por columnas de separación.

Las columnas de vidrio empleadas fueron de 2 cm de diámetro interno x 30 cm de longitud, y se empacaron en el siguiente orden: fibra de vidrio + hexano + 5g de sílica (en hexano) + 10 g de alúmina (en hexano) + sulfato de sodio anhidro + hexano.

A las columnas se les agregaron 20 mL de hexano como eluyente para obtener la fase 1 (hidrocarburos alifáticos); y posteriormente se agregaron 30 mL de una mezcla hexano – diclorometano (9:1) para obtener la fase 2 (HAP).

Ambas fracciones se concentraron en rotoevaporador a un volumen de 2-5 mL y se transvasaron a viales, los cuales se llevaron a sequedad con N₂. Finalmente, la determinación de compuestos se hizo por medio de un cromatógrafo de gases Hewlett Packard modelo 5890. El porcentaje de recobro de los estándares de HAP usados, estuvo entre el 95-95%.

3.- ANÁLISIS DE DATOS

Estadística

Se realizó el análisis de datos con el software STATISTICA 12 para conocer la normalidad de los datos por medio de la prueba Shapiro-Wilk para menos de 50 datos y de ahí determinar el tipo de pruebas estadísticas (paramétrica o no paramétrica) para aplicar el análisis de datos.

Criterios de Calidad de Sedimentos (Long et al., 1995; Buchman, 2008)

Se compararon las concentraciones de HAP individuales encontradas en sedimentos con los Criterios de Calidad de Sedimento de NOAA (National Oceanic

and Atmospheric Administration) para la protección de la vida bentónica de aguas estuarinas.

Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q) (Long, Field, & MacDonald, 1998)

Este cociente es útil para evaluar la toxicidad probable de sedimentos que contienen una mezcla de HAP siendo más adecuado su empleo que los Criterios de Calidad de Sedimentos ya que estos últimos evalúan los potenciales efectos a la fauna bentónica por HAP individual.

Se calcula de la siguiente manera:

$$M - ERM - Q = \frac{\sum(C_i/ERM_i)}{n}$$

Donde:

C_i = Concentración del compuesto i

ERM = Valor del compuesto i en los criterios de calidad de sedimento

n = número de compuestos diferentes.

Los resultados de este cociente indican 4 categorías (prioridades) asociadas a porcentajes de incidencia de afectación probable conforme a diversos bioensayos de laboratorio en distintas especies acuáticas, los cuales se describen a continuación.

< 0.1 = 12% de probabilidad de toxicidad –prioridad baja

0.11 – 0.50 = 30% de probabilidad de toxicidad –prioridad media

0.51 – 1.5 = 46% de probabilidad de toxicidad –prioridad media – alta

>1.50 = 74% de probabilidad de toxicidad – prioridad alta

Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess, et al., 2012).

Permite predecir la biodisponibilidad de HAP en agua intersifical por la concentración de éstos en sedimentos.

El reparto se obtiene a través de la siguiente fórmula:

Unidades Tóxicas de referencia de partición de sedimentos en equilibrio (ESBTU)

$$\sum ESBTU_{FCV,13} = \sum_i \frac{COC_i}{COC,PAHi,PCVi}$$

Donde:

ESBTU_{FCV,13} = Unidades Tóxicas de referencia de partición de sedimentos en equilibrio basadas en el valor final crónico (FCV) de los 13 HAP

COC_i = Concentración del HAP "i" en sedimento con base al carbono orgánico.

COC_{PAHi,FCVi} = Concentración de efecto de un HAP específico en sedimento con base al carbono orgánico calculado a partir de valor final crónico y el K_{oc}. Los valores para esta variable se obtienen de tablas publicadas en USEPA (2003).

Este método se propuso originalmente para una batería de 34 HAP que después se ha adaptado para agrupaciones de 23 y 13 HAP, siendo esta última la aplicada en este estudio, donde se eliminan los HAP dibenzo(ah)antraceno, benzo(ghi)berileno

e indeno(123-cd)pireno, ya que estos compuestos no tienen valores de narcosis que permitan calcular los valores tóxicos de referencia en sedimentos (Carlén, 2018).

Dada la reducción de compuestos se recomienda que el resultado $ESBTU_{FCV13}$, se multiplique por 11.5 para eliminar la incertidumbre y tener una confianza del 95% en los resultados calculados. Los resultados son adimensionales e independientes del valor final (es decir, cualquier valor final > 1 se considera biodisponible); valores < 1 indican que la cantidad de HAP biodisponibles, no representa riesgos para la fauna bentónica y finalmente, valores > 1 señalan que la cantidad de HAP presentes puede representar un riesgo por biodisponibilidad a la fauna bentónica (Burgess et al., 2012; Carlén, 2018).

Equivalente de Toxicidad de b(a)a [b(a)p eq] (ATSDR, 2022)

Se calcula a partir de la equivalencia carcinogénica del B(a)P con respecto a analitos similares de alto peso molecular y se obtiene a través de dos fórmulas

$$BECi = xi \times PEFi \quad (1)$$

Donde:

BECi = Concentración del equivalente de b(a)p para cada analito carcinogénico

xi = Concentración en sedimento de cada analito individual

PEFi = Factor de equivalencia de potencia de cada analito individual

$$bap\ eq = \sum_{i=1}^k BECi \quad (2)$$

Donde:

b(a)p eq = Total del equivalente de b(a)p

k = Número de analitos con los que se calcula el B(a)P eq (en este documento, 7).

Los cálculos de este índice de riesgo sedimentario se realizaron con apoyo del archivo Excel del Departamento de Protección Ambiental de Florida (FEDP, por sus siglas en inglés) (FDEP, 2005, 2022), que compara los valores establecidos de exposición directa a suelos contaminados con mezclas de HAP carcinógenos en dos subtipos: residencial (100 ng/g peso seco) e industrial (700 ng/g peso seco) conocidos como "niveles objetivo de limpieza del suelo" (SCTL por sus siglas en inglés). Los resultados permiten saber si las concentraciones de HAP cancerígenos en sedimento representan algún riesgo a la salud humana. Este parámetro se ha aplicado en otros estudios de riesgo de sedimentos (Teaf, Covert, & Kothur, 2010; Pongpiachan et al., 2013; Black et al., 2016; Temple, 2021; Bublitz, 2022).

Cociente de Riesgo (RQ) (Cao et al., 2010)

Este índice se calcula por HAP individual y por la mezcla de HAP a través de las siguientes ecuaciones

$$RQ_{ncs} = \frac{CPAHs}{CQV(NCS)}$$
$$RQ_{mpcs} = \frac{CPAHs}{CQV(MPCS)}$$

Donde:

RQ_{NCS} = Cociente de riesgo de concentración insignificante (HAP individual)

RQ_{MPCS} = Cociente de riesgo de concentración máxima permisible (HAP individual)

$CPAHs$ = Mediana de la concentración de un HAP individual en el medio

$CQV_{(NCS)}$ = valor más bajo estándar de riesgo de HAP (de tablas)

$CQV_{(MPCs)}$ = valor más alto estándar de riesgo de HAP (de tablas)

Los resultados de este cociente se interpretan de la siguiente forma:

HAP individual:

$RQ_{NCs} = 0$ -----	No hay riesgo
$RQ_{NCs} \geq 1$ -----	Riesgo moderado
$RQ_{MPCs} < 1$ -----	Riesgo moderado
$RQ_{MPCs} \geq 1$ -----	Riesgo alto

Sumatoria de HAP

$\Sigma RQ_{NCs} = 0$ -----	Sin riesgo
$\geq 1; < 800$ -----	Riesgo bajo
$= 800$ -----	Riesgo moderado
> 800 -----	Riesgo alto
$\Sigma RQ_{MPCs} = 0$ -----	Sin riesgo
$= < 1$ -----	Riesgo moderado
$= \geq 1$ -----	Riesgo alto

Factor de Bioacumulación (FBA) (Amiard & Amiard-Triquet, 2015).

$$FBA = \frac{Ct}{Cs}$$

Donde:

Ct= Concentración del compuesto en tejido

Cs= Concentración del compuesto en sedimento.

Cuando el $FBA > 1$, la concentración de HAP es mayor en el medio que en el organismo (no hay bioacumulación)

Y cuando $FBA < 1$, la concentración de HAP es mayor en el organismo con respecto a la concentración en el medio (existe bioacumulación)

Riesgo Incremental de cáncer de por vida (ILCR)

Este índice de riesgo se calculó por HAP individual carcinógeno de acuerdo a USEPA (2005): [benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(ah)antraceno, benzo(ghi)perileno e indeno (123-cd)pireno. El riesgo aditivo se calculó por estación, época de muestreo y de forma global. Los cálculos se realizaron con apoyo de "Incremental Lifetime Cancer Risk (ILCR) Risk Calculation Tool" (World Bank & Hatfield Consultants, 2008), donde los resultados mayores a 1×10^{-5} indican el riesgo potencial de adquirir cáncer en el transcurso de la vida.

Para su cálculo, se valoraron inicialmente dos tipos de dosis:

1. Dosis dérmica: referido a pescadores artesanales que caminan por zonas someras del complejo lagunar (adolescentes y adultos) y que con papalote o atarraya capturan individualmente camarón. El contacto dermal se da en la parte baja del cuerpo (tomando como punto de referencia la cintura) y con las manos al momento de capturar los camarones y ponerlos en los canastos donde se almacenan. En este caso, para adolescentes y adultos no se realizó una segregación por sexos, ya que no se cuenta con datos

suficientes sobre la participación activa de la mujer en las labores de pesca, que permitiera inferir la forma y frecuencia de contacto directo con los sedimentos del complejo lagunar. La fórmula que se empleó fue la siguiente:

$$D\acute{e}r\acute{m}i\acute{c}a = \frac{Cs \times SpT \times CPE \times FAp \times ED \times Nd\acute{í}as \times Nsem \times Na\acute{n}o}{Peso\ corporal \times 365 \times Exp\ Vida}$$

Donde:

- Cs= Concentración de HAP en sedimento (mg/Kg)
- SpT= Superficie Total de piel (manos, brazos, piernas)(cm²)
- CPE = Carga de sedimento sobre piel expuesta (Kg/cm² por evento)
- FAp= Factor de absorción de la piel (varía por HAP entre 0.18 y 0.2)
- ED= Número de exposiciones de la piel por día
- Ndías = número de días con exposición
- Nsem= número de semanas con exposición al año
- Naños= número de años de exposición
- Peso corporal= peso del receptor
- ExpVida= Expectativa de vida.

Variable	Adolescente	Adulto
Edad (años)	14	25
Peso	40	70
S (cm ²)*	13900	15900
CPE (Kg/cm ² – evento) *	1 X 10 ⁻⁵	1 X 10 ⁻⁵
ED	1	1
Ndías	2	6
Nsem	14	40
Naños	5	14
ExpVida (años)	70	70

* Datos morfométricos 10% menores a los estimados en World Bank & Hatfield Consultants (2008), dada las diferencias con la población indígena mexicana.

2. Dosis por ingestión: Para este caso, se estimó la alimentación tanto en niños como adolescentes y adultos, considerando las concentraciones de HAP encontradas en camarón. La fórmula usada fue:

$$Ingesti\acute{o}n = \frac{Cs \times Ti \times FATg \times Nd\acute{í}as \times Nmes \times Na\acute{n}o}{Peso\ Corporal \times 365 \times Exp\ Vida}$$

Donde:

- Cs= Concentración de HAP en camarones (mg/Kg peso seco)
- Ti= Tasa se ingestión (Kg/día peso seco)
- FATg= Factor de absorción del tracto intestinal
- Ndías = número de días al año que se ingiere el alimento
- Naños= número de años de exposición
- Peso corporal= peso del receptor
- ExpVida= Expectativa de vida.

Variable	Niños	Adolescentes	Adultos
Edad (años)	7	14	25
Peso	15	40	70
Ti (Kg/día)	0.015	0.035	0.050
FATg	1	1	1
Ndías	30	30	30
Naños	3	10	21
ExpVida (años)	70	70	70

Una vez obtenidas las dosis dérmica y oral, el cálculo de riesgo incremental de cáncer de por vida (ILCR) se efectuó con la siguiente fórmula:

$$ILCR = (dosis\ ingestión \times fpo) + (dosis\ dérmica \times fex)$$

Donde:

fpo: Factor de exposición oral (mg/kg/d) cuyo valor cambia por HAP

fex: Factor de exposición dérmica (mg/kg/d) cuyo valor cambia por HAP

RESULTADOS

SEDIMENTO

En la primera parte de este apartado, se muestran los resultados de la determinación de HAP y de carbono orgánico en sedimento en la siguiente secuencia:

- A. Concentraciones de HAP por época de muestreo.
- B. Comparación de distribución estacional de HAP.
- C. Porcentaje de carbono orgánico por muestreo.
- D. Comparación de distribución estacional de CO.
- E. Relación de HAP con carbono orgánico.
- F. Índice de procedencia de HAP.
- G. Análisis de riesgo ambiental.

CAMARÓN BLANCO

Posteriormente, la información generada del análisis de las concentraciones de HAP en camarón blanco se presenta en el orden descrito a continuación:

- A. Concentraciones de HAP por época de muestreo
- B. concentración de HAP por muestreo
- C. Relación de concentraciones de HAP en camarón y sedimento
- D. Factor de bioacumulación de HAP en camarón
- E. Riesgo Incremental de cáncer de por vida

SEDIMENTO

A. Concentraciones de HAP por época de muestreo

A.1. Época de Lluvias (noviembre 2003)

En la Tabla 8, se muestran las concentraciones de HAP encontrados por estación en esta época de muestreo.

Tabla 8. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (ng/g ps) en sedimentos superficiales en lluvias (noviembre 2003)

No. Anillos Bencénicos	Compuesto	E-1 Quirío	E-2 Tileme	E-3 Tileme	E-5 Superior	E-6 Boca Sta Teresa	E-7 Inferior	E-7A Inferior	E-8 Oriental	E-9 Inf Ori	E-9A Inf Ori	E-10 Boca San Fco	Máx	Mín	Mediana por compuesto	Mediana por anillos
2	naftaleno (naf)	182.17	23.47	N.D.	41.62	57.96	25.75	408.18	271.78	92.70	562.97	52.75	562.97	23.47	75.33 ± 186.39	
2	acenaftileno (ana)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	61.25	37.59	89.15	28.02	16.63	54.39	87.55	89.15	16.63	54.39 ± 28.15	48.06 ± 116.86
2	acenafteno (ace)	N.D.	N.D.	N.D.	18.75	24.76	13.81	26.72	15.74	14.44	36.15	39.55	39.55	13.81	21.76 ± 9.91	
2	fluoreno (flo)	48.06	N.D.	12.38	24.83	118.05	113.85	152.77	70.74	45.29	70.10	210.57	210.57	12.38	70.42 ± 61.93	
3	antraceno(ant)	N.D.	N.D.	14.08	17.07	65.37	50.11	79.27	26.26	29.96	36.67	172.23	172.23	14.08	36.67 ± 79.15	
3	fenantreno (fen)	27.23	42.30	30.20	42.11	67.27	58.33	90.56	89.34	57.37	21.79	303.67	303.67	21.79	57.37 ± 49.20	33.44 ± 59.44
3	fluoranteno (flu)	N.D.	N.D.	N.D.	15.41	26.36	14.27	26.56	11.72	20.16	26.11	53.05	53.05	11.72	23.14 ± 13.06	
4	pireno (pir)	N.D.	10.49	30.66	93.54	45.13	15.89	57.18	251.88	282.14	22.03	59.51	282.14	10.49	51.16 ± 98.33	
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	57.76	111.79	78.67	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	143.14	137.64	N.D.	143.14	57.76	111.79 ± 37.04	
4	criseno(cris)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	13.17	N.D.	N.D.	N.D.	13.17	13.17	13.17	57.18 ± 78.61
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	22.79	N.D.	N.D.	N.D.	14.97	N.D.	24.36	24.36	14.97	22.79 ± 5.03	
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	-	
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	N.D.	N.D.	N.D.	73.86	28.71	N.D.	N.D.	40.97	38.92	N.D.	32.18	73.86	28.71	38.92 ± 17.99	
5	dibenzo(a,h)antraceno[d(ah)a]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	-	38.92 ± 17.99
5	indeno (123-cd)pireno [i(123-cd)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	-	
6	benzo(ghi)perileno [9(ghi)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	200.04	N.D.	N.D.	N.D.	200.04	-	200.04	200.04
Concentración total por estación		315.22	188.05	165.99	327.19	517.65	329.60	930.39	1019.66	755.72	967.85	1035.42				
Mediana HAP en lluvias						517.65 ± 320.39										

N.D. < 10 ng/g ps

En rojo: Valores más altos

En azul: valores más bajos

De acuerdo a la Tabla 8, se observa de manera general que, durante esta época se encontraron 13 de los 16 HAP prioritarios (81.25%), donde las concentraciones por compuesto fueron desde 10.47 ng/g ps de pireno en la estación 2 hasta 562.97 ng/g ps de naftaleno en la estación 9A; mientras que por sitios, las menores concentraciones de HAP totales se hallaron en la estación 2 (Mar Tileme: 188.05 ng/g ps) en tanto que las mayores concentraciones de HAP totales se registraron en la estación 10 (boca de San Francisco: 1035.42 ng/g ps).

Los compuestos de 2 anillos (naftaleno, acenaftileno, acenafteno y floreno), de 3 anillos (antraceno, fluoranteno y fenantreno) y de 4 anillos [pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno y benzo(k)fluoranteno] se encontraron en el 100% de las estaciones, En menor proporción, estuvieron los HAP de 5 anillos [benzo(a)pireno, dibenzo(ah)antraceno e indeno(123-cd)pireno] en un 45.5% de las estaciones; y finalmente, en sólo una estación (9.1%) se registró benzo(ghi)perileno de 6 anillos (estación 8: río Ostuta).

2 anillos = 3 anillos = 4 anillos > 5 anillos > 6 anillos (véase anexo A 1)

La frecuencia del registro cromatográfico de los HAP individuales durante la época de lluvias en noviembre de 2003, se esquematiza en la Anexo A 2. Se encontraron 13 de los 16 HAP prioritarios (81.25%), apareciendo en el mayor número de muestras analizadas el fenantreno (100% de las muestras), seguido del naftaleno, floreno y pireno (90% de las muestras) y el antraceno (80% de las muestras).

En lluvias se encontraron 13 HAP prioritarios (Anexo A 3); la mayor mediana se registró para benzo(a)antraceno (111.79 ± 37.04 ng/g ps), seguido del naftaleno (75.33 ± 186.39 ng/g ps) y el floreno (70.42 ± 61.93 ng/g ps), mientras que el compuesto con menor mediana fue el criseno (13.17 ng/g ps). Otro compuesto que merece atención es el benzo(a)pireno, que si bien está dentro de las cantidades menores (38.92 ± 17.99 ng/g ps) tiene implicaciones sanitarias importantes tanto a nivel de ecosistema como para la salud humana (Cui *et al.*, 2016; Hussain *et al.*, 2018; Apiratikul, Pongpiachan, & Hashmi, 2020).

Las mayores cantidades de HAP totales durante lluvias por estación (consultar Anexo A 4) se ubicaron en el sitio 8 (río Ostuta, laguna Oriental 1019.66 ng/g ps), seguido de la estación 10 (boca de San Francisco 1035.42 ng/g ps); mientras que las menores concentraciones se encontraron en el punto de muestreo 3 (río Punta de Agua, laguna Superior 165.99 ng/ g ps) y la estación 2 (Mar Tileme 188.05 ng/g ps).

Una mejor forma de visualizar las concentraciones totales del HAP por estación en la época de lluvias es a través de una plataforma de información geográfica (en este caso se empleó QGIS 3.24.3). Los resultados se muestran en la fig. 9.

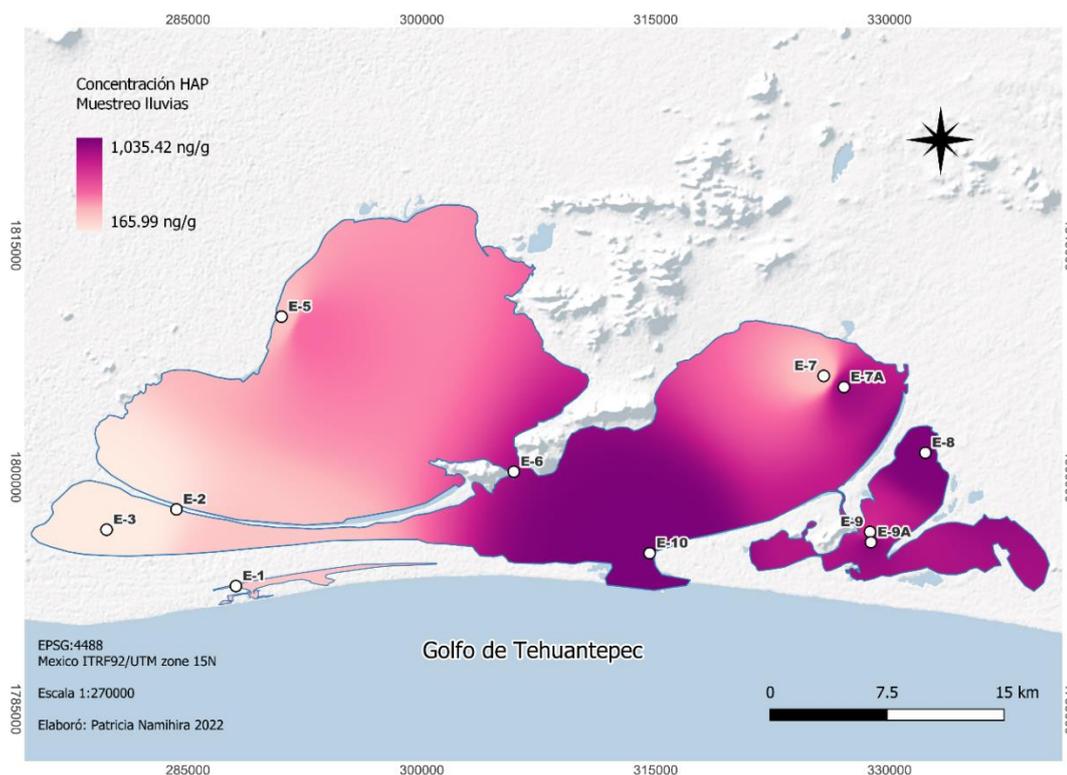


Figura 9. Distribución espacial de HAP totales en sedimentos superficiales en época de lluvias (noviembre 2003)

En la figura 9 se distinguen tres áreas indicadas por la intensidad de color de acuerdo a la concentración de HAP:

1. Bajas concentraciones en color rosa (165.99 - 327.19 ng/g ps): estaciones 1 (laguna Quirío), 2 (Mar Tileme), 3 (río Punta de Agua) y 5 (Playa San Vicente) al oeste del complejo lagunar y en la estación 7 (río Niltepec) al noreste de la laguna Inferior
2. Concentraciones intermedias en color magenta: 517.65 ng/g ps en la estación 6 (barra de Santa Teresa) en la laguna Superior
3. Concentraciones altas en color púrpura (755.72 - 1035.82 ng/g ps) en las estaciones 7A (río Niltepec), 8 (río Ostuta) 9 y 9A (Puerto Estero) y 10 (boca de San Francisco), ubicadas en la parte E y S del complejo lagunar.

A.2. Época de Secas (abril 2004)

En la Tabla 9, se presentan las concentraciones de HAP en sedimento encontradas durante la época de secas, que difieren en número al muestreo anterior debido a que las condiciones climatológicas impidieron la colecta de muestras en concordancia con lluvias.

Tabla 9. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (ng/g ps) en sedimentos superficiales en secas (abril 2004)

No. De anillos bencénicos	COMPUESTO	E-1 Quirio	E-3 Tileme	E-4 Superior	E-5 Superior	E-9 Inf Ori	E-10 Boca San Francisco	MÁX	MÍN	MEDIANA POR COMPUESTO	MEDIANA POR ANILLOS
2	naftaleno (naf)	72.59	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	72.59	55.61 ± 37.61
2	acenafteno (ace)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	46.86	-	-	46.86	
2	acenaftileno (ana)	17.68	N.D.	N.D.	28.50	73.13	109.98	109.98	17.68	50.81 ± 42.52	
2	fluoreno (flo)	32.91	N.D.	N.D.	27.79	64.36	129.35	129.35	27.79	48.64 ± 46.72	47.08 ± 156.88
3	fenantreno (fen)	16.47	N.D.	N.D.	N.D.	155.61	595.07	595.07	16.47	155.61 ± 302.01	
3	antraceno(ant)	45.58	10.62	N.D.	11.55	123.79	146.94	146.94	10.62	45.58 ± 63.89	
3	fluoranteno (fluo)	47.08	29.63	N.D.	11.55	47.61	125.35	125.35	11.55	47.08 ± 43.48	
4	pireno (pir)	282.75	20.47	28.98	N.D.	429.34	601.90	601.90	20.47	282.75 ± 252.99	429.34 ± 256.23
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	186.43	201.20	441.44	547.46	856.05	518.12	856.05	186.43	479.78 ± 249.01	
4	criseno(cris)	435.39	N.D.	N.D.	781.24	N.D.	N.D.	781.24	435.39	608.32 ± 244.55	
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	81.77	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	81.77	
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	305.27	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	305.27	112.23 ± 197.39
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	574.42	17.16	N.D.	13.56	43.43	130.00	574.42	13.56	43.43 ± 238.74	
5	dibenzo(ah)antraceno[d(ah)a]	218.47	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	218.47	
5	indeno (123-cd) pireno [i (123-cd) p]	112.23	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	112.23	197.55
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	197.55	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	197.55	
	Concentración total	2626.59	279.09	470.43	1421.64	1793.32	2403.57				
	Mediana HAP en secas	1607.48 ± 972.47									

N.D. < 10 ng/g ps

En rojo: Valores más altos

En azul: valores más bajos

Para este muestreo se encontraron los 16 HAP prioritarios analizados, donde las concentraciones totales por compuesto fueron desde 10.66 ng/g ps para antraceno hasta 856.05 ng/g ps para benzo(a)antraceno; mientras que, por estaciones, las menores concentraciones totales se hallaron en la estación 3 (río Punta de Agua: 279.09 ng/g ps) y las mayores se registraron en la estación 1 (laguna Quirio: 2626.59 ng/g ps).

Los HAP de 4 anillos se encontraron en el 100% de las muestras analizadas, seguidos de los compuestos de 5 y 3 anillos (83.3%), mientras que los HAP de 2 anillos se encontraron en el 66.67 de las muestras y, por último, el compuesto de 6 anillos bencénicos [Benzo(ghi)Perileno] sólo tuvo un registro en este muestreo (16.7%).

4 anillos > 5 anillos = 3 anillos > 2 anillos > 6 anillos (véase anexo A 5).

Por compuesto (ver Anexo A 6), el benzo(a)antraceno fue el HAP que se encontró en el 100% de las muestras analizadas, seguido por antraceno, fluoranteno, pireno, y benzo(a)pireno que se hallaron en 5 de las 6 muestras en este período (83.33%); posteriormente, se detectaron el acenafileno y el floreno, en 4 de las 6 muestras (66.67%), el fenantreno en 3 de las 6 muestras (50%). El resto de los compuestos se registraron solo en 1 de las 6 muestras analizadas (16.6%).

Por mediana de HAP en secas (Anexo A 7) el criseno fue el de mayor valor (608.32 ± 244.55 ng/g ps), seguido del benzo(a)antraceno (479.78 ± 249.01 ng/g ps), el pireno (282.75 ± 252.99 ng/g ps) y el benzo(k)fluoranteno (155.61 ± 302.01 ng/g ps).

Después de este grupo de HAP de 4 anillos bencénicos, el que siguió en importancia acorde a sus medianas en sedimento superficial fue el fenantreno (3 anillos bencénicos) con 155.61 ± 302.01 ng/g.

Un tercer grupo de compuestos con medianas menores a 90 ng/g PS fueron los de 2 y 3 y 4 anillos bencénicos [naftaleno, acenafeno, acenafileno, floreno, antraceno, fluoranteno y benzo(b)Fluoranteno].

Un cuarto grupo es el comprendido con los HAP de 4, 5 y 6 anillos bencénicos (a partir del benzo[k]fluoranteno hasta el b[ghi]p); el benzo(a)pireno presentó una dispersión alta en los valores registrados (3.43 ± 238.74 ng/g ps) y el resto de los compuestos, si bien se encontraron en un solo punto de muestreo, los valores de concentración total fueron elevados (112.23 - 305.27 ng/g ps).

Los valores de HAP totales por estación (véase Anexo A 8) mostraron que la estación que presentó la mayor concentración fue la estación 1 (laguna Quirio) con un valor de 2626.59 ng/g ps a la vez que fue el sitio que presentó el mayor número de HAP prioritarios (15 de los 16 analizados). La segunda estación que tuvo una gran cantidad de HAP totales fue la 10 (boca de San Francisco) 2403.57 ng/g ps con 9 de los 16 HAP prioritarios, seguida de la estación 9 (Puerto Estero) con una concentración de 1793.32 ng/g ps con 8 de los 16 HAP prioritarios. Después están las concentraciones de HAP totales en la estación 5 (Playa Vicente) con valor de 1421.64 ng/g ps con 7 de los 16 HAP prioritarios, y, por último, con las menores concentraciones totales de HAP estuvo la estación 4 (río de los Perros) con 470.43 ng/g ps y sólo dos HAP prioritarios y la estación 3 (río Punta de Agua) con una concentración total de 279.09 ng/g ps y 5 de los HAP prioritarios.

La distribución espacial de concentraciones totales de HAP en secas se muestra en la Fig. 10

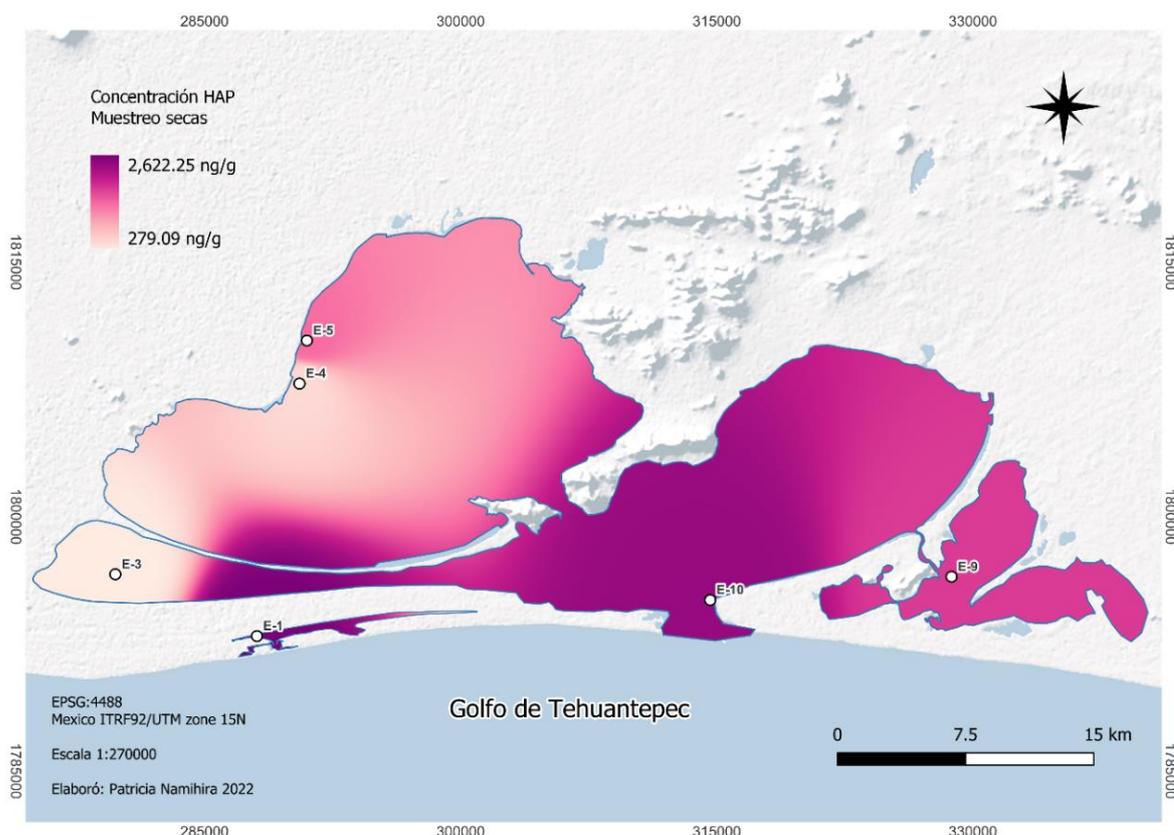


Figura 10. Distribución espacial de HAP totales en época de secas (abril 2004)

Durante el muestreo de secas, es posible observar dentro del complejo lagunar, de acuerdo a la figura 10, tres zonificaciones relacionadas con la concentración de HAP totales indicadas por la intensidad de color:

1. Bajas concentraciones totales de HAP en rosa pálido (200-500 ng/g ps): estación 3 y estación 4 (río de los Perros)
2. Concentraciones totales intermedias de HAP en magenta (1000-2000 ng/g ps). estación 5 (Playa Vicente) y estación 9 (Puerto Estero).
3. Concentraciones altas de HAP en púrpura (> 2000 ng/g ps): estación 10 (boca de San Francisco) y estación 1 (laguna Quirio).

A.3. Nortes (febrero 2005)

En la Tabla 10 se muestran las concentraciones de HAP en sedimento superficial encontrados durante nortes.

Tabla 10. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (ng/g ps) en sedimentos superficiales en nortes (febrero 2005)

No. de anillos bencénicos	COMPUESTO	E-1 Quirío	E-3 Tileme	E-5 Sup.	E-5A Sup.	E-6 Boca Sta Teresa	E-9 Inf Ori.	E-9A Inf Ori	E-10 Boca Sn Fco.	E-10 ^a Boca Sn Fco.	E-11 Barra Sta Teresa	MÁX	MÍN	MEDIANA POR COMPUESTO	PROMEDIO POR ANILLOS
2	naftaleno (naf)	N.D.	32.37	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	51.25	51.25	32.37	41.81 ± 13.35	23.01 ± 20.99
2	acenafteno (ace)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
2	acenaftileno (ana)	N.D.	13.33	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5.40	13.33	5.40	9.37 ± 5.61	
2	fluoreno (flo)	N.D.	32.04	N.D.	N.D.	10.48	23.01	69.88	N.D.	N.D.	16.23	69.88	10.48	23.01 ± 23.52	43.02 ± 45.76
3	fenantreno (fen)	N.D.	15.67	104.56	97.63	51.78	34.69	36.17	47.43	23.01	88.08	104.56	15.67	47.43 ± 33.11	
3	antraceno(ant)	N.D.	39.97	56.54	59.01	N.D.	27.41	38.19	68.80	34.69	40.36	68.80	27.41	40.16 ± 14.15	
3	fluoranteno (flu)	61.63	30.42	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	71.47	238.26	27.41	43.02	238.26	27.41	52.32 ± 80.05	
4	pireno (pir)	72.27	61.70	176.54	333.07	163.13	22.89	78.18	94.90	22.89	211.49	333.07	22.89	86.54 ± 97.53	237.42 ± 624.87
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	N.D.	459.51	1166.30	641.27	179.75	2038.82	1881.97	1304.51	2038.82	204.47	1235.77	179.75	1166.30 ± 685.39	
4	criseno(cris)	237.42	622.81	N.D.	247.30	N.D.	886.22	1704.87	N.D.	N.D.	160.09	1704.87	160.09	435.06 ± 590.15	
5	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	394.09	83.09	443.59	244.75	159.68	N.D.	N.D.	592.34	N.D.	442.16	592.34	83.09	394.09 ± 180.42	
5	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	N.D.	845.76	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	378.73	N.D.	N.D.	193.56	845.76	193.56	378.73 ± 336.10	199.33 ± 247.61
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	422.20	827.28	N.D.	N.D.	55.28	47.42	55.97	N.D.	N.D.	174.22	827.28	47.42	115.10 ± 311.17	
5	dibenzo(ah) antraceno[d(ah)a]	54.85	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	29.08	N.D.	N.D.	N.D.	54.85	29.08	41.96 ± 18.22	
5	indeno (123-cd) pireno [i (123-cd) p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	204.01	194.66	N.D.	N.D.	N.D.	204.01	194.66	199.33 ± 6.61	733.71 ± 312.38
6	benzo(ghi) perileno [b(ghi)p]	N.D.	719.78	N.D.	N.D.	N.D.	785.87	747.64	N.D.	N.D.	128.69	785.87	128.69	733.71 ± 312.38	
	CONCENTRACIÓN TOTAL	1242.46	3783.74	1947.54	1623.03	620.10	4070.34	5286.81	2346.24	1343.77	1759.02				
	HAP MEDIANA TOTAL	1853.28 ± 1486.39													

N.D. < 10 ng/g ps

En rojo: Valores más altos
En azul: valores más bajos

De acuerdo a los datos mostrados en la Tabla 10, durante este muestreo se encontraron 15 de los 16 HAP examinados, exceptuando el acenafteno. Por compuesto, el que presentó menor mediana fue el acenaftileno (9.37 ± 5.61 ng/g ps) mientras que el de mayor mediana fue el benzo(a)antraceno (1166.30 ± 685.39 ng/g ps). Por estación, los valores totales para HAP fueron de 620.10 ng/ ps en la estación 6 (boca de Santa Teresa) hasta de 5286.81 ng/g ps en la estación 9A (Puerto Estero).

Los HAP de 3 y 4 anillos bencénicos se encontraron en todas las muestras analizadas (100%), seguidos de los de 5 anillos bencénicos, en el 90% de las muestras; los de 2 anillos bencénicos se hallaron en el 50% de las ocasiones y finalmente, el benzo(ghi)perileno de 6 anillos se encontró en el 40% de las muestras (Anexo A 9).

El compuesto que se encontró en el 100% de las muestras analizadas fue el pireno, seguido del fenantreno y benzo(a)antraceno en el 90% de las muestras; posteriormente se hallaron el benzo(b)fluoranteno en un 70% de las muestras. Siguieron por orden de detección el criseno y el benzo(a)pireno en un 60%. El fluoreno se encontró en un 50%, el benzo(ghi)perileno en un 40% y el benzo(k)fluoranteno en un 30%. Finalmente, en el 20% de las muestras se encontraron el naftaleno, en acenaftileno, el dibenzo(ah)antraceno y el indeno(123-cd) perileno. (Consultar Anexo A 10).

En cuanto al valor de HAP por mediana, el compuesto que presentó mayor cantidad fue el benzo(a)antraceno (1166.30 ± 685.39 ng/g ps), seguido por el benzo(ghi)perileno (733.71 ± 312.38 ng/g ps), el criseno (435.06 ± 590.15 ng/g ps), el benzo(b)fluoranteno (394.09 ± 180.42 ng/g ps) y el benzo(k)fluoranteno (378.73 ± 336.10 ng/g ps), todos ellos pertenecientes a los HAP de 4 y 5 anillos bencénicos. El resto de los compuestos encontrados en este muestreo presentaron medianas menores a 200 ng/g; destacando entre ellos, los de 2 y 3 anillos bencénicos con los valores más bajos (Anexo A 11)

La mayor concentración total de HAP totales (Anexo A 12) se encontró en la estación 9A (Puerto Estero) con un valor de 5286.81 ng/g ps, seguida de su réplica en campo, la estación 9 con una concentración total de 4070.34 ng/g ps. Por importancia, sigue la estación 3 (río Punta de Agua) con 3783.74 ng/g ps, la estación 10 (boca San Francisco) con 2346.24 ng/g ps, seguida por la estación 5 (Playa Vicente) con 1947.54 ng/g ps, la estación 11 (barra de Santa Teresa) con 1759.02 ng/g ps, la estación 5A (Playa Vicente) presentó una concentración total de 1623.03 ng/g ps, la estación 10A (boca de San Francisco) con 1343.77 ng/g ps y la estación 1 (laguna Quirio) tuvo un valor de 1242.46 ng/g ps. El único sitio que mostró concentraciones de HAP totales menores a 1000 ng/g ps en este muestreo, fue la estación 6 (boca de Santa Teresa) con 620.10 ng/g ps.

El patrón geoespacial de los HAP totales en sedimentos durante nortes se muestra en la fig. 11.

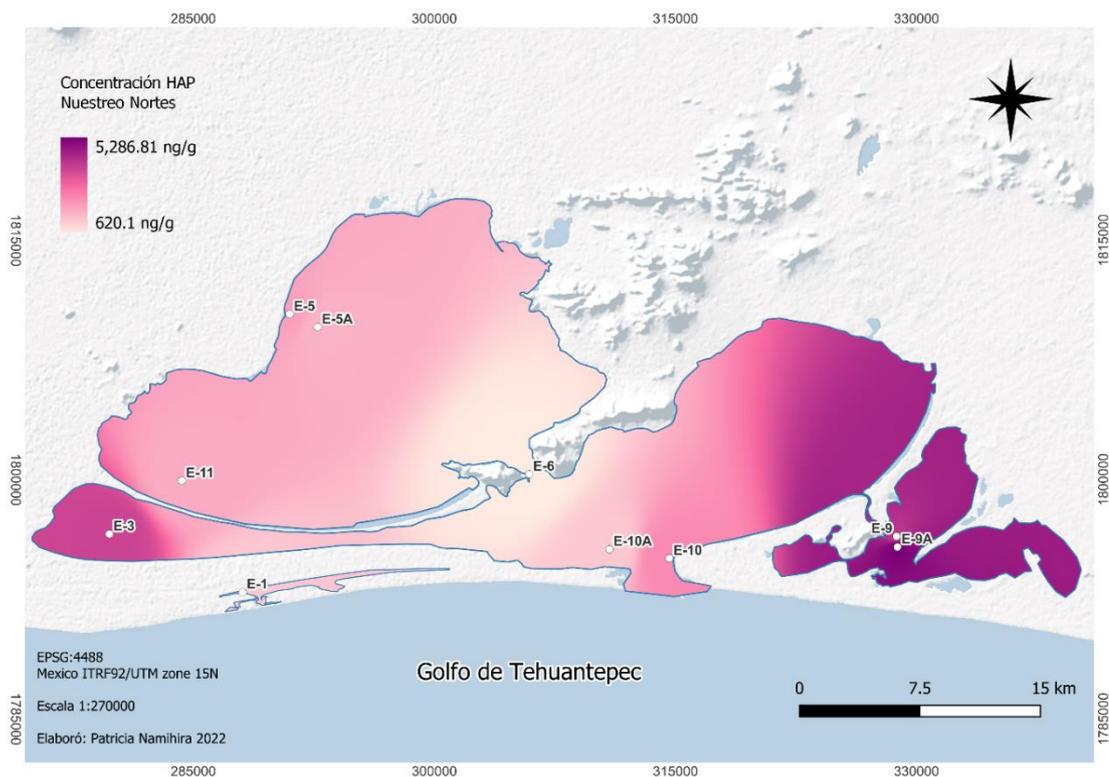


Figura 11. Distribución espacial de HAP totales en época de nortes (febrero 2005)

La zonificación encontrada en este muestreo, fue la siguiente:

1. Concentraciones bajas de HAP: Señalada en color rosa pálido, se registró en el área de la estación 6 (boca de Santa Teresa) concentración total de 620.10 ng/g ps y sólo se encontraron 6 HAP de los 16 prioritarios.
2. Concentraciones Intermedias de HAP: Se consideraron entre 1000 y 2000 ng/g ps, y se representaron en color rosado. Esta zonificación se ubicó en la parte oeste del complejo lagunar: estación 1 (laguna Quirio), estación 5 y estación 5A (Playa Vicente) estación 10A (boca de San Francisco) y estación 11 (barra de San Francisco).
3. Concentraciones altas de HAP: Con concentraciones totales de HAP mayores a 2000 ng/g ps (señalada en color magenta a púrpura); se ubica en la parte S y E del complejo lagunar: estación 3 (río Punta de Agua); estaciones 10 y 10 A (boca de San Francisco) y estaciones 9 y 9A (Puerto Estero).

B. Comparación de distribución estacional de HAP en sedimento.

B.1. Comparación por número de anillos entre muestreos

Los HAP de 2 y 3 anillos bencénicos se encontraron principalmente en la época de lluvias mientras que los HAP de 5 y 6 anillos bencénicos se hallaron con mayor frecuencia en los muestreos de secas y nortes. Mención aparte reciben los HAP de 4 anillos que se detectaron en todos los muestreos y estaciones colectadas (Anexo A.1.13).

B.2 Comparación de distribución de compuestos entre muestreos

Existieron variaciones entre la detección porcentual de HAP en los tres muestreos, sin embargo, el fluoreno, fluoranteno, antraceno, fenantreno benzo(a) antraceno y pireno, se pudieron encontrar en porcentajes más o menos similares en los tres muestreos (50-100%) Véase Anexo A 14.

La comparación de las medianas de compuestos por muestreos, señaló la tendencia que, durante lluvias, predominó la presencia de HAP de 2 y 3 anillos bencénicos como en naftaleno, fluoreno, antraceno y fenantreno (ver Anexo A 15), mientras que en secas y nortes aumenta la presencia de HAP de mayor peso molecular como el benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y b(ghi)p (Anexo A 16),

Para la comparación de las medianas de las concentraciones de HAP en los tres muestreos, se usó la prueba Wilcoxon, asumiendo que la acumulación de HAP depende del periodo de muestreo. Los resultados se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Prueba de Wilcoxon para comparar las medianas de las concentraciones de HAP en las diferentes temporadas de muestreo.

Par de Variables	Valores significativos p <.05000			
	N	T	Z	Valor p
Lluvias & Secas	6	6.00000	0.943456	0.345448
Lluvias & Nortes	7	0.00000	2.366432	0.017961
Secas & Nortes	6	4.00000	1.362770	0.172956

La prueba estadística indicó que las diferencias significativas entre las medianas de las concentraciones de HAP en sedimentos superficiales se registraron únicamente para los muestreos de lluvias y nortes,

B.3 Comparación entre estaciones para los tres muestreos

En lluvias, por lo general se encontraron las medianas más bajas de los tres muestreos (< 90 ng/g ps), donde la estación 7A fue la de mayor concentración (84.21±124.71 ng/g ps); para secas, aumenta la concentración de HAP, donde el valor más elevado se presentó en la estación 4 (235.21±291.66 ng/g ps) y, finalmente, en nortes, se encontraron las mayores concentraciones de HAP en los sedimentos superficiales del complejo lagunar, con el valor más alto en la estación 5A (246.02±208.42 ng/g ps). En general, la concentración de HAP va incrementando paulatinamente de lluvias hasta nortes, siendo esta última época donde se encontraron las mayores cantidades en las tres temporadas. (consultar Anexo A 17).

Se utilizó la prueba de Wilcoxon, para conocer si estadísticamente existen diferencias entre las concentraciones de HAP entre los sitios en los tres muestreos, suponiendo que la presencia de HAP depende de la cercanía de las fuentes puntuales descritas en la Tabla 12.

Tabla 12. Prueba de Wilcoxon por estación en las diferentes temporadas de muestreo.

par de Variables	Valores significativos p <.05000			
	N	T	z	Valor p
Lluvias & secas	12	32.00000	0.549125	0.582920
Lluvias & nortes	14	16.00000	2.291342	0.021944
secas & nortes	11	8.000000	2.222771	0.026232

Los resultados de la prueba estadística indican que si existieron diferencias significativas para lluvias y nortes y para secas y nortes en tanto que la comparación entre los muestreos de lluvias y secas no tuvo diferencias.

B.4 Distribución espacial de HAP en sedimentos superficiales del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Al considerar los valores de las medianas obtenidas de la concentración total de HAP por muestreo, se tuvo que el valor mayor fue encontrado en la época de nortes (118.08 ± 68.29 ng/g ps), seguido de secas (105.35 ± 78.45 ng/g ps) y finalmente en lluvias, se registró la menor mediana (38.92 ± 16.04 ng/g ps) (Anexo A 18).

Los resultados de la Prueba de Wilcoxon se muestran en la Tabla 12.

Tabla 13. Prueba Wilcoxon para las medianas de las concentraciones del HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

Par de Variables	Valores significativos a $p < .05000$			Valor p
	N	T	Z	
Lluvias & Secas	6	6	0.943456	0.345448
Lluvias & Nortes	7	0	2.366431	0.017961
Secas & Nortes	6	6	1.362770	0.172956

Por la Tabla 13, es posible observar que existen diferencias significativas entre las concentraciones totales de HAP en lluvias con respecto a las encontradas en nortes, no así entre los muestreos de lluvias y secas y el de secas y nortes.

El comportamiento espacial general de HAP en sedimentos para los años 2003 – 2005, considerando las medianas de las concentraciones de estos compuestos se muestra en la Fig. 12.

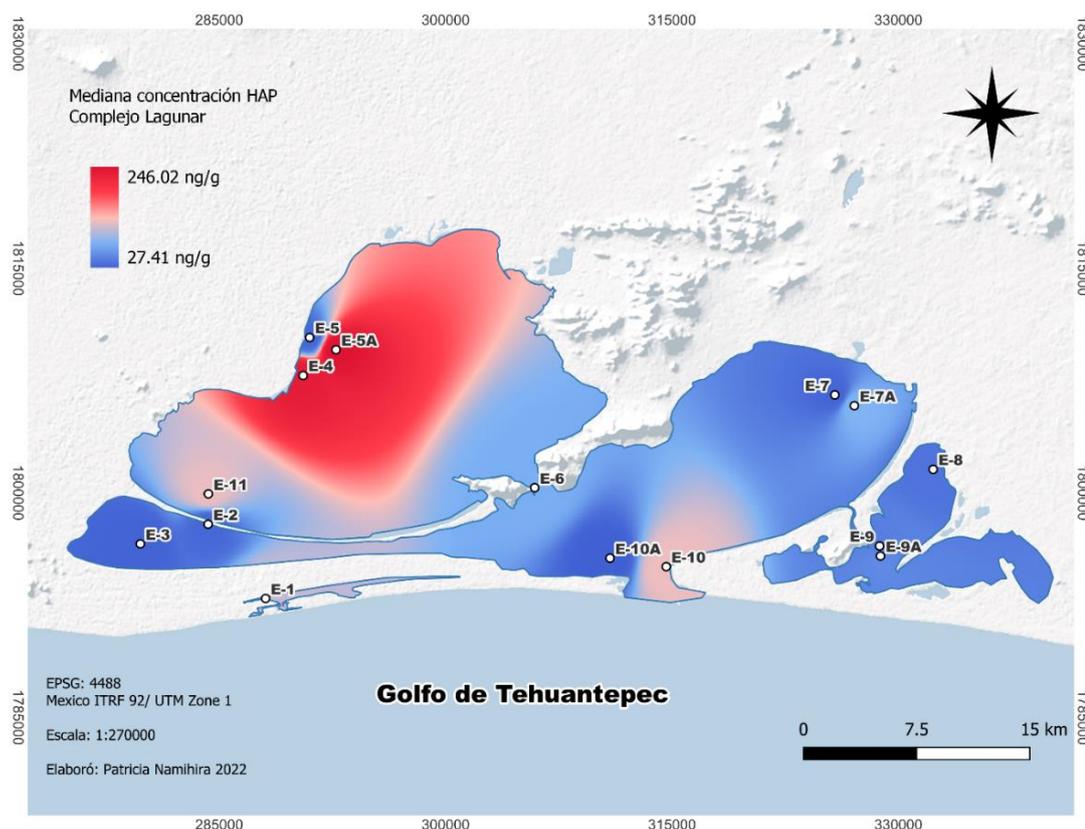


Figura 12. Distribución espacial de la mediana de las concentraciones de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

En la Tabla 14, se incluyen los resultados de los estudios de HAP realizados en el Golfo de Tehuantepec y su comparación con los valores obtenidos en este documento.

Tabla 14. Concentraciones de HAP en el Istmo de Tehuantepec

Autor (es)	Año	Matriz	Concentraciones	Sitio muestreado
Benítez	1994	Sedimento	2500 - 6200 ng/g (totales)	Laguna Superior
Botello, <i>et al.</i>	1995	Sedimento	1.0- 317.40 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
Botello, <i>et al.</i>	1998	Sedimento	20 - 320 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
Veneroni, <i>et al.</i>	1999	Sedimento	1500 ± 67000 ng/g (media geométrica)	Golfo de Tehuantepec
Flores-Ramírez, <i>et al.</i>	2004	Sedimento	0.07 – 0.18 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
González-Lozano, <i>et al.</i>	2006	Sedimento	< 0.5 – 754 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
González-Macías, <i>et al.</i>	2007	Sedimento	100 – 2.16 x 10 ⁴ ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
Iturbe, R., <i>et al.</i>	2007	Suelo	0.009 - 217.827 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
Salazar-Coria, <i>et al.</i>	2007	Sedimento	< 0.1 – 448 ng/g (mediana)	laguna Superior
Salazar-Coria	2008	Sedimento	7.9 – 72.8 ng/g (mediana)	Golfo de Tehuantepec
González-Lozano	2010	Sedimento	36000 – 142000 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
Ruíz-Fernández, <i>et al.</i>	2012	Sedimento	61–404 ng/g (totales)	Golfo de Tehuantepec
Este estudio	2003-2005	Sedimento	27.41 – 246.02 ng/g (mediana)	complejo lagunar

C. Porcentaje de carbono orgánico por muestreo en sedimento.

Debido a la naturaleza fisicoquímica de los HAP, es conocida su afinidad al material orgánico (Emmenegger, 2006; Guigue *et al.*, 2017; Baran *et al.*, 2021; van der Meer *et al.*, 2022), motivo por el cual durante este estudio se determinó la cantidad de carbono orgánico en las mismas muestras de las cuales se analizaron las concentraciones de HAP en sedimentos superficiales. Los resultados obtenidos se muestran a continuación.

C.1. Carbono orgánico en sedimento superficial en Lluvias (noviembre 2003)

Las cantidades más altas de carbono orgánico (CO) por estación durante lluvias (ver Anexo B 1), se encontraron en la estación 5 (Playa Vicente, 0.97%), estación 2 (Mar Tileme, 0.94%), estación 7A (río Niltepec, 0.87%), estaciones 9A y 9 (0.87% y 0.85 respectivamente) y la estación 6 (boca de Santa Teresa, 0.74%)

Por otra parte, los valores más bajos de CO se reportaron en las estaciones 8 (Río Ostuta, 0.50%), 10 (boca de San Francisco, 0.49%), estación 7 (río Niltepec 0.41%), estación 3 (río Punta de Agua, 0.31%) y la estación con menor contenido de CO fue la 1 (laguna Quirio, 0.09%).

La zonificación de distribución de CO en lluvias, se muestra en la Fig. 13.

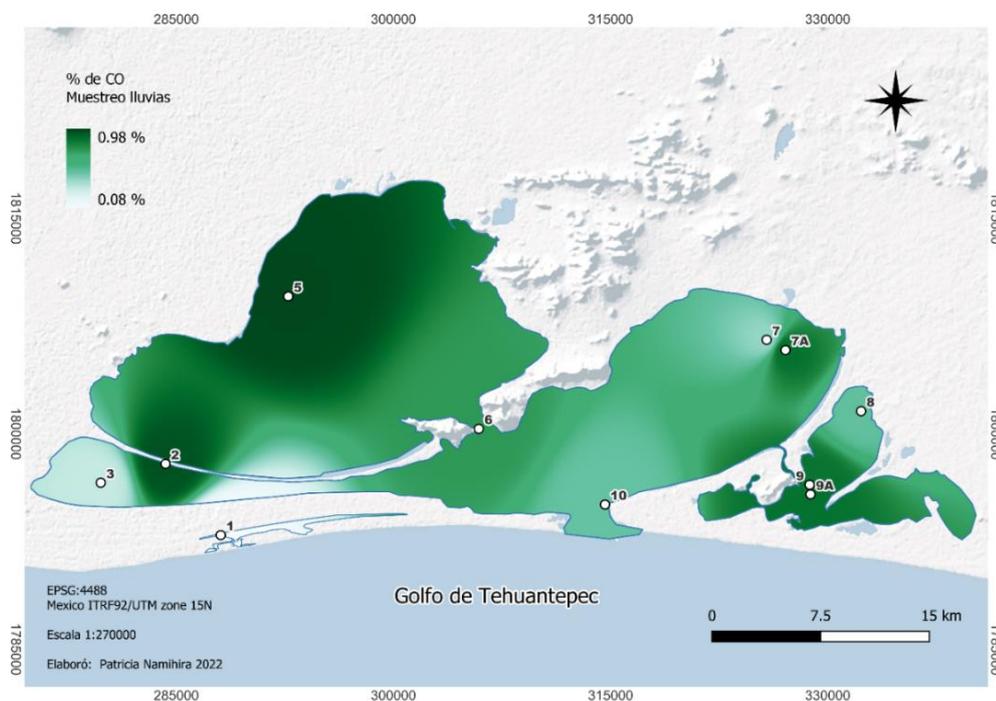


Figura 13. Distribución espacial de Carbono orgánico en sedimento durante Lluvias (noviembre 2003)

C.2. Carbono orgánico en sedimento superficial en Secas (abril 2004)

En secas, se observa que los valores de carbono orgánico se mantuvieron más elevados comparados con los resultados reportados para lluvias, ya que, en todos los casos, se rebasó el 1% de contenido de CO en las estaciones muestreadas (consultar Anexo B 2).

La distribución espacial de CO en sedimento superficial para la colecta de secas se muestra en la fig. 14.

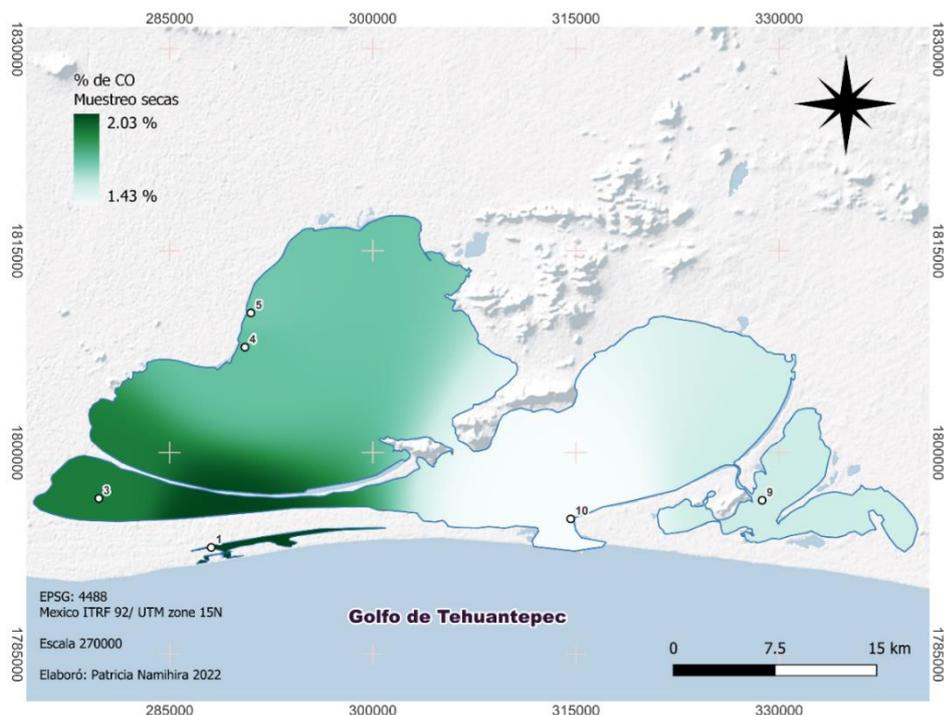


Figura 14. Distribución espacial de Carbono orgánico durante secas (abril 2004)

C.3. Carbono orgánico en sedimento superficial en Nortes (febrero 2005)

Durante el muestreo de nortes se registraron estaciones con muy poca cantidad de carbono orgánico (estaciones 6, 5 y 5A) con valores menores a 0.15% hasta cantidades cercanas al 1% (estación 1), (véase Anexo B 3).

La distribución espacial de este muestreo se presenta en la fig. 15.

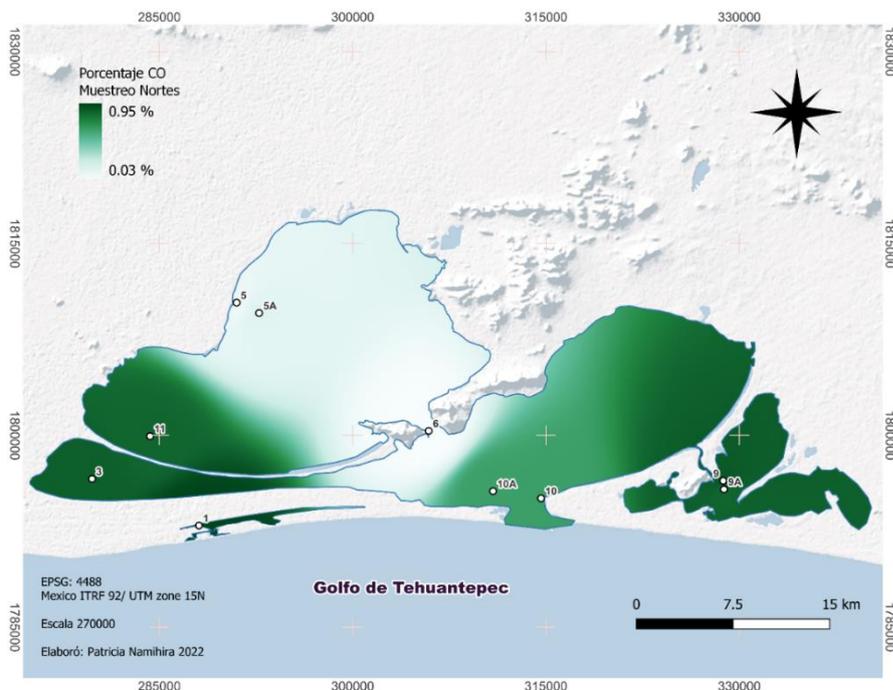


Figura 15. Distribución espacial de carbono orgánico durante nortes (febrero 2005)

D. Comparación de distribución espacial y estacional de CO en sedimento superficial

Las mayores cantidades de CO en las tres épocas de muestreo, se presentaron en la estación 1 (laguna Quirio) seguido de la estación 9 (Puerto Estero) y la estación 3 (río Punta de Agua), sitios con hidráulica lenta en comparación con las otras zonas del complejo lagunar. De manera particular, las estaciones 1 y 9 son sitios propicios para la pesca que en parte se ve favorecido por la cantidad de CO en sedimentos que presentan a lo largo del año (ver Anexo B 4).

Con respecto a las estaciones duplicadas, que no siempre fueron muestreadas en las mismas campañas de colecta (Estaciones 5 y 5A, 7 y 7A, 9 y 9A y 10 y 10A), los valores se mantuvieron muy similares en las épocas donde los muestreos fueron simultáneos, exceptuando a la estación 7 y su duplicado, ya que una se encuentra en más al norte de la desembocadura del río Niltepec, lo que refleja la variabilidad espacial que se puede presentar en un parámetro con las condiciones tan particulares que tiene este ecosistema acuático.

Para el análisis estadístico del contenido de CO en los tres muestreos, se realizó la Prueba de Wilcoxon para conocer si existieron diferencias entre los contenidos de CO por estación en los tres muestreos, partiendo de la premisa en que la cantidad de CO depende del sitio de muestreo. Los resultados se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Prueba de Wilcoxon para comparar los porcentajes de carbono orgánico por estación en las diferentes temporadas de muestreo.

Par de Variables	Valores significativos con $p < .05000$			
	N	T	Z	Valor p
Lluvias & Secas	5	0.00000	2.022600	0.043115
Lluvias & Nortes	8	14.00000	0.560112	0.575403
Secas & Nortes	6	2.00000	1.782084	0.074736

El análisis estadístico de los datos de la Tabla 15 indicó que sí existieron diferencias significativas en el contenido de CO por estación en los muestreos de lluvias y secas,

Conforme a los resultados obtenidos del contenido de CO en las tres temporadas de muestreo, fue posible elaborar un mapa de distribución espacial que se muestra en la fig. 16.

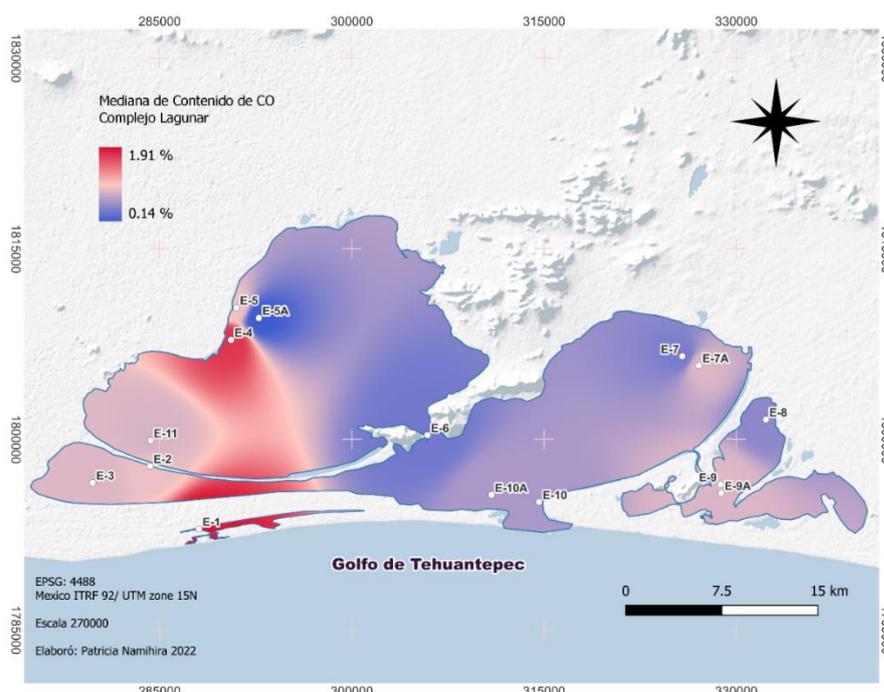


Figura 16. Distribución espacial de la Mediana de carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

En la Tabla 16. se incluye información de otros estudios que abordan el contenido de CO en sedimentos en diversas lagunas costeras de México.

Tabla 16. Porcentaje de carbono orgánico en diversas lagunas costeras de México.

Lugar	% CO	Autor
Chantuto-Panzacola, Chiapas	2.58 – 4.96	Calva-Benítez, Rojas, & Márquez-García, 2006a
Carretas-Pereyra, Chiapas	7.42	Calva-Benítez, Torres-Alvarado, & Cruz, 2009
complejo lagunar Istmo de Tehuantepec, Oaxaca	0.16 – 6.09	Velandia-Aquino, 2010
Pueblo Viejo, Veracruz	1.04	Calva-Benítez, 2011
La Mancha, Veracruz	3.99	Calva-Benítez & Torres-Alvarado 2011
Alvarado, Veracruz	1.77	Calva-Benítez & Torres-Alvarado 2011
Tenabo, Campeche	8.37	
Isla Arenas, Campeche	4.22	
Celestún, Yucatán	4.10	Calva-Benitez & Torres-Alvarado, 2011
Chamotón, Campeche	3.66	
Laguna de Términos, Campeche	0.77	
Laguna de La Paz, Baja California	0-9	Pérez-Tribouillier & Evguevi., 2013
Mandinga, Veracruz	1.21	Varela <i>et al.</i> , 2022
Este estudio	0.14 – 1.91	Este estudio

E. Relación de HAP con carbono orgánico en sedimento

E.1. Comparación de concentración de HAP y contenido de carbono orgánico.

Se procedió a hacer la comparación entre las medianas de la concentración de HAP y las medianas en el contenido de CO entre estaciones por muestreo. De nuevo se utilizó la prueba de Wilcoxon ya que se asume que hay relación entre los HAP y el contenido de CO; los resultados se muestran en la Tabla 17.

Tabla 17. Prueba de Wilcoxon para las medianas de la concentración de HAP y contenido de CO por estación por época de muestreo

Par de Variables	Valores significativos con $p < .05000$			
	N	T	Z	Valor p
HAP Lluvias & CO Lluvias	11	0.00	2.934058	0.003346
HAP Secas & CO Secas	6	0.00	2.201398	0.027709
HAP nortes & CO Nortes	10	0.00	2.803060	0.005062

La prueba de Wilcoxon también se empleó para las medianas de las concentraciones totales de HAP y contenido de CO globales para confirmar si existe relación entre ambos parámetros. Los resultados de muestran en la Tabla 18.

Tabla 18. Comparación entre HAP y carbono orgánico en los tres muestreos estacionales en el complejo lagunar

Par de Variables	Valores significativos con $p < .05000$			
	N	T	Z	Valor p
HAP (mediana) & CO (mediana)	15	0.00	3.407771	0.000655

De nueva cuenta, se confirma estadísticamente la no relación entre las medianas de las concentraciones de HAP en sedimentos superficiales y el contenido de CO.

La comparación entre las concentraciones totales de HAP y del contenido de carbono orgánico para las tres épocas de muestreo se presentan en la figura 16. Para elaborarla, se transformaron los datos crudos en logaritmo natural para homologar los valores en ambos parámetros y poderlos representar gráficamente.

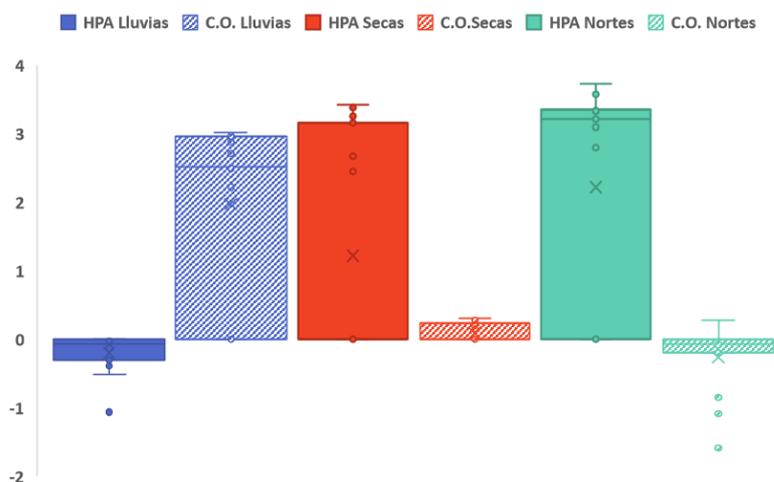


Figura 16. Comparación entre las concentraciones totales de HAP y contenido de carbono orgánico en los tres muestreos estacionales en el complejo lagunar

E.2 Comparación espacial de las concentraciones totales de HAP y contenido de carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por época de muestreo.

De acuerdo a la comparación de ambos parámetros por época climática, es posible notar una relación inversa que se marca en la distribución de HAP y CO en cada una de las subcuencas del complejo lagunar; ya que en donde se presentaron las mayores concentraciones de HAP, se registraron las menores cantidades de carbono orgánico, tal como se muestra en las siguientes figuras (17-19).

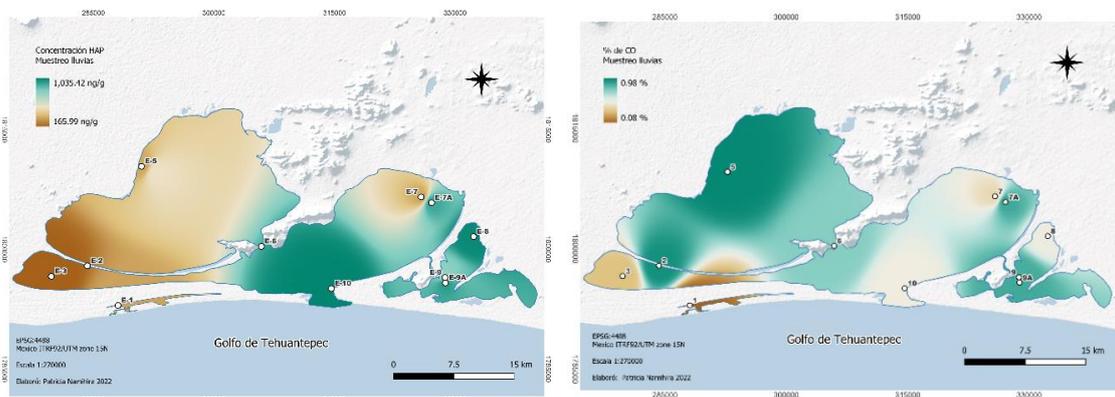


Figura 17. Comparación de la distribución espacial de concentraciones totales de HAP y CO del complejo lagunar en la época de lluvias (noviembre 2003).

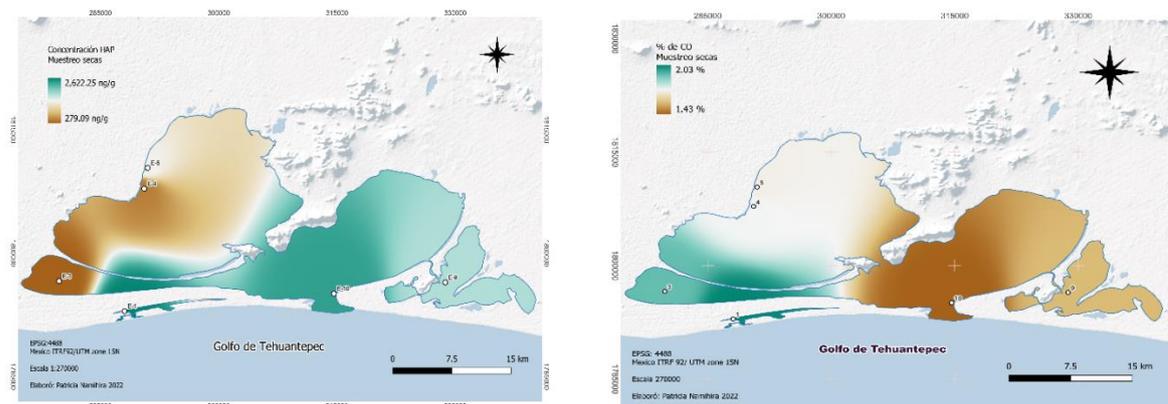


Figura 18. Comparación de la distribución espacial de concentraciones totales de HAP y CO del complejo lagunar en la época (abril 2004).

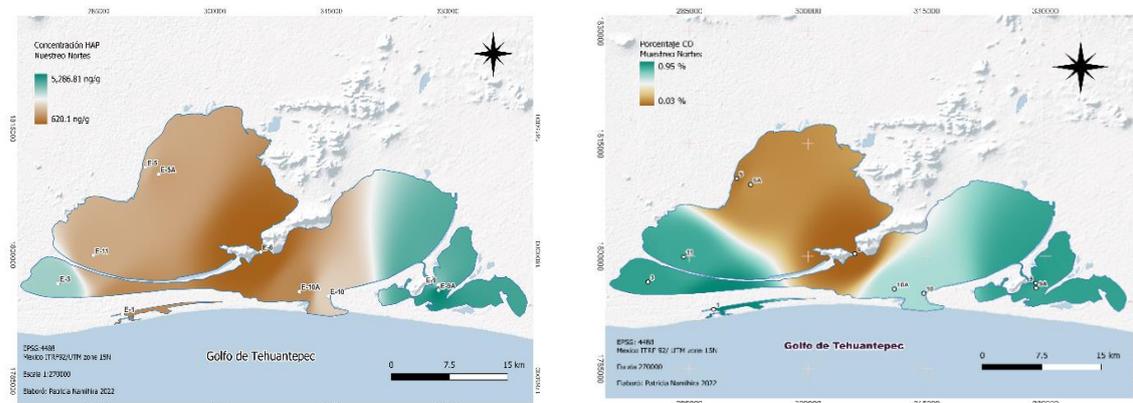


Figura 19. Comparación de la distribución espacial de HAP y CO del complejo lagunar en la época de nortes (febrero 2005).

E.3 Comparación espacial de las medianas de la concentración de HAP y contenido de carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por época de muestreo.

Una vez que se ha comparado la distribución de HAP y carbono orgánico tanto por HAP individual, como por sitio de colecta y por cada una de las temporadas climáticas del complejo lagunar, se procedió a presentar la distribución espacial global de las medianas de las concentraciones de HAP y el contenido de carbono orgánico determinados en este estudio, a fin de poder identificar algún comportamiento común entre estas propiedades. El resultado se muestra en la fig. 20.

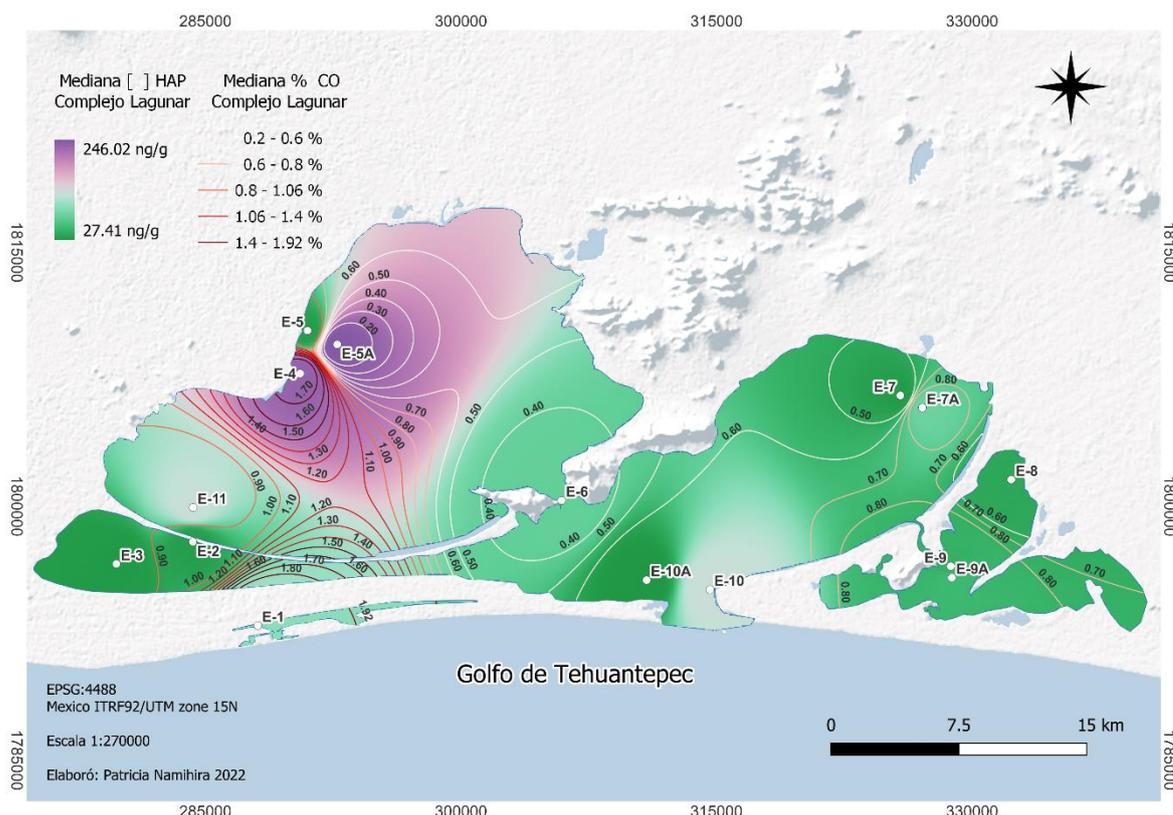


Figura 20. Distribución espacial de HAP y CO en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

F. Índice de procedencia de HAP en sedimento

Para determinar la naturaleza de los HAP encontrados durante este estudio, se calcularon algunos índices de procedencia para cada uno de los muestreos realizados. Es conveniente aclarar que no siempre fue posible calcular la totalidad de los índices propuestos en este estudio, debido a que algunos de los HAP de los cocientes involucrados no se encontraron en el análisis de sedimentos.

F.1. Índices de procedencia de HAP en la época de lluvias (noviembre 2003)

Los resultados del cálculo de índices de procedencia de HAP para el muestreo de lluvias, se presentan en la Tabla 19.

Tabla 19. Índice de Procedencia de HAP en sedimento en lluvias (noviembre 2003)

ÍNDICES DE PROCEDENCIA	E-1	E-2	E-3	E-5	E-6	E-7	E-7A	E-8	E-9	E-9A	E-10
------------------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	------	-----	-----	------	------

	Quirio	Tileme	Tileme	Sup.	Boca Sta. Teresa	Inf	Inf	Ori	Inf Ori	Inf Ori	Boca Sn. Fco
fen/ant	N.C.	N.C.	2.145	2.467	1.029	1.164	1.142	3.402	1.915	0.594	1.763
flu/pir	N.C.	N.C.	N.C.	0.165	0.584	0.898	0.464	0.047	0.071	1.185	0.891
pir/b(a)p	N.C.	N.C.	N.C.	1.266	1.572	N.C.	N.C.	6.148	7.249	N.C.	1.849
b(a)p/b(ghi)p	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	0.205	N.C.	N.C.	N.C.
BPM/APM	4.457	0.538	0.518	0.790	3.209	9.928	10.110	0.920	0.513	4.210	5.123

- Petrogénico: < 0.5 flu/pir; > 2.3 BPM/APM (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Pirogénico: < 4.0 fen/ant; < 10 pir/b(a)p (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Mezcla de origen de HAP: 0.5 – 1.5 flu/pir; 0.4 – 2.3 BPM/APM (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Valor calculado no confiable: < 0.6 B(a)p/b(ghi)p (Stogiannidis & Laane, 2015)

Los resultados de la Tabla 19, reportan que los índices de procedencia de HAP en lluvias en las 11 estaciones de muestreo, presentaron una mezcla tanto de HAP petrogénicos como pirogénicos.

Una de las formas de poder distinguir la distribución de HAP tanto petrogénicos como pirogénicos, es a través de graficar los valores entre dos pares de índices de procedencia con compuestos de características fisicoquímicas semejantes. Para este muestreo se graficaron los índices fen/ant y fluo/pir para las estaciones 3 a la 10, que se muestra a continuación.

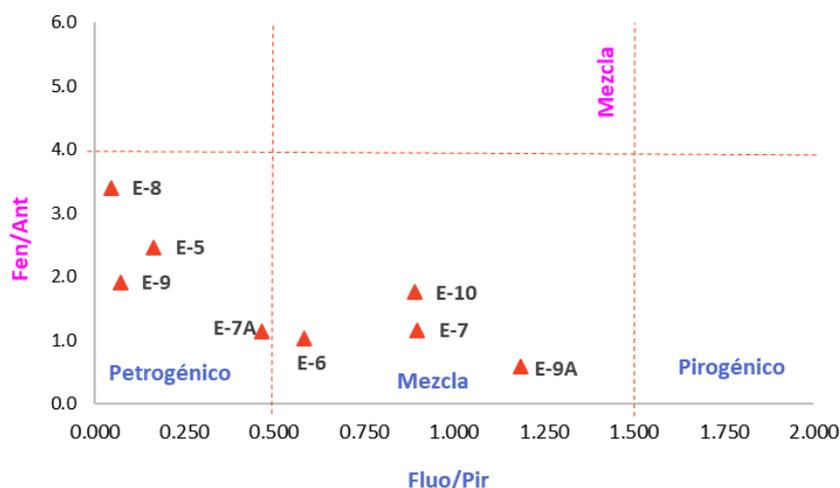


Figura 21. Gráfica de índices de procedencia Fen/Ant y Fluo/Pir para la época de lluvias (noviembre 2003).

F.2. Índices de procedencia de HAP en la época en secas (abril 2004)

Para secas, los resultados de los índices de procedencia, se muestran en la Tabla 20.

Tabla 20. Índices de procedencia de HAP en sedimento en secas (abril 2004).

ÍNDICES DE PROCEDENCIA	E-1 Quirio	E-3 Tileme	E-5 Superior	E-9 Inf Ori	E-10 Boca San Fco.
Fen/Ant	0.361	N.C.	N.C.	1.257	4.050
Fluo/Pir	0.167	1.447	N.C.	0.111	0.208
B(a)A/Cris	0.428	N.C.	0.701	N.C.	N.C.
Pir/B(a)p	0.492	1.193	N.C.	9.886	4.630
B(a)p/B(ghi)P	2.908	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
I(123-cd)P/B(ghi)P	0.568	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.

BPM/APM	0.076	0.040	0.050	0.303	0.748
---------	-------	-------	-------	-------	-------

- Petrogénico: < 0.5 fluo/pir (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Pirogénico: < 4.0 fen/ant; < 10.0 pir/b(a)p; ≥ 0.6 b(a)p/b(ghi)p; > 2.3 BPM/APM (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Mezcla de origen de HAP: 4.01 – 30 fen/ant; 0.51-1.49 fluo/pir; 0.26 < 0.99 i(1,2,3-cd)p/ b(ghi)p; 0.41-2.9 BPM/APM (Stogiannidis & Laane, 2015)

Para este muestreo, la única estación donde no fue posible calcular algún índice fue la 4 (río de los Perros).

Para este muestreo, se graficaron los índices fen/ant y fluo/pir para diferenciar el origen de los HAP en las estaciones 1, 9 y 10 de las cuales se tienen datos. Los resultados se muestran a continuación.

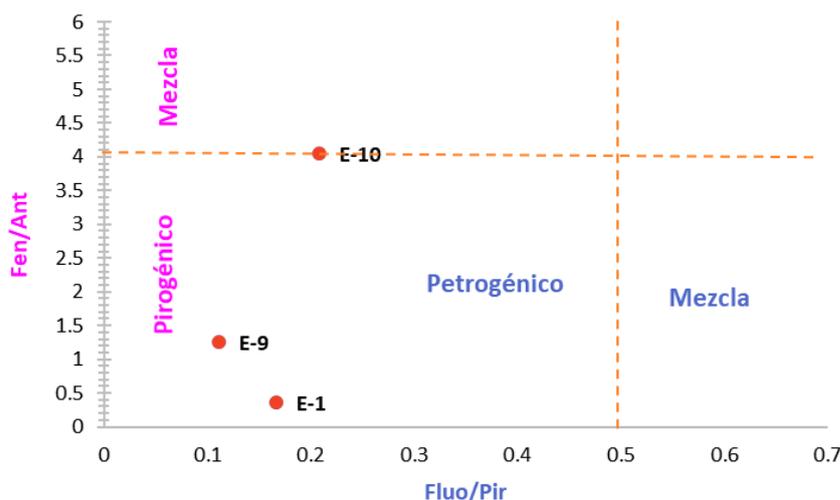


Figura 22. Gráfica de índices de procedencia Fen/Ant y Fluo/Pir para la época de secas (abril 2004)

F.3. Índices de procedencia de HAP en la época en nortes (febrero 2005)

Para la época de nortes, los resultados de los índices de procedencia de HAP se muestran en la Tabla 21.

Tabla 21. Índices de procedencia de HAP en sedimento en nortes (febrero 2005)

INDICES DE PROCEDENCIA	E-1 Quirio	E-3 Tileme	E-5 Sup.	E-5A Sup.	E-6 Boca Sta. Teresa	E-9 Inf Ori	E-9A Inf Ori	E-10 Boca Sn Fco.	E-10A Boca Sn Fco.	E-11 Barra Sta. Teresa
Fen/Ant	N.C.	0.392	1.849	1.654	N.C.	1.266	0.947	0.689	0.663	2.183
Fluo/Pir	0.853	0.493	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	0.914	2.511	1.198	0.203
B(a)A/Cris	N.C.	0.738	N.C.	2.593	N.C.	2.301	1.104	N.C.	N.C.	1.277
Pir/B(a)p	0.171	0.075	N.C.	N.C.	2.951	0.483	1.397	N.C.	N.C.	1.214
B(a)p/B(ghi)P	N.C.	1.149	N.C.	N.C.	N.C.	0.060	0.075	N.C.	N.C.	1.354
I(123-cd)P/B(ghi)P	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	0.260	0.260	N.C.	N.C.	N.C.
BPM/APM	N.C.	0.037	0.090	0.107	0.112	0.021	0.028	0.052	0.028	0.129

- Origen petrogénico: < 0.5 fen/ant (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Origen pirogénico: < 4.0 fen/ant; > 1 b(a)a/cris; < 10 pir/b(a)p; ≥ 0.6 b(a)p/b(ghi)p; < 0.4 BPM/APM (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Mezcla de origen de HAP: 0.51 – 1.49 fluo/pir; 0.26 – 0.99 b(a)a/cris; 0.26 – 0.99 i(1,2,3-cd)p/ b(ghi)p (Stogiannidis & Laane, 2015)
- Valor calculado no confiable: < 0.6 b(a)p/b(ghi)p (Stogiannidis & Laane, 2015)

En este mismo muestreo fue posible graficar los índices de fen/ant y fluo/pir así como los índices b(a)a/cris (figura 23) y benzo(a)p/benzo(ghi) (figura 24), en aquellas estaciones que fue posible hacer el cálculo. Los resultados se muestran a continuación.

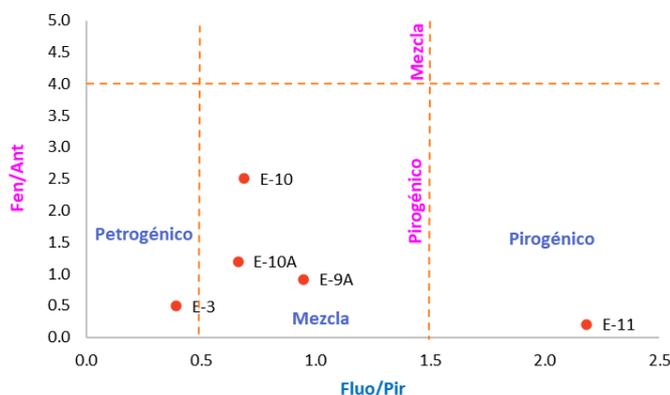


Figura 23. Gráfica de índices de procedencia Fen/Ant y Fluo/Pir para la época de nortes (febrero 2005)

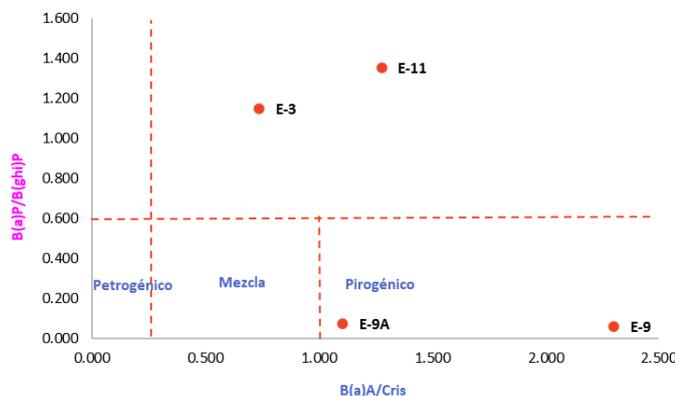
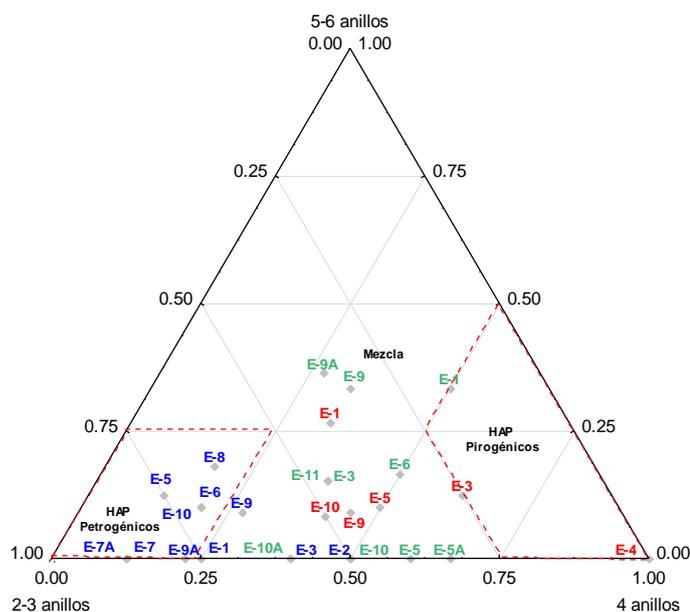


Figura 24. Gráfica de índices de procedencia B(a)p/B(ghi)P y B(a)A/Cris para la época de nortes (febrero 2005)

En la figura 25 se muestra la graficación ternaria de HAP por número de anillos encontrados por estación.



Letras en azul: estaciones en lluvias
 Letras en rojo: estaciones en secas
 Letras en verde: estaciones en nortes

Figura 25. Diagrama Ternario por número de anillos en estaciones de muestreo

F.4. Análisis de componentes principales para discriminar origen dominante de HAP

Tabla 22. Eigenvalores de los HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

Componente	Eigenvalor	Eigenvalores Extracción: Componentes Principales		
		% Total de varianza	Eigenvalor acumulativo	% Acumulativo
1	12.33383	77.08644	12.33383	77.0864
2	3.66617	22.91356	16.00000	100.0000

De la tabla 22, es posible visualizar que existen dos Componentes Principales: el primero, contabiliza el 77.09 % de la varianza y el segundo contiene el 22.91%, entre ambos, se explica el 100.00% de la varianza de los datos.

La agrupación de Componentes Principales por compuesto, se muestra a continuación.

Tabla 23. Factores que derivan los Componentes Principales de la procedencia de HAP en el complejo lagunar en el Istmo de Tehuantepec.

Variable	Peso de factores (Varimax raw) Extracción: Componentes Principales (Valores significativos con $p > .700000$)	
	Componente 1	Componente 2
naf	-0.409044	-0.912515
ana	-0.516097	-0.856530
ace	-0.996770	0.080308
flo	-0.531661	-0.846957
fen	-0.962001	-0.273045
ant	-0.261014	-0.965335
flu	0.945697	0.325049
pir	0.178019	0.984027
b(a)a	0.947711	0.319128
cris	0.920383	0.391018
b(b)f	0.994617	0.103624
b(k)f	0.954647	0.297741
b(a)p	0.868290	0.496057
d(ah)a	-0.227363	0.973810
i(123-cd)p	0.931297	0.364260
b(ghi)p	0.995454	0.095239

La Tabla 23 muestra que el Componente Principal 1 se agrupan preferentemente los HAP de alto peso molecular (4-6 anillos bencénicos) exceptuando al pireno y al dibenzo(ah)antraceno, mientras que en el Componente Principal 2 se conjuntan cuatro de los seis compuestos (naftaleno, acenaftileno, fluoreno y antraceno) de bajo peso molecular (2-3 anillos bencénicos).

Finalmente, en la figura 26, se muestra por el Análisis de Componentes Principales, el origen probable de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

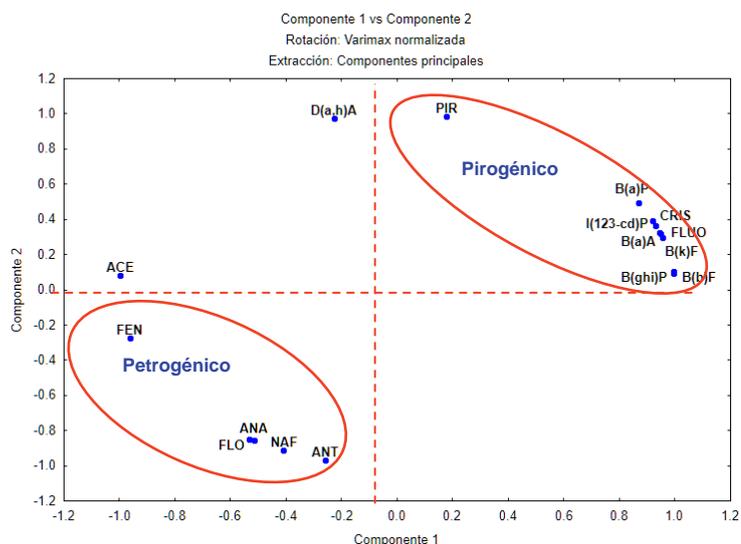


Figura 26. Componentes principales de origen probable de HAP en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

G. Análisis de Riesgo de sedimentos superficiales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

G.1. Guías de Calidad de Sedimentos superficiales

La forma más simple de establecer el riesgo ambiental de HAP en sedimentos superficiales es a través de comparar los resultados encontrados en el sedimento del complejo lagunar con valores establecidos que indiquen algún grado de contaminación por HAP.

En México el único marco de referencia para HAP en suelos es el descrito en la Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012, Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificaciones para la remediación; sin embargo, está enfocada a la rehabilitación de suelos contaminados por diversas fracciones de hidrocarburos que dependen del uso de suelo, por lo que no tiene aplicabilidad en sedimento.

A nivel internacional, por el contrario, existen guías base de contaminación de sedimentos por HAP derivados de estudios toxicológicos en fauna acuática de determinadas concentraciones de xenobióticos seleccionados.

Para este documento, se consideraron los las guías de calidad de sedimento de NOAA (Buchman, 2008) en la última actualización disponible donde se compilan diferentes parámetros, dentro de los cuales se consideraron dos que indican un grado de probabilidad para que ocurran efectos adversos al bentos (Long *et al.*, 1995):

- ERL: También conocido como "grado de probabilidad baja de efectos", incluye el valor inferior de una concentración de contaminantes que indican una "posible ocurrencia" de efectos adversos que ocasionalmente pueden ocurrir.
- ERM: Conocido como "grado de probabilidad media de efectos" es el valor de concentración del contaminante que indica que, por encima de él, es común observar efectos (mas no siempre).

A continuación, se muestran los resultados de calidad de sedimentos para el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, tanto por estación como por época de muestreo.

G.1.1. Época de Lluvias (noviembre 2003)

Los resultados de calidad de sedimentos para ambientes estuarinos (marinos) de acuerdo a los valores guía de NOAA para la época de lluvias, se muestran en la Tabla 24.

Tabla 24. Criterios de Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) en la época de lluvias (noviembre 2003)

No. Anillos Bencénicos	Compuesto	E-1 Quirio	E-2 Tileme	E-3 Tileme	E-5 Sup.	E-6 Boca Sta. Teresa	E-7 Inf.	E-7 ^a Inf.	E-8 Ori.	E-9 Inf Ori	E-9A Inf Ori	E-10 Boca San Fco.	Mediana por compuesto	ERL	ERM
2	naftaleno (naf)	182.17	23.47	N.D.	41.62	57.96	25.75	408.18	271.78	92.70	562.97	52.75	75.33 ± 186.39	160	2100
2	acenaftileno (ana)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	61.25	37.59	89.15	28.02	16.63	54.39	87.55	54.39 ± 28.15	44	640
2	acenafteno (ace)	N.D.	N.D.	N.D.	18.75	24.76	13.81	26.72	15.74	14.44	36.15	39.55	21.76 ± 9.91	16	500
2	fluoreno (flo)	48.06	N.D.	12.38	24.83	118.05	113.85	152.77	70.74	45.29	70.10	210.57	70.42 ± 61.93	19	540
3	antraceno(ant)	N.D.	N.D.	14.08	17.07	65.37	50.11	79.27	26.26	29.96	36.67	172.23	36.67 ± 49.20	86	1100
3	fenantreno (fen)	27.23	42.30	30.20	42.11	67.27	58.33	90.56	89.34	57.37	21.79	303.67	57.37 ± 79.15	240	1500
3	fluoranteno (fluo)	N.D.	N.D.	N.D.	15.41	26.36	14.27	26.56	11.72	20.16	26.11	53.05	23.14 ± 13.06	600	5100
4	pireno (pir)	N.D.	10.49	30.66	93.54	45.13	15.89	57.18	251.88	282.14	22.03	59.51	51.16 ± 98.33	665	2600
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	57.76	111.79	78.67	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	143.14	137.64	N.D.	111.79 ± 37.04	261	1600
4	criseno(cris)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	13.17	N.D.	N.D.	N.D.	13.17	384	2800
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	22.79	N.D.	N.D.	N.D.	14.97	N.D.	24.36	22.79 ± 5.03	-	-
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	N.D.	N.D.	N.D.	73.86	28.71	N.D.	N.D.	40.97	38.92	N.D.	32.18	35.55 ± 23.79	430	1600
5	dibenzo(a,h)antraceno[d(ah)a]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
5	indeno(123-cd)pireno [i(123-cd)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	63	260
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	200.04	N.D.	N.D.	N.D.	200.04		
	Concentración total	315.22	188.05	165.99	327.19	517.65	329.60	930.39	1019.66	755.72	967.85	1035.42		4022	44792
	HAP BPM/APM	4.46	0.54	0.52	0.95	4.36	19.74	15.27	1.01	0.58	5.06	7.92			
	Mediana HAP BPM	42.11±96.70												552	3160
	Mediana HAP APM	45.13±74.56												1700	9600
	Mediana HAP en lluvias	517.65 ± 350.39													

N.D. < 10 ngg⁻¹

Valores > ERL < ERM
 Valores > ERM

Por la Tabla 24, es posible notar que, por compuestos individuales, la calidad de sedimentos para todos los HAP de 2 y 3 anillos bencénicos) tuvieron cantidades por encima de los valores establecidos para ERL, pero menores a los determinados para ERM.

La comparación de las medianas de las concentraciones de HAP individuales señaló que los valores para acenafteno, acenaftileno y floreno se encontraron por encima de los valores ERL. Por otra parte, las medianas de los HAP de bajo peso molecular (128.17 - 202.26 ng/g) y de alto peso molecular (228.29-276.34 ng/g) estuvieron por debajo de los valores para ERL.

Con respecto a la concentración de HAP por estación, se tiene que, si bien las concentraciones totales se ubican por debajo de los valores ERL y ERM, por compuesto, las estaciones que tuvieron un mayor número de HAP con concentraciones por arriba de los valores para ERL, fueron las estaciones 10, con 5 HAP, 7A y 9A, con 4 HAP y 6, con 3 HAP.

G.1.2. Época de secas (abril 2004)

Los resultados de calidad de sedimentos para el muestreo de secas, se presentan en la Tabla 25.

Tabla 25. Criterios de Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) en la época de secas (abril 2004)

No. de anillos bencénicos	Compuesto	E-1 Quirio	E-3 Tileme	E-4 Sup.	E-5 Sup	E-9 Inf Ori	E-10 Boca San Fco.	Mediana por compuesto	ERL	ERM	
2	naftaleno (naf)	72.59	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	74.59	160	2100	
2	acenafteno (ace)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	46.86	46.86	16	500	
2	acenaftileno (ana)	17.68	N.D.	N.D.	28.50	73.13	109.98	50.81 ± 42.52	44	640	
2	fluoreno (flo)	32.91	N.D.	N.D.	27.79	64.36	129.35	48.64 ± 46.72	19	540	
3	fenantreno (fen)	16.47	N.D.	N.D.	N.D.	155.61	595.07	155.61 ± 302.01	240	1500	
3	antraceno(ant)	45.58	10.62	N.D.	11.55	123.79	146.94	45.58 ± 63.89	85	1100	
3	fluoranteno (flu)	47.08	29.63	N.D.	11.55	47.61	125.35	47.08 ± 43.48	600	5100	
4	pireno (pir)	282.75	20.47	28.98	N.D.	429.34	601.90	282.75 ± 252.99	665	2600	
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	186.43	201.20	441.44	547.46	856.05	518.12	479.78 ± 249.01	261	1600	
4	criseno(cris)	435.39	N.D.	N.D.	781.24	N.D.	N.D.	608.32 ± 244.55	384	2800	
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	81.77	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	81.77	-	-	
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	305.27	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	305.27	-	-	
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	574.42	17.16	N.D.	13.56	43.43	130.00	43.43 ± 238.74	430	1600	
5	indeno(123-cd) pireno [i (123-cd) p]	112.23	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	112.23	-	-	
5	dibenzo(ah)antraceno[d(ah)a]	218.47	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	218.47	63	260	
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	197.55	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	197.55			
	Concentración total	2626.59	279.09	470.43	1421.64	1793.32	2403.57		4022	44792	
	HAP BPM/APM	0.10	0.17	0.00	0.06	0.35	0.92				
	Mediana HAP BPM	47.08 ± 120.43								552	3160
	Mediana HAP APM	218.47 ± 252.43								1700	9600
	Mediana HAP en secas	1607.48 ± 972.47									

N.D. < 10 ngg⁻¹

 Valores > ERL < ERM
 Valores > ERM

Para secas, la Tabla 25 muestra un incremento en el número de HAP cuyos valores estuvieron por encima de ERL. De la misma forma que en lluvias, los HAP individuales de 2 – 3 anillos bencénicos acenafteno, acenaftileno y fluoreno, estuvieron por arriba de ERL; pero para secas, se sumaron a este grupo, el fenantreno y el antraceno. Otra característica del muestreo de secas, es que las concentraciones de algunos HAP individuales para compuestos de 4 y 5 anillos sobrepasaron los valores de referencia para ERL [benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno y dibenzo(ah)antraceno].

Debido a que durante secas la frecuencia de cantidades de HAP detectadas sobre los valores de referencia de ERL aumentó con respecto a lluvias, la mediana de los HAP individuales, también reportaron valores que superan los establecidos para ERL, tanto de HAP de bajo peso molecular (acenafteno, acenaftileno y fluoreno) como de alto peso molecular [benzo(a)antraceno, criseno y dibenzo(ah)antraceno]

El análisis por estaciones indicó que el sitio 10 (boca de San Francisco) rebasó los valores de ERL en 6 de los HAP, por importancia, siguieron las estaciones 1 (laguna Quirio) con 5 HAP y 5 (Playa Vicente) y 9 (Puerto Estero) con 4 HAP por encima de los ERL; y finalmente la estación 4 (río de los Perros) presentó solo un HAP que excedió lo establecido para ERL.

Los valores ERL no se rebasaron en el apartado correspondiente a las medianas de los HAP, de los HAP de bajo peso molecular, los HAP de alto peso molecular y de la concentración total de HAP.

G.1.3. Época de nortes (febrero 2005)

La evaluación de calidad de sedimentos del complejo lagunar en la época de nortes se muestra en la Tabla 26.

Tabla 26. Criterios de Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) en la época de nortes (febrero 2005)

No. Anillos bencénicos	Compuesto	E-1 Quirio	E-3 Tileme	E-5 Sup	E-5A Sup	E-6 Boca Sta. Teresa	E-9 Inf Ori	E-9A Inf Ori	E-10 Boca San Fco.	E-10A Boca San Fco.	E-11 Barra Sta. Teresa	Mediana por compuesto	ERL	ERM
2	naftaleno (naf)	N.D.	32.37	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	51.25	41.81 ± 13.35	160	2100
2	acenafteno (ace)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	16	500
2	acenaftileno (ana)	N.D.	13.33	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	5.40	9.37 ± 5.61	44	640
2	fluoreno (flo)	N.D.	32.04	N.D.	N.D.	10.48	23.01	69.88	N.D.	N.D.	16.23	23.01 ± 23.52	19	540
3	fenantreno (fen)	N.D.	15.67	104.56	97.63	51.78	34.69	36.17	47.43	23.01	88.08	47.43 ± 33.11	240	1500
3	antraceno(ant)	N.D.	39.97	56.54	59.01	N.D.	27.41	38.19	68.80	34.69	40.36	40.16 ± 14.15	85	1100
3	fluoranteno (fluo)	61.63	30.42	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	71.47	238.26	27.41	43.02	52.32 ± 80.05	600	5100
4	pireno (pir)	72.27	61.70	176.54	333.07	163.13	22.89	78.18	94.90	22.89	211.49	86.54 ± 97.53	665	2600
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	N.D.	459.51	1166.30	641.27	179.75	2038.82	1881.97	1304.51	2038.82	204.47	1166.30 ± 765.66	261	1600
4	criseno(cris)	237.42	622.81	N.D.	247.30	N.D.	886.22	1704.87	N.D.	N.D.	160.09	435.06 ± 590.15	384	2800
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	394.09	83.09	443.59	244.75	159.68	N.D.	N.D.	592.34	N.D.	442.16	394.09 ± 180.42	-	-
4	benzo(k) fluoranteno [b(k)f]	N.D.	845.76	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	378.73	N.D.	N.D.	193.56	378.73 ± 336.10	-	-
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	422.20	827.28	N.D.	N.D.	55.28	47.42	55.97	N.D.	N.D.	174.22	115.10 ± 311.17	430	1600
5	dibenzo(ah)antraceno[d(ah)a]	54.85	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	29.08	N.D.	N.D.	N.D.	41.96 ± 18.22	-	-
5	indeno (123-cd) pireno [i (123-cd) p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	204.01	194.66	N.D.	N.D.	N.D.	199.33 ± 6.61	63	260
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	N.D.	719.78	N.D.	N.D.	N.D.	785.87	747.64	N.D.	N.D.	128.69	733.71 ± 312.38	-	-
	Concentración total	1242.46	3783.74	1947.54	1623.03	620.10	4070.34	5286.81	2346.24	2146.83	1759.02		4022	44792
	HAP BPM/APM	0.05	0.05	0.09	0.11	0.11	0.02							
	MEDIANA HAP BPM	39.08 ± 42.26											552	3160
	MEDIANA HAP APM	234.42 ± 533.07											1700	9600
	Mediana HAP en nortes	2047.18 ± 1443.93												

N.D. < 10 ngg⁻¹

 Valores > ERL < ERM
 Valores > ERM

Para nortes (Tabla 26), la calidad de sedimentos indicó que, a diferencia de lluvias y secas, los compuestos que rebasaron en más ocasiones los resultados de ERL fueron los de 4-6 anillos bencénicos, siendo el benzo(a)antraceno el principal (en 4 de los 10 puntos de muestreo) seguido del criseno en 3 de las 10 estaciones, el indeno (123-cd) pireno en 2 de los 10 muestreos y finalmente, el benzo(a)pireno en una estación. De los compuestos de 2-3 anillos, el único HAP que se reportó por encima del valor correspondiente de ERL fue el fluoreno en 3 puntos de muestreo.

Para la mediana de la concentración total de HAP en esta época, los compuestos cuyos valores estuvieron por encima de ERL fueron el floreno de 2 anillos, el benzo(a)antraceno y el criseno de 4 anillos y el indeno (123-cd) pireno de 5 anillos.

G.1.4. Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Finalmente, para establecer la calidad de sedimentos del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec conforme a los valores de referencia ERL-ERM, se consideraron las concentraciones de los tres muestreos tanto por medianas de cada compuesto, como del peso molecular, y las estaciones para hacer un análisis global.

Por compuesto, las concentraciones de HAP en el complejo lagunar se ubicaron por debajo de los valores ERL.

De forma general, el fluoreno fue el HAP cuyas concentraciones estuvieron por arriba de ERL (19 ng/g) en los tres muestreos, seguido del acenafteno, cuyas concentraciones en lluvias y secas fueron mayores a las establecidas para el mismo HAP (16 ng/g) en el intervalo de menor probabilidad de provocar efectos deletéreos.

Para el conjunto de HAP tanto de bajo como de alto peso molecular, los valores de los tres muestreos se ubicaron por debajo de los establecidos para ERL (552 y 1700 ng/g, respectivamente).

La mediana de las concentraciones de HAP por estación en los tres muestreos indicó que todas las épocas de colecta se encontraron por debajo de ERL (4022 ng/g); mismo resultado que se encontró al realizar la comparación entre la mediana de la concentración total HAP en las tres épocas de muestreo y el valor ERL, tal como se muestra en la fig. 27.

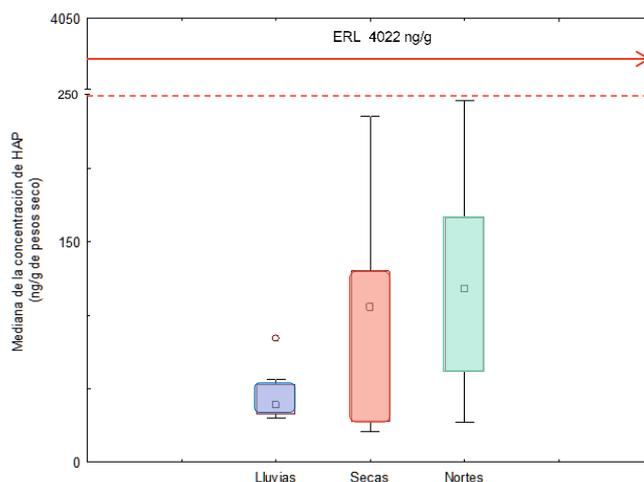


Figura 27. Calidad de Sedimentos del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por concentración total

G.2. Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q)

Los resultados obtenidos para este indicador de contaminación, se muestran a continuación.

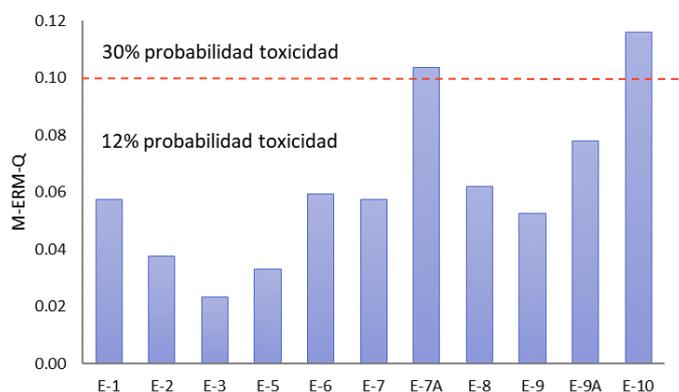


Figura 28. M-ERM-Q en lluvias (noviembre 2003)

La figura 28 señala que el cociente medio de valores de efectos medios para lluvias, en las estaciones 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 y 9A se consideraron como de baja prioridad en términos de toxicidad, ya que se encontró una probabilidad de toxicidad de 12%, mientras que las estaciones 7A y 10, se ubicaron en sitios de prioridad media, con una probabilidad de toxicidad del 30%.

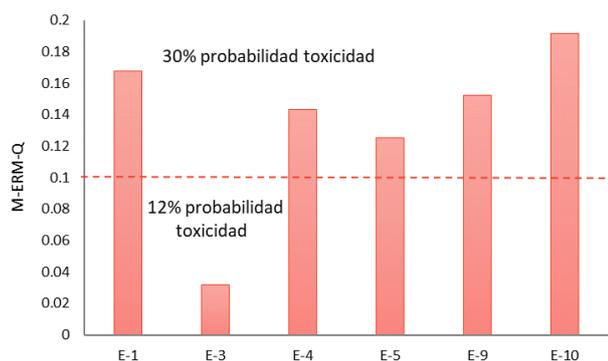


Figura 29. M-ERM-Q en secas (abril 2004)

En secas de acuerdo a la figura 29, el cociente M-ERM-Q señaló que la estación 3 fue la única que se ubicó dentro del intervalo de 12% de probabilidad de toxicidad; mientras que el resto de las estaciones (1, 4, 5, 9 y 10) estuvieron en el área de la gráfica que indica 30% de toxicidad de sedimentos.

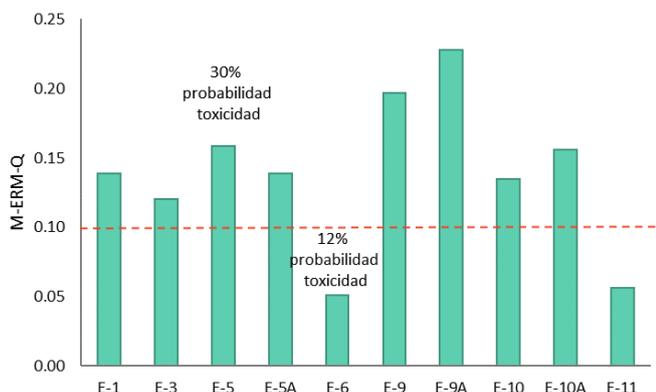


Figura 30. M-ERM-Q en nortes (febrero 2005)

En nortes, de acuerdo a la figura 30, el cociente M-ERM-Q, indicó que únicamente las estaciones 6 y 11 presentaron un 12% de probabilidad de toxicidad, mientras que el resto de las estaciones (1, 3, 5, 9, 9A, 10 y 10A) se ubicaron en el intervalo del 30% de toxicidad.

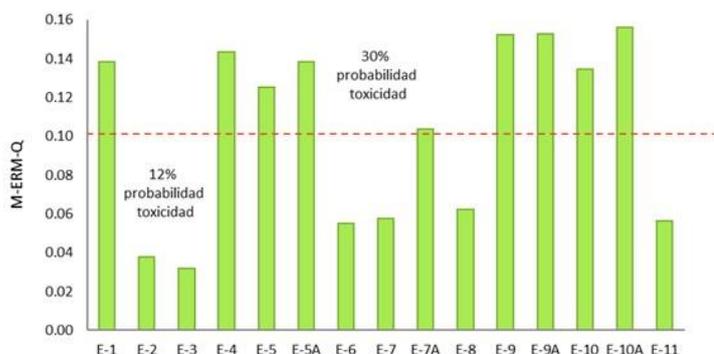


Figura 31. M-ERM-Q en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Los resultados esquematizados en la figura 31, indican que las estaciones que se consideraron con una probabilidad menor de toxicidad (12%) fueron la 2 (Mar Tileme), 3 (río Punta de Agua), 6 (barra de Santa Teresa) 7 (río Niltepec), 8 (río Ostuta) y 11 (barra de Santa Teresa).

Por otra parte, las estaciones cuyas concentraciones de HAP indicaron una probabilidad de toxicidad del 30% dentro del complejo lagunar fueron 1 (laguna Quirio), 4 (río de los Perros), 5 y 5A(Playa Vicente), 7A (río Niltepec), 9 y 9A (Puerto Estero) y 10 y 10A (boca de San Francisco).

G.3. Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess *et al.*, 2012).

Este criterio establece la biodisponibilidad de la mezcla de HAP a través de la concentración de HAP en agua intersticial calculada a partir de los valores en sedimento, coeficiente de partición de los HAP de interés y el CO normalizado. Los resultados se presentan a continuación.

Tabla 27 Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos ($ESBTU_{FCV13}$) en lluvias (noviembre 2003).

Estación	$\Sigma ESBTU_{FCV13}$	Incertidumbre	$\Sigma ESBTU_{FCV13}$, 95%	
E-1	0.778	11.50	8.947	
E-2	0.030	11.50	0.341	
E-3	0.075	11.50	0.863	
E-5	0.024	11.50	0.278	
E-6	0.126	11.50	1.447	
E-7	0.151	11.50	1.738	
E-7A	0.230	11.50	2.642	
E-8	0.317	11.50	3.646	
E-9	0.143	11.50	1.641	
E-9A	2.442	11.50	28.080	
E-10	0.369	11.50	4.247	

Valores > 1
HAP
biodisponibles
con
probabilidad
de riesgo a la
fauna
bentónica.

De acuerdo a los resultados de la Tabla 27, las unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos ($ESBTU_{FCV13}$) en lluvias, indicó que las estaciones 3 y 5 (ubicadas en la ribera oeste de la laguna Superior) no presentaron HAP biodisponibles para generar toxicidad a la fauna bentónica. En contraparte, el resto

de las estaciones (6, 9, 7, 7A, 8, 10, 1 y 9A) presentaron cantidades de HAP biodisponibles suficientes para ocasionar toxicidad al bentos.

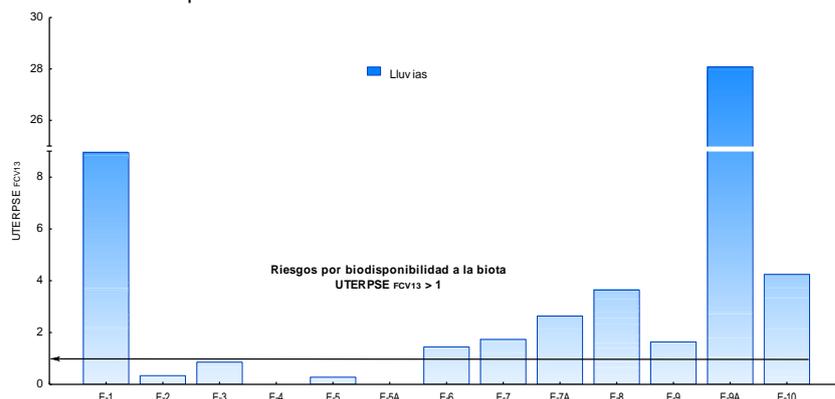


Figura 32. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU_{FCV13}) por estación en lluvias (noviembre 2003)

De forma general en lluvias de acuerdo a la figura 32, la distribución de las unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos presentó valores más elevados en la estación 1 (laguna Quirio) y estación 9A (Puerto Estero).

Tabla 28. Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU_{FCV13}) en secas (abril 2004).

Estación	Σ ESBTU _{FCV13}	Incentidumbre	Σ ESBTU _{FCV13} 95%
E- 1	0.128	11.5	1.470
E- 3	0.018	11.5	0.209
E- 4	0.033	11.5	0.376
E- 5	0.102	11.5	1.169
E- 9	0.158	11.5	1.822
E- 10	0.245	11.5	2.821

Valores > 1
HAP biodisponibles
con probabilidad
de riesgo a la fauna
bentónica

De la Tabla 28 y la figura 33, se observa que, para la época de secas, las estaciones 3 y 4 no presentaron HAP biodisponibles. Las estaciones 1, 5, 9 y 10 en cambio, presentaron HAP biodisponibles que pueden ocasionar efectos tóxicos a la fauna que quede expuesta a ellos. Al igual que en la temporada de lluvias, las estaciones 1, 9 y 10 volvieron a presentar HAP biodisponibles. A diferencia de la época de lluvias, la estación 5 (Playa Vicente) en secas sí presentó HAP biodisponibles.

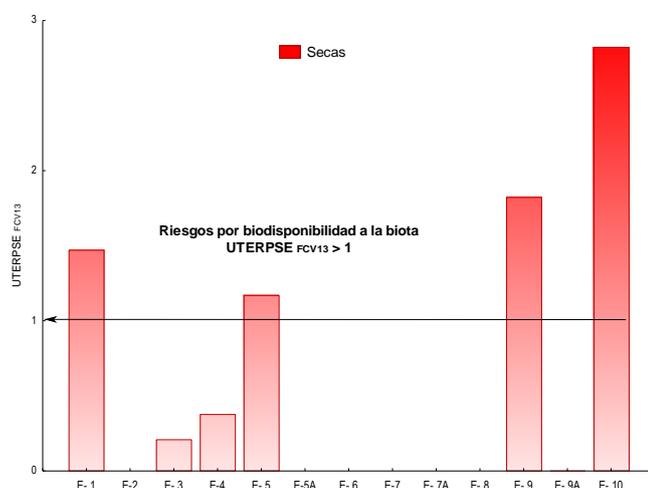


Figura 33. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU_{FCV13}) por estación en secas (abril 2004)

Tabla 29 Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU_{FCV13}) en nortes (febrero 2005).

Estación	Σ ESBTU _{FCV13}	Incentidumbre	Σ ESBTU _{FCV13} 95%
E- 1	0.069	11.5	0.791
E- 3	0.402	11.5	4.623
E- 5	2.867	11.5	32.966
E- 5A	1.436	11.5	16.511
E- 6	2.924	11.5	33.621
E- 9	0.416	11.5	4.786
E- 9A	0.561	11.5	6.447
E- 10	0.443	11.5	5.091
E- 10A	0.407	11.5	4.685
E- 11	0.317	11.5	3.644

Valores > 1
HAP biodisponibles
con probabilidad
de riesgo a la fauna
bentónica

Por la Tabla 29, en nortes, los HAP biodisponibles estuvieron elevados en prácticamente todas las estaciones exceptuando en laguna Quirio, presentando riesgo de biodisponibilidad para la biota, lo que se aprecia gráficamente en la fig. 34.

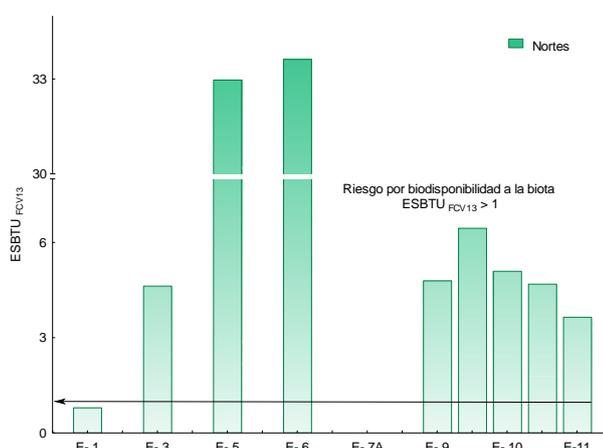


Figura 34. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU_{FCV13}) por estación en nortes (febrero 2005)

Finalmente, el comportamiento de las ESBTU_{FCV13} en las tres épocas de muestreo señala que a lo largo del año existió riesgo de biodisponibilidad de HAP en sedimentos, tal como se muestra en la fig. 35.

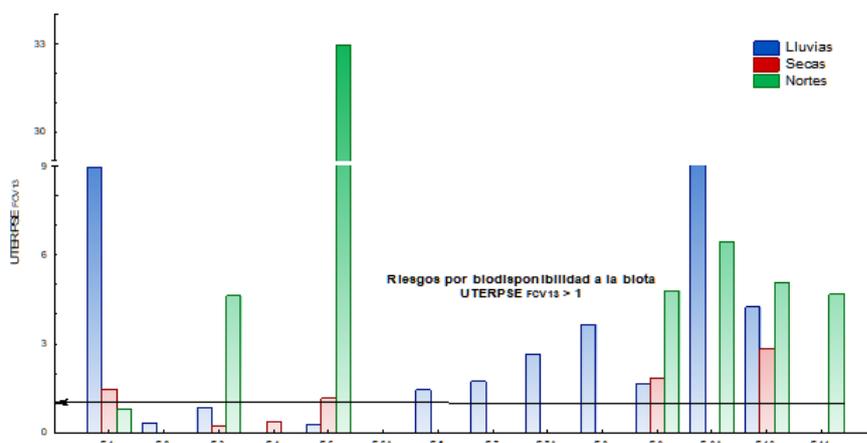


Figura 35. Distribución de Unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos (ESBTU_{FCV13}) en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

G.4. Equivalencia Total de Toxicidad respecto al Benzo(a)Pireno [TEQB(a)p]

Este indicador de riesgo de toxicidad de HAP se emplea para conocer el potencial cancerígeno que pueda tener la mezcla de sedimentos.

Los resultados obtenidos para el Equivalentes de b(a)p en lluvias, se presenta en la Tabla 30.

Tabla 30. Equivalentes Totales de B(a)p para la época de lluvias (noviembre 2003)

Estación	Total Eq b(a)P	Valor comparación ASDTR (65 ng/g)	Contacto Directo Residencial (100 ng/g)	Contacto Directo Industrial (700 ng/g)
E-1	27.89	No excede	No excede	No excede
E-2	33.29	No excede	No excede	No excede
E-3	29.98	No excede	No excede	No excede
E-5	86.97	Excede	No excede	No excede
E-6	43.10	No excede	No excede	No excede
E-7	23.11	No excede	No excede	No excede
E-7A	23.11	No excede	No excede	No excede
E-8	54.08	No excede	No excede	No excede
E-9	65.84	Excede	No excede	No excede
E-9A	35.87	No excede	No excede	No excede
E-10	46.73	No excede	No excede	No excede

Para el muestreo de lluvias, el equivalente total de b(a)p estuvo entre 23 y 87 ng/g con una media de 35.87 ± 19.81 ng/g; donde el valor mayor se registró en la estación 5 (Playa Vicente) y el valor menor se encontró en las estaciones 7 y 7A (río Niltepec). Con respecto al porcentaje de contribución de cada congénere del b(a)p en el cálculo de los equivalentes, se tiene que el Benzo(a)Antraceno contribuyó con el 98%, seguido del benzo(b)fluoranteno con el 1.15%, criseno con 0.8% y finalmente el benzo(a)pireno con el 0.05%.

De acuerdo al valor de comparación de ASDTR (65.0 ng/g), el equivalente de b(a)p en la mayor parte de las estaciones, se encontró por debajo del valor referido, es decir, no se presentó riesgo de generar cáncer por la mezcla de sedimentos, excepto en las estaciones 5 (Playa Vicente) y 8 (Río Ostuta), donde sí existe una probabilidad de riesgo carcinogénico en sedimento ya que los resultados estuvieron por encima del valor de comparación inicial (65.0 ng/g), tal como se muestra en la fig. 36.

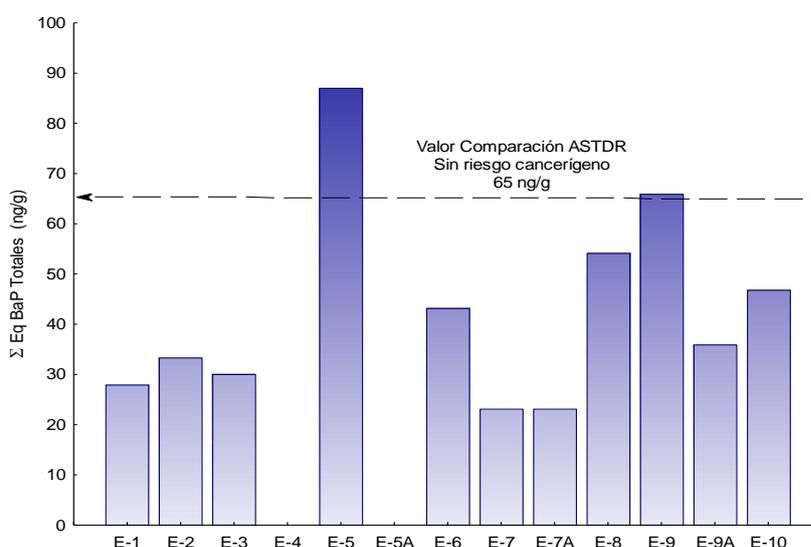


Figura 36. Equivalente de b(a)p en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en lluvias (noviembre 2003)

Los resultados para la época de secas, se muestran en la Tabla 31.

Tabla 31 Equivalentes Totales de b(a)p para la época de secas (abril 2003)

Estación	Total Eq b(a)p	Valor comparación ASDTR (65 ng/g)	Contacto Directo Residencial (100 ng/g)	Contacto Directo Industrial (700 ng/g)
E-1	834.42	Excede	Excede	Excede
E-3	49.39	No excede	No excede	No excede
E-4	66.25	Excede	No excede	No excede
E-5	81.18	Excede	No excede	No excede
E-9	141.14	Excede	Excede	No excede
E-10	193.92	Excede	Excede	No excede

En secas, el total de equivalentes de b(a)p se determinó entre 49 y 834.42 ng/g con una media de 111.16 ± 302.02 ; el valor más bajo se registró en la estación 3 (río Punta de Agua) y el valor más alto estuvo en la estación 1 (laguna Quirio). Los congéneres del B(a)p que tuvieron mayor contribución fueron en primer lugar, de nueva cuenta el benzo(a)antraceno con 88.33%, seguido del dibenzo(ah)antraceno con 7.02%, el criseno con 3.91%, y los 4 HAP restantes con un 0.74%.

Por estaciones, el valor de la ASDTR para estimar el potencial de riesgo cancerígeno de sedimentos superficiales, se rebasó en 5 de las 6 estaciones analizadas (1: laguna Quirio, 4: río de los Perros, 5: Playa Vicente, 9: Puerto Estero y 10: boca de San Francisco), siendo sólo la estación 3 (río Punta de Agua), la que se encontró por debajo, tal como se observa en la fig. 37.

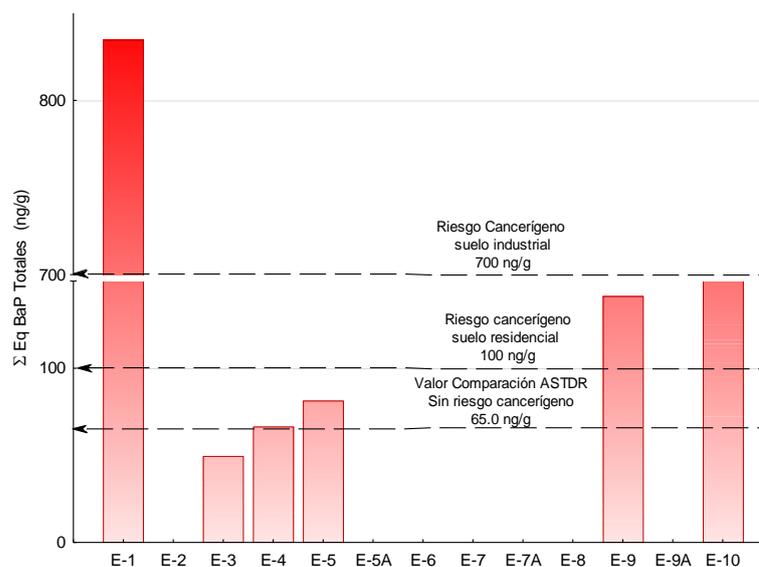


Figura 37. Equivalente de b(a)p en secas en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec (abril 2004)

La mayor probabilidad de riesgo cancerígeno por contacto directo en suelo residencial de 100 ng/g se registró en las estaciones 1 (laguna Quirio), estación 9 (Puerto Estero) y sitio 10 (boca de San Francisco); mientras que el valor de 700 ng/g (riesgo cancerígeno por contacto directo en suelo industrial), también se excedió en la estación 1, tal como se muestra en la Tabla 31.

Para el muestreo de nortes, los resultados de equivalentes de B(a)P de este estudio, se muestran en la Tabla 32.

Tabla 32. Equivalentes Totales de B(a)p para la época de nortes (abril 2003)

Estación	Total Eq b(a)p	Valor comparación ASDTR (65 ng/g)	Contacto Directo Residencial (100 ng/g)	Contacto Directo Industrial (700 ng/g)
E-1	518.80	Excede	Excede	No excede
E-3	901.63	Excede	Excede	Excede
E-5	182.10	Excede	Excede	No excede
E-5A	109.95	Excede	Excede	No excede
E-6	100.34	Excede	Excede	No excede
E-9	283.69	Excede	Excede	No excede
E-9A	299.20	Excede	Excede	No excede
E-10	210.80	Excede	Excede	No excede
E-10A	225.99	Excede	Excede	No excede
E-11	251.98	Excede	Excede	No excede

El equivalente total de b(a)p para la época de nortes indicó que los valores detectados oscilaron entre 100.34 hasta 901.63 ng/g, con una media de 238.99 ± 239.21 ng/g; donde la estación 6 (boca de Santa Teresa) y la estación 3 (río Punta de Agua) presentaron el valor menor y mayor, respectivamente.

En este muestreo, los HAP que contribuyeron mayoritariamente en el equivalente de b(a)p, fueron, el propio b(a)p con el 48.96%, seguido del b(a)a con el 30.68%, el b(b)f con el 7.30% y el d(ah)a con el 6.23%. los tres congéneres restantes del b(a)p contabilizaron menos del 5% de contribución cada uno.

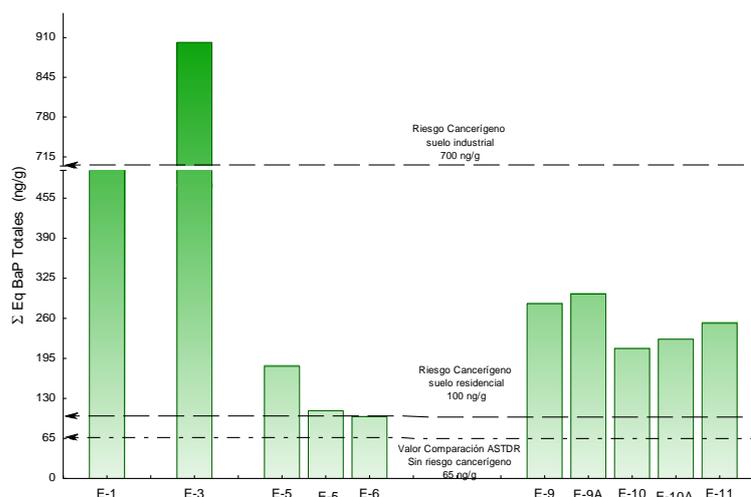


Figura 38. Equivalente de b(a)p totales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en nortes (febrero 2005)

El riesgo de probabilidad de carcinogénesis de los sedimentos superficiales en nortes, tal como se observa en la figura 38, se encontró encima del valor de comparación de ASDTR (65 ng/g) en todas las estaciones analizadas, por lo que sí existe la posibilidad de que la mezcla de sedimentos genere cáncer.

Ahora bien, el potencial de carcinogénesis por contacto directo de sedimentos para suelo residencial (100 ng/g) también se rebasó en todas las estaciones. Finalmente, con respecto a la posibilidad de tener cáncer por contacto directo en suelos industriales, la única estación que rebasó este valor, fue la 3 (río Punta de Agua), que recibe HAP tanto vía atmosférica como por escurrimientos del Distrito de Riego No. 19.

La variación del equivalente de b(a)p durante los tres muestreos por sitio de colecta en el complejo lagunar, se muestra en la fig. 39.

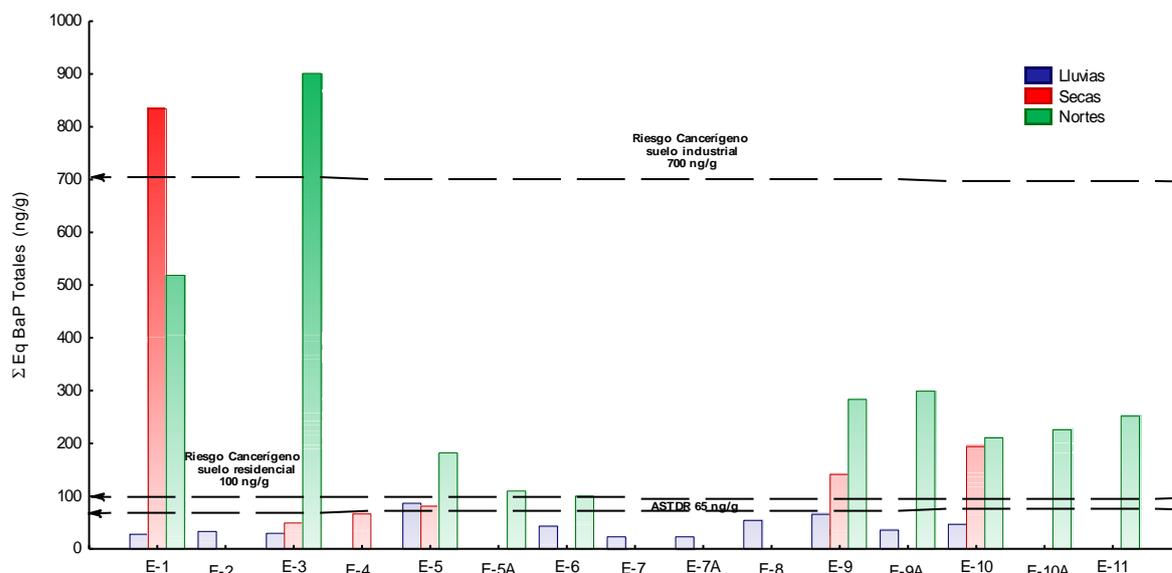


Figura 39. Equivalente de b(a)p en sedimentos superficiales en los tres muestreos en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

La figura 39 indica que la época de muestreo que presentó una calidad de sedimento con menor posibilidad de riesgo carcinogénico fue la de lluvias. Para la época de secas, la calidad toxicológica de sedimentos, aumentó, y finalmente para nortes, la calidad toxicológica fue la mayor de todos los muestreos.

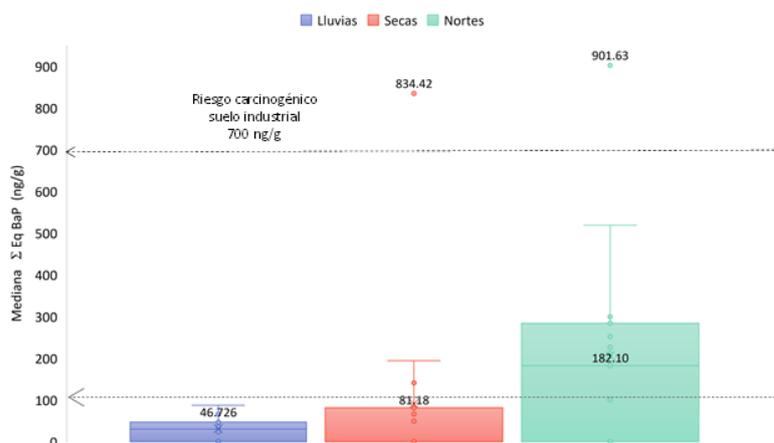


Figura 40 Mediana de Σ Equivalentes de b(a)p en sedimentos superficiales por muestreo en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Por la figura 40 se observa que en la comparación de la mediana de la suma de equivalentes de b(a)p, la época de nortes es la que presenta una mayor posibilidad de presentar cierto riesgo carcinogénico de sedimentos en las diferentes subcuencas del complejo lagunar. Por otra parte, en lluvias, no se presenta riesgo carcinogénico dado que la mediana se encuentra por debajo del valor de ASTDR DE 65 ng/g.

G.5. Cociente de Riesgo (RQ)

Este parámetro se emplea para determinar el riesgo potencial ecológico de contaminantes en los organismos acuáticos que se interpreta a través de límites en dos medidas conocidas como "NC" (concentración insignificante) y "MPC" (concentración sobre la cual el riesgo de efectos adversos se considera inaceptable).

Los resultados se muestran a continuación.

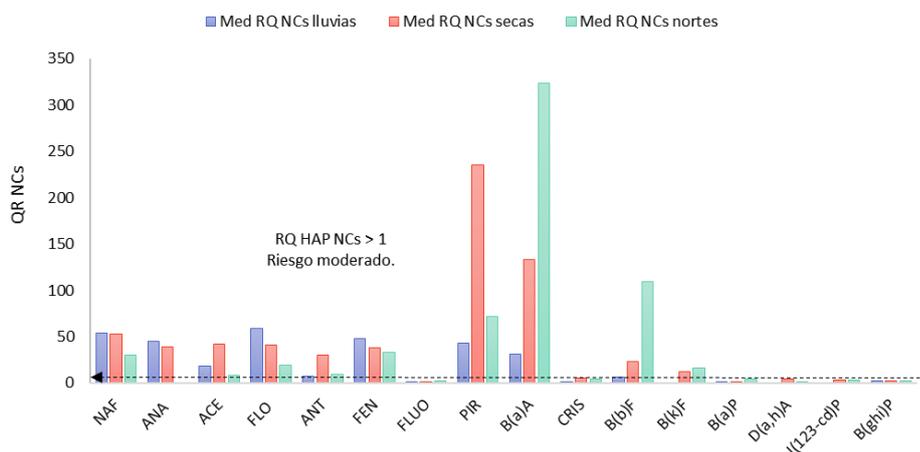


Figura 41 Mediana del Cociente de riesgo (RC NCs) por compuesto durante los tres muestreos

De acuerdo a la figura 41, el cociente de riesgo para concentraciones insignificantes (NCs) en los tres muestreos, indicó que en la mayor parte de los casos, la probabilidad de toxicidad de sedimentos para el bentos es moderada debido a que la mediana de la mayor parte de los HAP se encontró por encima del valor de 1, exceptuando el fluoreno y el criseno en lluvias y como no detectados, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(ah)antraceno, indeno (123-cd)perileno y acenafeno en nortes, cuyos valores fueron menores a 1, por lo que en estos casos. el riesgo ecológico se estimó bajo.

Con respecto a los HAP con medianas mayores a RQ NCs = 100, por orden de importancia fueron benzo(a)antraceno (para nortes y secas con valores de 323.97 ng/g y 133.27 ng/g respectivamente); pireno en secas (235.63 ng/g) y benzo(b)fluoranteno en nortes (109.47 ng/g). Por número de anillos bencénicos, las medianas de los compuestos de 5 y 6 anillos [benzo(a)pireno, dibenzo(ah)antraceno, indeno(123-cd)pireno y b(ghi)perileno] fueron las más bajas reportadas.

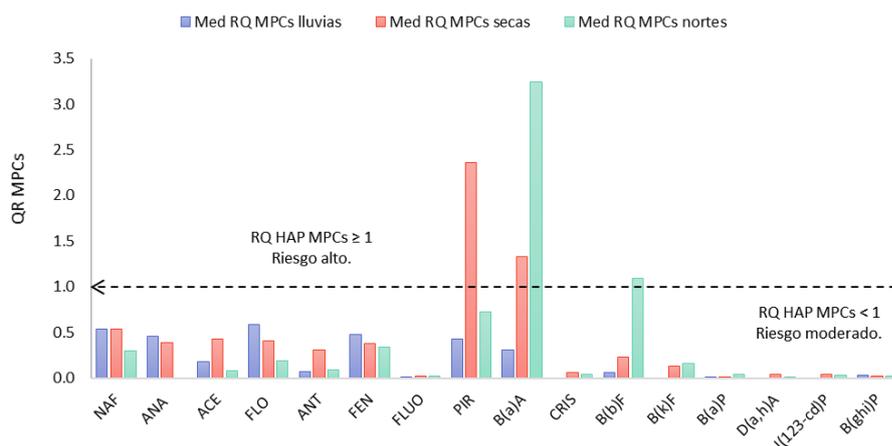


Figura 42. Mediana de Cociente de riesgo (RQ MPCs) por compuesto durante los tres muestreos

El cálculo de la mediana del cociente de riesgo de concentraciones máximas permitidas (MPC) por compuesto para los tres muestreos, conforme a lo representado en la figura 42, señaló que la mayor parte de los compuestos estuvieron en la categoría de riesgo ecológico moderado debido a que las medianas de las concentraciones se ubicaron por debajo del valor de 1. No obstante, tres HAP fueron los que se ubicaron por encima de este valor y sus concentraciones se consideraron

potencialmente riesgosas: benzo(a)antraceno en nortes y secas (3.24 y 1.33 respectivamente) pireno en secas (2.36) y benzo(b)fluoranteno en nortes (1.09).

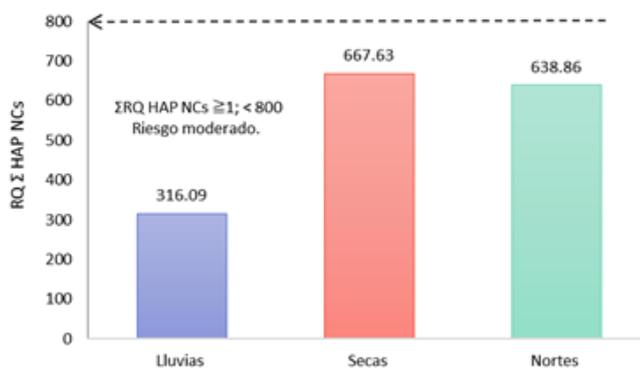


Figura 43. Cociente de riesgo (Σ QR HAP NCs) durante los tres muestreos

La suma del cociente de riesgo en los tres muestreos del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec mostró de acuerdo a la figura 43 en los tres muestreos, los valores de NCs se encontraron entre ≥ 1 y < 800 , por lo que el riesgo ecológico se consideró moderado.

El valor más elevado de Σ QR HAP NCs se reportó en secas (667.63) seguido muy de cerca por el valor de nortes (638.86); finalmente, para lluvias el resultado fue de 316.09, cerca de la mitad de lo encontrado en secas y nortes.

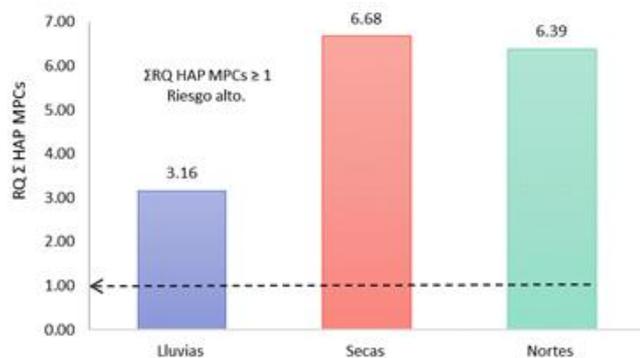


Figura 44. Cociente de riesgo (Σ QR HAP MPCs) durante los tres muestreos

En la figura 44, el cálculo de la suma del cociente de riesgo de concentraciones máximas permitidas (Σ QR HAP MPCs) indicó que el riesgo fue alto para los tres muestreos.

H. Zonificación de Riesgo Ambiental del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

Una vez realizado el cálculo de diversos índices de calidad ambiental de sedimento del complejo lagunar, se presenta una tabla comparativa de éstos para poder catalogar de forma global, la calidad ambiental de los sedimentos superficiales y estimar su riesgo ambiental.

Tabla 33. Comparación de diferentes índices de riesgo ambiental calculados para el complejo lagunar

	Estación	ERL-ERM	M-ERM-Q	ESBTU _{FVC13}	Eq B(a)p	QR NC	QR MPC	Riesgo Ambiental sedimentario complejo lagunar
Lluvias	E-1	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-2	Buena	Posibilidad baja	Buena	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena- posibilidad baja
	E-3	Buena	Posibilidad baja	Buena	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena- posibilidad baja
	E-5	Buena	Posibilidad baja	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media - alta
	E-6	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-7	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-7A	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-8	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-9	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-9A	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
E-10	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media	
Secas	E-1	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E-3	Buena	Posibilidad baja	Buena	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad baja	Buena-Posibilidad baja
	E-4	Buena	Posibilidad media	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja-media
	E-5	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E-9	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad Alta
	E-10	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad Alta

Tabla 33. Comparación de diferentes índices de riesgo ambiental calculados para el complejo lagunar. Continuación

	Estación	ERL-ERM	M-ERM-Q	ESBTU _{FVC13}	Eq B(a)p	QR NC	QR MPC	Riesgo Ambiental sedimentario complejo lagunar
Nortes	E- 1	Buena	Posibilidad media	Buena	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E- 3	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad alta
	E- 5	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E- 5A	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E- 6	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad baja- media
	E- 9	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad alta
	E- 9A	Posibilidad baja	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E- 10	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E- 10A	Buena	Posibilidad media	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta
	E- 11	Buena	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad alta	Posibilidad baja	Posibilidad alta	Posibilidad media-alta

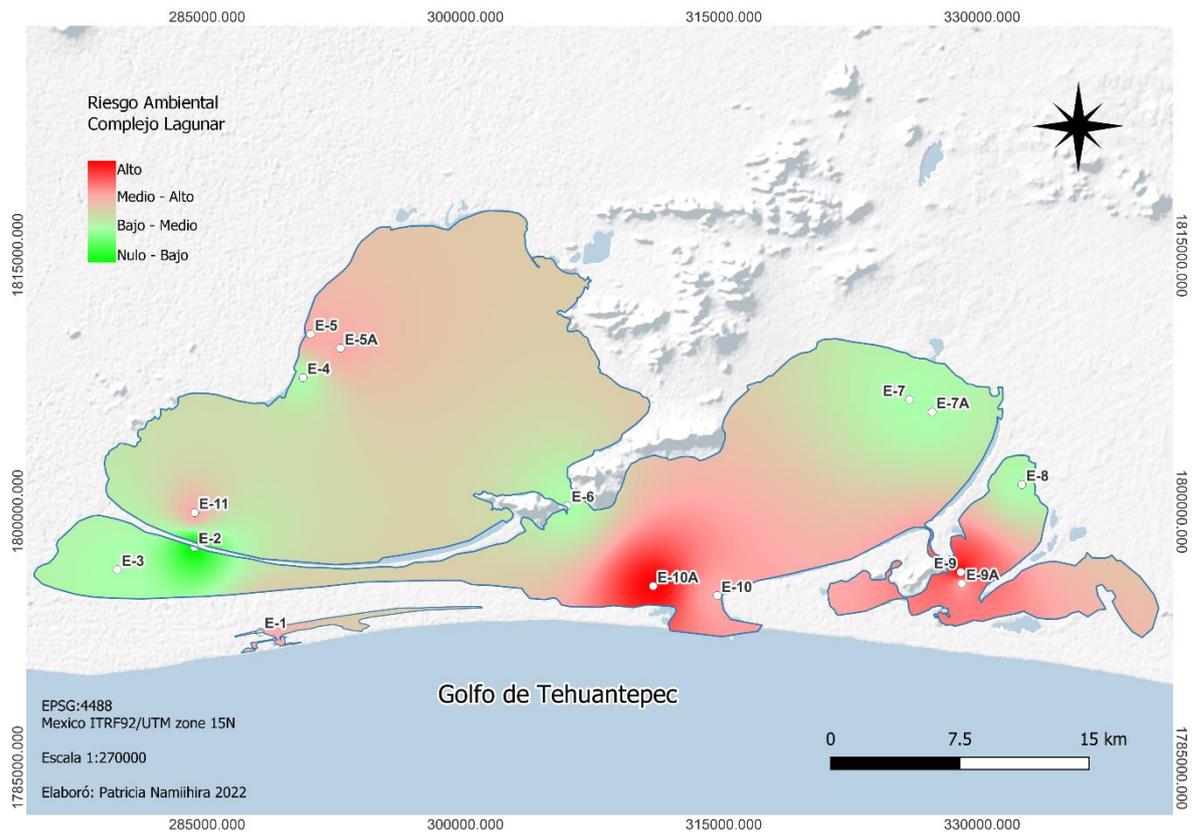


Figura 45. Riesgo Ambiental global de sedimentos superficiales del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

De acuerdo a la figura 45, se identificaron 4 regiones de riesgo ambiental en sedimentos superficiales dentro del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec,

1. Riesgo Ambiental nulo – bajo

En color verde intenso, ubicada en la estación 2 en Mar Tileme

2. Riesgo Ambiental bajo-medio

Indicada en el color verde pálido, se encontró en la cabeza de la subcuenca del Mar Tileme (estaciones 2 y 3), laguna Superior (estación 4), laguna Inferior (estaciones 7 y 7A) y laguna Oriental /estación 8).

3. Riesgo Ambiental medio-alto

Marcada en color rojo pálido, que se ubicó en la laguna Superior (estaciones 5 y 5A), estación 11 (barra de Santa Teresa) y la estación 10 (boca de San Francisco).

4. Riesgo Ambiental Alto

Señalada en color rojo intenso, se localizó en la interconexión de las lagunas Inferior y Oriental (estaciones 9 y 9A) y la estación 10A (boca de San Francisco).

CAMARÓN BLANCO (*LITOPENEAUS VANNAMEI*)

A. Concentraciones de HAP en camarón blanco por época de muestreo

A.1. Época de lluvias (noviembre 2003).

La determinación de HAP en ejemplares de camarón blanco para la época de lluvias, fue con individuos que se recolectaron en dos cooperativas del complejo lagunar: Jaltepec (laguna Oriental) y Santa Rosa de San Francisco (laguna Occidental) ubicadas espacialmente la estación 9. Los ejemplares se almacenaron hasta su procesamiento conforme a lo descrito en la metodología para evitar contaminación cruzada con sedimentos.

Las muestras biológicas se subdividieron por talla (2.0 a 5.5 cm y 5.6 a 9.0 cm) de acuerdo a la longitud patrón, que se catalogaron en este estudio como "talla chica" y "talla grande" respectivamente, que en la región hasta los 8 cm se consideran juveniles y después de esta talla, preadultos (Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012; Ramos-Cruz, 2012; Cervantes-Hernández, Torres-Hernández, & Gómez-Ponce, 2017)-

Esta zona es el sitio de crianza de las poslarvas y juveniles de camarón de esta especie que entran desde el Golfo de Tehuantepec, y que se caracteriza por estar bordeada de bosques de manglares (Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012) (fig. 46).

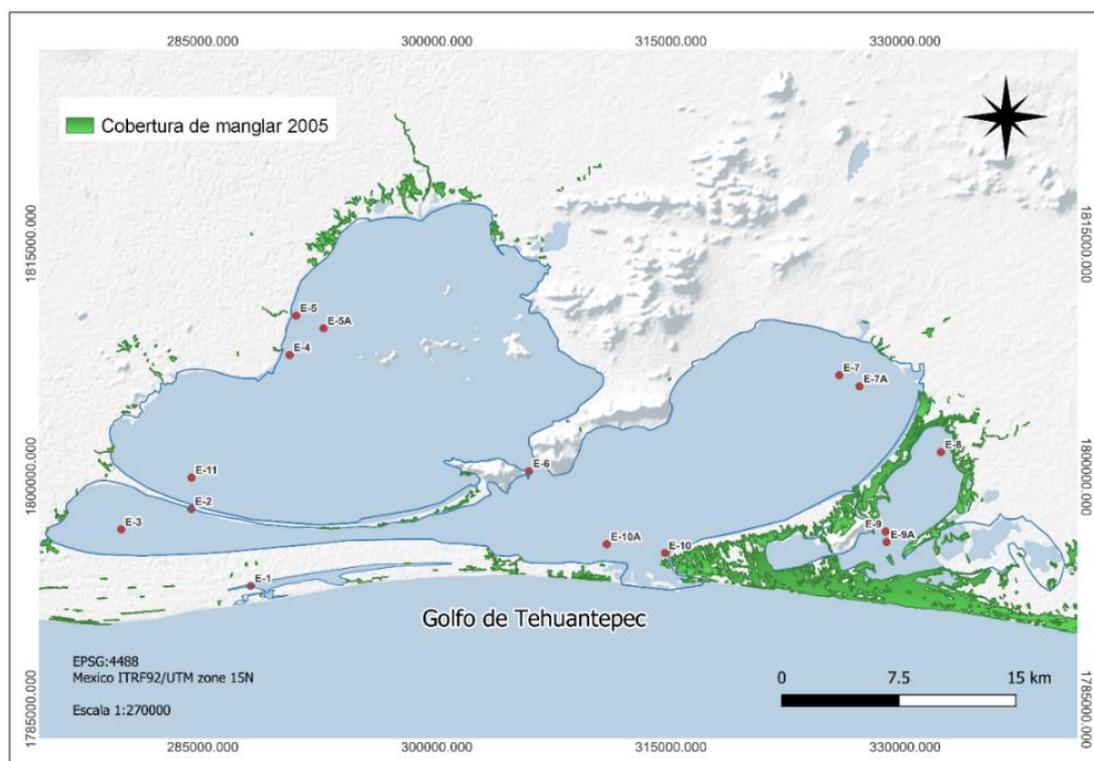


Figura 46. Cobertura de manglar en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec en el año 2005 (CONABIO, 2022)

Los datos de concentración de HAP en tejido de camarón blanco, se presentan en la tabla 34.

Tabla 34. Concentración de HAP (ng/g ps) en tejido de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) en la época de lluvias (noviembre 2003)

No. Anillos bencénicos	Compuesto	L. Oriental Talla chica	L. Oriental Talla grande	L. Occidental Talla chica	L. occidental Talla grande	Máximo	Mínimo	Mediana por compuesto	Promedio + desvest por anillos	
2	naftaleno (naf)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
2	acenafteno (ace)	167.49	N.D.	N.D.	N.D.	167.49	N.D.	0.00 ± 83.74	12.97 ± 41.76	
2	acenaftileno (ana)	20.00	N.D.	N.D.	N.D.	20.00	N.D.	0.00 ± 10.00		
2	fluoreno (flo)	20.00	N.D.	N.D.	N.D.	20.00	N.D.	0.00 ± 10.00		
3	fenantreno (fen)	78.50	135.40	33.45	46.85	135.40	33.45	62.68 ± 45.35		
3	antraceno(ant)	N.D.	N.D.	N.D.	364.56	364.56	N.D.	0.00 ± 182.28	54.90±106.41	
3	fluoranteno (fluo)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
4	pireno (pir)	N.D.	74.47	37.75	N.D.	74.47	37.75	18.88 ± 35.69		
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
4	criseno(cris)	990.06	902.75	680.90	N.D.	1280.37	680.90	946.41 ± 248.10	582.23±767.12	
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	2355.99	1474.84	1821.70	1596.87	2355.99	1443.51	1648.27 ± 424.15		
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	N.D.	N.D.	N.D.	300.10	300.10	N.D.	0.00 ± 150.05		
5	dibenzo(a,h)antraceno[d(ah)a]	N.D.	4983.69	N.D.	1453.12	4983.69	1453.12	726.56 ± 2351.64	561.41±1454.04	
5	indeno(123-cd)pireno [i(123-cd)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	
Concentración total por Estación		3632.05	7571.15	2795.07	4667.23					
Mediana Concentración de HAP			4149.64 ± 2082.41							

N.D. < 10 ng/g ps

En rojo: Valores más altos

En azul: valores más bajos

De acuerdo a la Tabla 34, a diferencia de la determinación de HAP en sedimentos para el muestreo de secas, en tejido de camarón blanco se detectaron 10 compuestos de los 16 HAP prioritarios con mediana de concentraciones por compuesto de 0.00 ± 10.00 ng/g ps hasta 1535.85 ± 430.57 ng/g ps; donde las menores concentraciones totales se registraron en camarones capturados en la laguna Occidental en talla chica (2795.07 ng/g ps) y las mayores en ejemplares de la laguna Oriental en talla grande (7571.15 ng/g ps).

La talla chica de camarones de la laguna Oriental fue la única que presentó HAP de 2 anillos bencénicos, y ambos tamaños menores en los dos sitios de colecta no presentaron en sus tejidos, concentraciones de HAP de 5-6 anillos.

Conforme a lo mostrado en el Anexo C 1, los HAP de 3 y 4 anillos bencénicos se encontraron en ambas tallas en los dos sitios muestreados (100%), seguidos de los compuestos de 5 anillos en las tallas mayores de ambos puntos de muestreo (50%) y finalmente, los HAP de 2 anillos bencénicos se encontraron únicamente en ejemplares de talla chica de la laguna Oriental (25%).

La frecuencia de detección de HAP por compuesto (véase Anexo C 2), indicó que el fenantreno y el benzo(k)fluoranteno se encontraron en ambas tallas de los dos sitios (100%), seguido del criseno en 3 de las 4 muestras (75%), el pireno y el dibenzo(ah)antraceno en 2 muestras (50%) y el resto de los HAP en sólo 1 muestra (25%), De este último grupo, resalta la presencia de benzo(a)pireno, hallado en una muestra y que es el único cancerígeno confirmado del grupo de HAP analizados.

Las medianas de las concentraciones de HAP individuales en tejido de camarón (Anexo C 3) vuelven a presentar la misma tendencia: una concentración mayor de HAP de 4 anillos (criseno y benzo(k)antraceno), dos de 5 anillos (dibenzo(ah)antraceno y benzo(a)pireno) y 1 HAP de 3 anillos (fluoranteno).

Las medianas de las concentraciones totales de HAP en las dos tallas analizadas en los dos sitios de muestreo muestra que, los valores más elevados se encontraron en las tallas grandes (ver Anexo C 4).

Para conocer si existe relación entre las medianas de las concentraciones de HAP en ambas tallas en los dos sitios, se realizó la prueba de Correlación de Spearman, cuyos resultados se muestran en la Tabla 35.

Tabla 35. Correlación de Spearman de las medianas de la concentración de HAP en tejido de camarón en época de lluvias (noviembre 2003).

Variable	Correlación de Spearman Valores significativos con $p < .05000$			
	L. Oriental talla Chica	L. Oriental talla Grande	L. Occidental Talla Chica	L. Occidental Talla Grande
L. Oriental talla Chica	1.000000	0.347079	0.524181	0.264654
L. Oriental talla Grande	0.347079	1.000000	0.770454	0.723203
L. Occidental talla Chica	0.524181	0.770454	1.000000	0.496165
L. Occidental talla Grande	0.264654	0.723203	0.496165	1.000000

De la tabla 35, es posible observar que las correlaciones más altas entre las tallas de camarón analizadas se presentaron entre el tamaño grande de la laguna Oriental con los tamaños chico y grande de la laguna Occidental, y la correlación fue menor entre los tamaños pequeños de ambas subcuencas.

A.2. Época de secas (abril 2004)

Para secas, los ejemplares de camarón fueron capturados con la ayuda de pescadores artesanales *in situ* en las estaciones 5 (Playa Vicente) y 10 (boca de San Francisco), ya que las condiciones meteorológicas impidieron la colecta en aquellos sitios donde se obtuvieron sedimentos superficiales.

Tabla 36. Concentración de HAP (ng/g ps) en tejido de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) en la época de secas (abril 2004)

No. Anillos Bencénicos	Compuesto	E-5 Talla chica	E-5 Talla grande	E-10 Talla chica	E-10 Talla grande	Máx	Mín	Mediana por compuesto	Promedio + desvest por anillos	
2	naftaleno (naf)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
2	acenafteno (ace)	N.D.	25.76	N.D.	21.83	25.76	21.83	23.79±2.78	27.57 ± 35.05	
2	acenaftileno (ana)	N.D.	N.D.	N.D.	19.23	19.23	19.23	19.23		
2	fluoreno (flo)	17.11	38.54	53.06	17.44	53.06	17.11	27.99±17.50		
3	fenantreno (fen)	164.01	147.11	803.60	67.41	803.60	67.41	155.56±342.32		
3	antraceno(ant)	N.D.	47.32	101.66	N.D.	101.66	47.32	74.49±38.42	170.13 ± 241.82	
3	fluoranteno (fluo)	48.47	36.92	114.70	N.D.	114.70	36.92	48.47±41.97		
4	pireno (pir)	342.86	950.82	847.86	N.D.	950.82	342.86	847.86±325.38		
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	940.00	1727.36	1538.07	N.D.	1727.36	940.00	1538.07±410.98		
4	criseno(cris)	207.42	2937.17	1450.02	184.71	2937.17	184.71	828-72±1303.36	1275.68±834.85	
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	1072.72	2105.06	2539.59	1015.90	2539.59	1015.90	1588.89±759.24		
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	N.D.	139.70	355.16	N.D.	355.16	139.70	247.43±152.36		
5	dibenzo(a,h)antraceno[d(ah)a]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	247.43±152.36	
5	indeno (123-cd) pireno [i(123-cd) p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-		
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	
Concentración total por estación		2792.59	8155.76	7803.71	1326.52					
Mediana de las concentraciones de HAP			5298.15 ± 3473.00							

N.D. < 10 ng/g ps

En rojo: Valores más altos

En azul: valores más bajos

De acuerdo a la tabla 36, en tejido de camarón se encontraron 11 HAP de los 16 prioritarios. Las medianas de las concentraciones por compuesto fueron de 19.23 ng/g ps a 1588.89 ± 759.24 ng/g ps. Por tamaño, los ejemplares que tuvieron mayor concentración total de HAP (8155.76 ng/g ps) fueron los de talla grande de la estación 5 (Playa Vicente) y la menor cantidad de estos compuestos (1326.52 ng/g ps) se encontró en la talla grande de la estación 10 (boca de San Francisco).

La composición porcentual de anillos bencénicos de HAP en la época de secas Anexo C 5) indica que los compuestos de 2, 3 y 4 anillos bencénicos se encontraron en todas las muestras analizadas (100%), mientras que los de 5 anillos se hallaron en la mitad de ellas (50%).

El porcentaje de HAP por compuesto (Anexo C 6) muestra que los HAP que se encontraron en tejido de camarón en el 100% de las muestras (4) fueron el floranteno, fenantreno, criseno y benzo(k)fluoranteno; en el 75% de las muestras se encontraron el fluoranteno, pireno y benzo(a)antraceno. En el 50% de las muestras se halló acenafteno, antraceno y benzo(a)pireno. Finalmente, el HAP que se encontró en sólo una muestra (25%) fue el acenaftileno.

De acuerdo a las medianas de las concentraciones de HAP individuales en camarón (Anexo C 7), Los compuestos de mayor valor fueron benzo(k)fluoranteno (1588.89 ± 759.24 ng/g ps) y benzo(a)antraceno (1538.07 ± 410.98 ng/g ps), seguidos del pireno (847.86 ± 325.38 ng/g ps) y criseno (828.72 ± 1303.36 ng/g ps). Posteriormente se encontraron el benzo(a)pireno (247.43 ± 152.36 ng/g ps) y el fenantreno (155.56 ± 342.32 ng/g ps). El resto de los HAP tuvieron medianas por debajo de los 100 ng/g ps.

Las medianas de las concentraciones de HAP totales en tejido de camarón para secas en la estación 5 para ambas tallas presentaron valores similares, mientras que para la estación 10, sí existieron diferencias entre las medianas de ambas tallas (ver Anexo C 8).

Para estimar la relación entre concentraciones de HAP entre los tamaños de los ejemplares de crustáceos para los dos sitios de colecta, se realizó una correlación de Spearman, cuyos resultados se presentan en la tabla 37.

Tabla 37. Correlación de Spearman de las medianas de la concentración de HAP en tejido de camarón en época de secas (abril 2004).

Variable	Correlación de Spearman			
	Valores significativos con $p < .05000$			
	E-5 Ch	E-5 Gde	E-10 Ch	E-10 Gde
E-5 Ch	1.000000	0.846732	0.841924	0.520289
E-5 Gde	0.846732	1.000000	0.756955	0.544720
E-10 Ch	0.841924	0.756955	1.000000	0.726484
E-10 Gde	0.520289	0.544720	0.726484	1.000000

De la tabla anterior, se observa que la mediana de las concentraciones de HAP en tejido de camarón de la talla chica de la estación 10 (boca de San Francisco) fue la que se correlacionó con todas las muestras y tamaños analizados en esta época. La estación 5 (Playa Vicente) de tamaño menor se correlacionó con la talla grande del mismo sitio y con la talla menor de la estación 10, mientras que el tamaño mayor la estación 10 sólo se correlacionó con la talla chica del mismo lugar.

A.3. Época de nortes (febrero 2005)

La concentración de HAP en tejido de camarón para nortes, fue determinada en organismos capturados en la estación 2 (Mar Tileme) y en la estación 5 (Playa Vicente). Los resultados de este muestreo, se presentan a continuación.

Tabla 38. Concentración de HAP (ng/g ps) en tejido de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) en la época de nortes (febrero 2005)

No. Anillos Bencénicos	Compuesto	E-2 Talla Chica	E-2 Talla Grande	E-5 Talla Chica	E-5 Talla Grande	Máx	Mín	Mediana por compuesto	Promedio por anillos
2	naftaleno (naf)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
2	acenafteno (ace)	26.46	N.D.	N.D.	N.D.	26.46	26.46	26.46	26.46
2	acenaftileno (ana)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
2	fluoreno (flo)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
3	fenantreno (fen)	12.95	N.D.	N.D.	N.D.	12.95	N.D.	12.95	
3	antraceno(ant)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	23.77±15.29
3	fluoranteno (fluo)	34.58	N.D.	N.D.	N.D.	34.58	N.D.	34.58	
4	pireno (pir)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
4	benzo(a)antraceno[b(a)a]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
4	criseno(cris)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	0.00
4	benzo(b)fluoranteno [b(b)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
4	benzo(k)fluoranteno [b(k)f]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
5	benzo(a)pireno [b(a)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
5	dibenzo(a,h)antraceno[d(ah)a]	120.51	100.90	239.76	267.55	267.55	100.90	180.13±83.69	182.18±83.69
5	indeno(123-cd)pireno [(123-cd)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	
6	benzo(ghi)perileno [b(ghi)p]	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
Concentración total por estación		194.50	100.90	239.76	267.55				
Mediana de las concentraciones de HAP			253.66 ± 143.133						

N.D. < 10 ng/g

En rojo: Valores más altos

En azul: valores más bajos

De la Tabla 38 es posible observar que sólo 4 de los 16 HAP prioritarios se detectaron en el tejido de camarones capturados, disminuyendo drásticamente las concentraciones conforme a lo reportado para lluvias (10 HAP) y secas (11 HAP), además de que las concentraciones fueron muy bajas al compararse con los muestreos anteriores.

Por compuesto, el que se registró en mayor concentración fue el dibenzo(ah)antraceno (180.13 ± 83.69 ng/g) en las dos tallas de los dos sitios muestreados, mientras que el naftaleno, el fenantreno y el fluoreno se registraron solamente en los individuos de menor tamaño de la estación 2 (Mar Tileme).

La estación 2 en su talla chica fue la que registró la concentración total más baja (100.90 ng/g); mientras que la mayor cantidad de HAP se encontró en la estación 5 en el tamaño más grande (267.55 ng/g).

B. Comparación entre muestreos de HAP en tejido de camarón

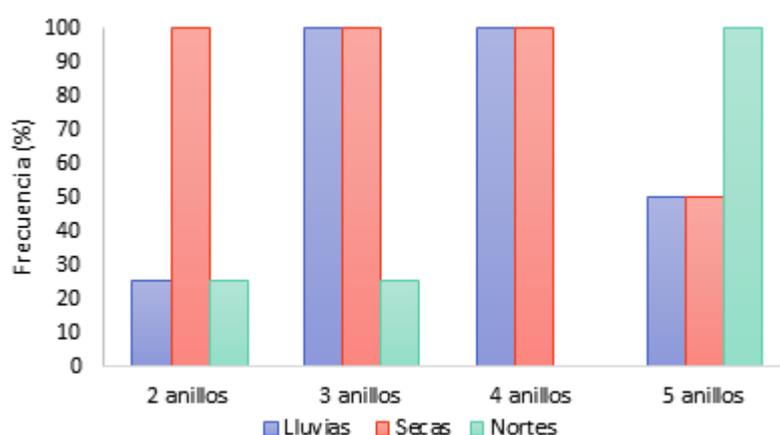


Figura 47. Frecuencia de HAP por número de anillos bencénicos en las tres épocas de muestreo

La figura 47 muestra que, por número de anillos, el menor porcentaje de HAP registrados fue de dos anillos para nortes y secas y de 3 anillos para nortes (25%), seguido de compuestos de 5 anillos bencénicos en lluvias y secas (50%)

Destaca que, en lluvias y secas, en todas las muestras (100%) se encontraron HAP de 3 y 4 anillos, y para nortes, los HAP de 5 anillos bencénicos dominaron en los análisis realizados.

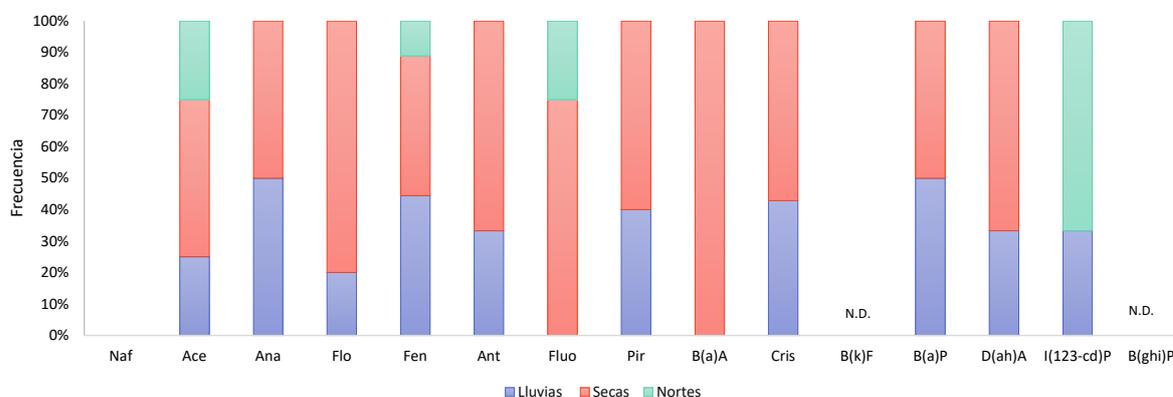


Figura 48. Porcentaje de detección de HAP por compuesto en los tres muestreos.

Por la figura 48 se puede observar que en los tres muestreos los únicos HAP que no se encontraron en tejido de camarón fueron el naftaleno, el benzo(k)fluoranteno y el benzo(ghi)pireno.

De los 13 HAP restantes, los que se registraron en las tres colectas fueron acenafteno y el fenantreno, mientras que el benzo(a)antraceno sólo se reportó para secas. El resto de los compuestos se hallaron principalmente en lluvias y secas.

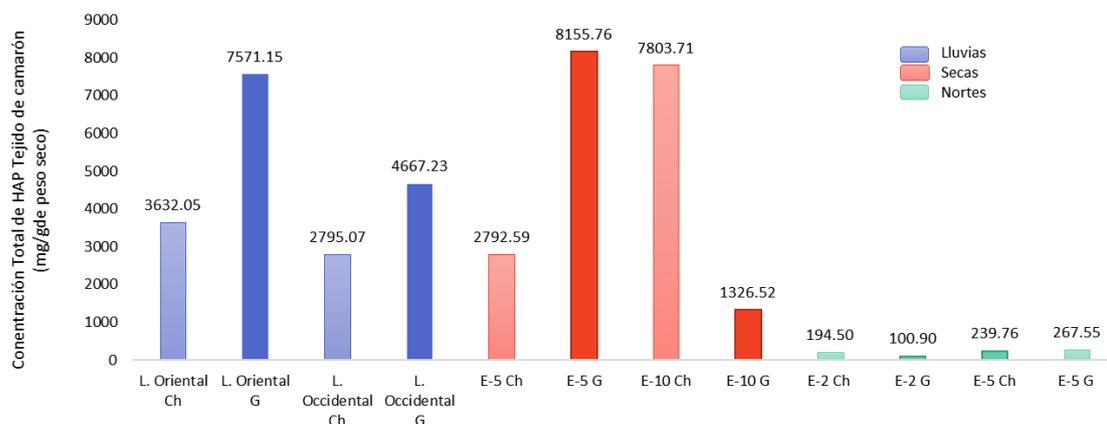


Figura 49. Concentraciones totales de HAP en tejido de camarón por talla en los tres muestreos.

Las concentraciones totales de HAP en tejido de camarón conforme se observa en la figura 49, tuvieron un comportamiento distinto en cada una de las épocas de colecta. En lluvias, las tallas más pequeñas presentaron menor concentración que las más grandes; donde la diferencia fue mayor al 100% en las muestras de la laguna Oriental (3632.05 ng/g y 7571.15 ng/g) y cerca del 70% para la laguna Occidental (2795.07 ng/g y 4667.23 ng/g).

En secas, existieron diferencias entre las concentraciones de HAP en ambas tallas, ya que mientras en la estación 5 la acumulación de HAP en la talla pequeña fue casi tres veces mayor a la registrada en la talla grande, en la estación 10, el menor tamaño de tejido de camarón analizado tuvo casi 6 veces la concentración de HAP encontrada en la talla mayor.

Para nortes, los valores de HAP se mantuvieron muy parecidos en ambas tallas para los dos sitios.

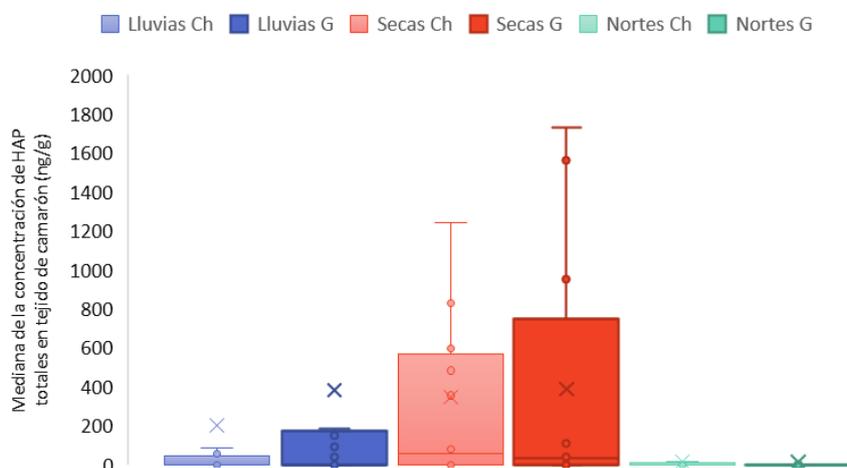


Figura 50. Mediana de la concentración total de HAP en tejido de camarón en ambas tallas para los tres muestreos

Las medianas de las concentraciones totales de HAP en tejido de camarón para ambas tallas tal como se visualiza en la figura 50, mostró tendencias distintas en los tres muestreos. Para lluvias, la mediana de estas concentraciones en los organismos de tamaño mayor, fue más alta, mientras que no se observaron significativas entre los valores de las medianas registrados en ambos tamaños en secas.

C. Relación de concentraciones de HAP en camarón y sedimento

Debido a que no en todas las estaciones donde se colectó sedimento se obtuvieron ejemplares de camarón, únicamente se procedió a realizar la comparación de los sitios donde coinciden ambas matrices de medición de HAP, que son las siguientes:

1. Lluvias: Sedimento (mediana de las concentraciones de cada analito de las estaciones 9 y 9A), camarón (laguna Oriental)
2. Secas: Sedimento y camarón: estaciones 5 (laguna Superior) y 10 (laguna Inferior)
3. Nortes: Sedimento y camarón: estación 5 y 5A para el caso de sedimentos (laguna Superior).

Se empleó la prueba de Correlación de Spearman entre las muestras de sedimentos y camarón de las diferentes épocas de muestreo; para ello se transformaron los datos a logaritmo para disminuir la dispersión de los datos.

Los resultados se presentan a continuación.

Tabla 39. Correlación de Spearman para concentraciones de HAP en sedimento y tejido de camarón en los tres muestreos

	Correlación de Spearman	
	Correlaciones significativas con valor $p < .05000$	
	Sedimento	Camarón
Sedimento Lluvias	1.000000	-0.447214
Camarón Lluvias	-0.447214	1.000000
Sedimento Secas	1.000000	-0.447214
Camarón Secas	-0.447214	1.000000
Sedimento Nortes	1.000000	-0.894427
Camarón Nortes	-0.894427	1.000000

El análisis estadístico mostró que los tres muestreos, no existe correlación entre las concentraciones de HAP en sedimento y en camarón, siendo más evidente durante nortes (-0.894) ya que, en este muestreo se registraron mas mayores cantidades de estos compuestos en sedimento, mientras que, en camarón se registraron las menores concentraciones de las tres colectas analizadas.

La comparación gráfica entre las medianas de las concentraciones de HAP en sedimento superficial y tejido de camarón se presenta en la fig. 57.

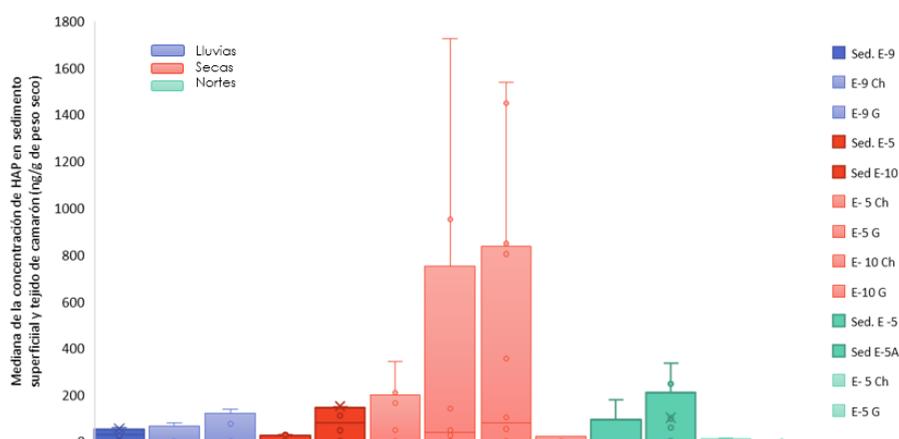


Figura 51. Concentraciones de HAP en sedimento y tejido de camarón en los tres muestreos en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

Conforme a lo presentado en la figura 57, es clara la tendencia de que, en lluvias y secas, las concentraciones en tejido de camarón son más elevadas que las registradas en sedimento, mientras que para nortes se tiene la relación contraria: los valores en sedimento son más elevados que en tejido de camarón.

La comparación de las concentraciones de HAP en sedimento y en camarón para este estudio, se realizaron en las estaciones que dentro de la figura 51 (Riesgo Ambiental Global del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec) fueron los que presentaron el riesgo ecológico asociado al contenido de HAP más alto de acuerdo a los diversos índices de calidad sedimentaria calculados (Estaciones 5, 9 y 10 con sus respectivos duplicados de campo), por lo que las concentraciones de HAP en tejido de camarón sustentan la posibilidad de riesgo ambiental que estos sitios dentro del complejo lagunar representan no sólo al camarón, sino a las demás especies bentónicas.

Los resultados presentados aquí entre la diferencia de concentraciones de HAP en sedimento y tejido de camarón se estiman preliminares y de línea base para este ecosistema costero, por lo que muestreos posteriores y simultáneos de sedimentos con otras especies bentónicas y nectónicas proporcionarán más información que permita establecer con mayor claridad patrones de bioacumulación de HAP relacionados con la hidrodinámica climática del complejo lagunar.

D. Factor de bioacumulación de HAP en camarón

De los tres muestreos estacionales donde se obtuvieron muestras tanto de sedimento como de camarón, se calculó el factor de bioacumulación por tallas, para conocer qué compuestos fueron más susceptibles a ser bioacumulados en tejidos.

Los resultados de bioacumulación en camarón blanco por tallas en las tres épocas de muestreo, se indican en la Tabla 40 que se presenta a continuación.

Tabla 40. Concentración de HAP en sedimento, en tejido de camarón y Factor de Bioacumulación (FBA) de camarón blanco en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Compuesto	LLUVIAS					SECAS											NORTES							
	Interconexión lagunas Inferior y Oriental					Lag Sup	Boca San Fco	Laguna Superior				Boca San Francisco			Laguna Superior									
	E- 9 sed	E-9 T. Ch	E-9 T.G.	FBA T. Ch	FBA T. G.	E- 5 Sed	E-10 Sed	E- 5 T. Ch	E-5 T.G.	E- 10 T. Ch	E-10 T. G	FBA E-5 T. Ch	FBA E-5 T.G	FBA E-10 T. Ch	FBA E-10 T.G	EST-5 Sed	EST-5 Sed	E- 5 T. Ch	E-5 T.G Lag	FBA E-5 T. Ch	FBA E-5 T.G	FBA E-5A T. Ch	FBA E-5A T.G	
naf	92.70	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	0.00	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
ace	16.63	167.49	N.D.	10.07	N.C.	N.D.	46.86	N.D.	25.76	N.D.	21.83	N.C.	N.C.	N.C.	0.47	N.D.	N.D.	26.46	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
ana	14.44	20.00	N.D.	1.39	N.C.	28.50	109.98	N.D.	N.D.	N.D.	19.23	N.C.	N.C.	N.C.	0.17	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
flo	45.29	20.00	N.D.	0.44	N.C.	27.79	129.35	17.11	38.54	53.06	17.44	0.62	1.39	0.41	0.13	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
fen	57.37	78.50	135.40	1.37	2.36	N.D.	595.07	164.01	147.11	803.60	67.41	N.C.	N.C.	1.35	0.11	104.56	97.63	12.95	0.00	0.12	N.C.	0.13	N.C.	
ant	29.96	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	11.55	146.94	N.D.	47.32	101.66	N.D.	N.C.	4.10	0.69	N.C.	56.54	59.01	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
fluo	20.16	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	11.55	125.35	48.47	36.92	114.70	N.D.	4.20	3.20	0.92	N.C.	N.D.	0.00	34.58	0.00	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
pir	282.14	N.D.	74.47	N.C.	N.C.	0.00	601.90	342.86	950.82	847.86	N.D.	N.C.	N.C.	1.41	N.C.	176.54	333.07	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
b(a)a	143.14	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	547.46	518.12	940.00	1727.36	1538.07	N.D.	1.72	3.16	2.97	N.C.	1166.30	641.27	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
cris	N.D.	990.06	902.75	N.C.	N.C.	781.24	N.D.	207.42	2937.17	1450.02	184.71	0.27	3.76	N.C.	N.C.	N.D.	247.30	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
b(b)f	14.97	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	443.59	244.75	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
b(k)f	N.D.	2355.99	1474.84	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	1072.72	2105.06	2539.59	1015.90	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
b(a)p	38.92	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	13.56	130.00	N.D.	139.70	355.16	N.D.	N.C.	10.31	2.73	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
d(ah)a	N.D.	N.D.	4983.69	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	120.51	100.90	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
i(123-cd)p	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
b(ghi)p	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	

N.D. No Detectado < 10 ng/g ps
 N.C. No calculado
 FBA > 1 en **negritas**

Conforme a lo presentado en la tabla 40, se tiene que el Factor de Bioacumulación (FBA) en lluvias para los camarones de tallas chicas, se registró en HAP de 2 y 3 anillos (acenafteno, acenaftileno y fenantreno) con valores desde 1.37 para fenantreno hasta 10.07 para acenafteno. Los individuos de talla grande por su parte sólo bioacumulaban fenantreno (2.36).

Para secas, el FBA señaló que en la estación 5 (Playa Vicente) con la talla menor de camarón se bioacumulaban fluoreno (1.39) y fluoranteno (4.20). La talla mayor por su parte, indicó bioacumulación de 4 HAP, siendo en el de menor valor el fluoreno (1.39) y el de mayor valor el benzo(a)pireno (10.31). Destaca el FBA (10.31) del benzo(a)pireno en los camarones de la talla grande. Para la estación 10 (Boca de San Francisco), el FBA de los ejemplares de talla chica se encontró entre 1.35 para fenantreno hasta 2.97 para el benzo(a)antraceno. Con respecto a los camarones de talla grande en la estación 10, el FBA en los 4 HAP que pudo ser calculado, se mantuvo por debajo de 0.5, motivo por el cual, estos compuestos no se consideraron bioacumulados.

Finalmente, el FBA estimado para la época de nortes sólo pudo ser calculado para el fenantreno, pero el valor fue menor a 1, por lo que no se considera que este compuesto esté bioacumulado en los ejemplares analizados.

La comparación de las medianas del factor de bioacumulación de ambas tallas de camarón tanto en el muestreo de lluvias como en el de secas, se muestra en la fig. 58.

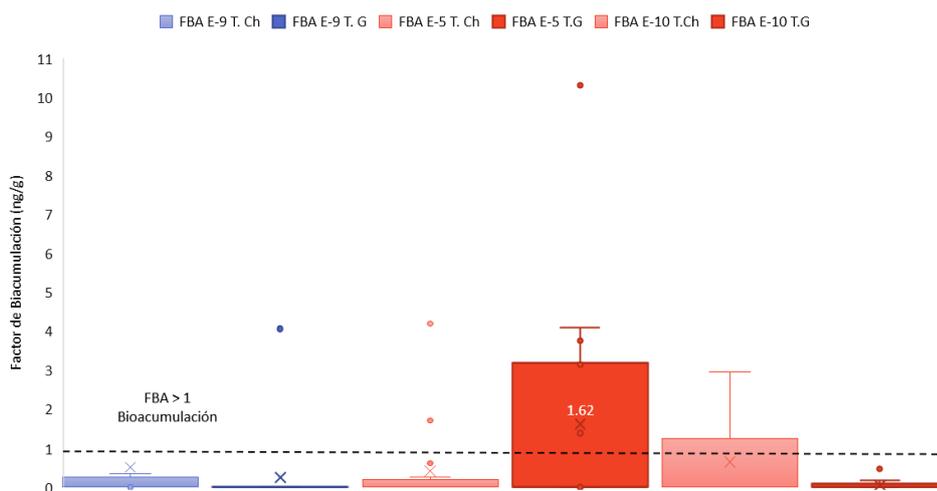


Figura 52. Mediana del Factor de Bioacumulación en los muestreos de lluvias y secas en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

De acuerdo a la figura 52, la mediana del FBA en camarón se presentó únicamente en secas para la talla grande en la estación 5 y la talla chica en la estación 10.

E. Riesgo Incremental de cáncer de por vida

Los resultados asociados a la bioacumulación de HAP en camarón blanco en conjunto con las concentraciones en sedimento superficial dentro del complejo lagunar, permitieron calcular el Riesgo Incremental de Cáncer de por Vida (RICV) que puede experimentar la población local.

Para el cálculo de este parámetro, se tuvieron las siguientes consideraciones:

- Para todos los grupos de edad (niños, adolescentes y adultos) en ambos sexos (mujeres y hombres) se evaluó el RICV por consumo de camarón como parte de su dieta
- Para Adolescentes y adultos el cálculo RICV por contacto dérmico (manos, brazos y piernas) e ingestión accidental de sedimento se analizó únicamente para la población masculina ya que son ellos quienes realizan la pesca y están más expuestos a los HAP por estos factores.

El RICV se estimó en cada una de las estaciones en los tres muestreos con las concentraciones de los HAP asociados a procesos carcinogénicos en humanos [b(a)a, cris, b(b)f, b(k)f, b(a)p, i(123-cd)p) y b(ghi)p]. De los datos recabados, se procedió a calcular la mediana y el intervalo de confianza por temporada de colecta, para calcular el riesgo aditivo (suma de factores de exposición) de estos compuestos.

Los resultados de RICV que se encontraron por encima de 1×10^{-5} , indicaron que existe el riesgo de desarrollar cáncer en algún momento de la vida (World Bank & Consultants, 2008). Los resultados se muestran en la Tabla 41.

Tabla 41 Mediana de Riesgo Incremental de Cáncer de por Vida (RICV) por factor por muestreo para el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

	NIÑOS (mg/Kg/día)	ADOLESCENTES (mg/Kg/día)	ADULTOS (mg/Kg/día)	
LLUVIAS	Contacto dérmico con sedimentos	-	$1.44 \times 10^{-4} \pm 7.30 \times 10^{-4}$	$2.26 \times 10^{-3} \pm 1.14 \times 10^{-2}$
	Ingestión sedimento	-	$6.47 \times 10^{-9} \pm 3.30 \times 10^{-8}$	$3.55 \times 10^{-7} \pm 1.81 \times 10^{-6}$
	Ingestión camarón	$1.13 \times 10^{-1} \pm 6.00 \times 10^{-2}$	$1.63 \times 10^{-1} \pm 8.67 \times 10^{-2}$	$2.09 \times 10^{-1} \pm 1.11 \times 10^{-1}$
SECAS	Contacto dérmico con sedimentos	-	$1.16 \times 10^{-3} \pm 3.68 \times 10^{-3}$	$1.82 \times 10^{-2} \pm 5.77 \times 10^{-2}$
	Ingestión sedimento	-	$5.23 \times 10^{-8} \pm 1.65 \times 10^{-7}$	$2.87 \times 10^{-6} \pm 9.05 \times 10^{-6}$
	Ingestión camarón	$8.56 \times 10^{-2} \pm 5.85 \times 10^{-2}$	$1.24 \times 10^{-1} \pm 8.45 \times 10^{-2}$	$1.58 \times 10^{-1} \pm 1.08 \times 10^{-1}$
NORTES	Contacto dérmico Con sedimentos	-	$6.03 \times 10^{-3} \pm 1.29 \times 10^{-2}$	$9.45 \times 10^{-2} \pm 2.02 \times 10^{-1}$
	Ingestión sedimento	-	$2.71 \times 10^{-7} \pm 5.78 \times 10^{-7}$	$1.49 \times 10^{-5} \pm 3.17 \times 10^{-5}$
	Ingestión camarón	$2.34 \times 10^{-3} \pm 2.93 \times 10^{-4}$	$3.38 \times 10^{-3} \pm 4.23 \times 10^{-4}$	$4.33 \times 10^{-3} \pm 5.42 \times 10^{-4}$

De acuerdo a los resultados mostrados en la Tabla 41, el RCVI por ingestión accidental de sedimento, en adolescentes y en adultos masculinos para las temporadas de lluvias y secas se encontró por debajo del valor 1.0×10^{-5} mg/Kg/día, que se estima no representa riesgo potencial de generar cáncer; sin embargo, para la época de nortes, el RICV de ingestión accidental de sedimentos para los adultos masculinos fue mayor al umbral de 1.0×10^{-5} mg/Kg/día.

Con respecto al RICV asociado al contacto dérmico en adolescentes y adultos masculinos, en los tres muestreos, los valores se encontraron por encima de 1.0×10^{-5} , aumentando de adolescentes ($1.44 \times 10^{-4} \pm 7.30 \times 10^{-4}$ mg/Kg/día) a adultos ($2.26 \times 10^{-3} \pm 1.14 \times 10^{-2}$ mg/Kg/día). En este caso, sí se presentó un riesgo potencial de generación de cáncer por la mezcla de sedimentos superficiales.

El RCVI calculado para la ingestión de camarón, en los tres muestreos también indicó el riesgo de adquirir cáncer en el transcurso de la vida para los tres grupos poblacionales analizados.

Una vez realizada la evaluación del RICV por cada factor corporal de riesgo en cada época de muestreo, se procede a presentar el análisis de la sumatoria de dichos factores en las tres colectas para los tres grupos de edad analizados. Los resultados se presentan en la tabla 42.

Tabla 42. Riesgo Incremental de Cáncer de por Vida en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

	NIÑOS (mg/Kg/día)	ADOLESCENTES (mg/Kg/día)	ADULTOS (mg/Kg/día)
LLUVIAS	1.13×10^{-1}	1.64×10^{-1}	2.12×10^{-1}
SECAS	8.56×10^{-2}	1.25×10^{-1}	1.77×10^{-1}
NORTES	2.34×10^{-3}	9.41×10^{-3}	9.89×10^{-2}

El Riesgo Incremental de cáncer de por vida en las tres épocas de muestreo, señaló que en todos los grupos de edad existió el riesgo potencial de desarrollar cáncer ya que los valores calculados se encontraron por encima de 1×10^{-5} mg/Kg/día.

DISCUSIÓN

SEDIMENTO

A. Concentraciones de HAP por época de muestreo

A.1. Época de Lluvias (noviembre 2003)

La dominancia de HAP de 2 y 3 anillos bencénicos se relaciona a la quema de materia orgánica a baja temperatura, actividades industriales como la petrolera asociada a derrames de hidrocarburos y combustibles refinados (Beyer et al., 2016; Han et al., 2021; Goto, Nakamura, & Nakata, 2021; Liu et al., 2022; Magalhães, et al., 2022); por lo que su presencia en este muestreo se asocia a un aporte reciente en los sedimentos, bien sea por la vía fluvial o atmosférica.

Por compuesto, el fenantreno y el naftaleno son HAP que suelen encontrarse con mayor frecuencia en muestras de agua superficial y subterránea y por esta vía, llegar hasta los sedimentos (Duttagupta et al.; 2020), lo que refuerza la hipótesis de un aporte reciente en el momento (2003). El fluoreno, antraceno y pireno suelen transportarse a través de la adsorción a suelos y aerosoles por escorrentías y aire y depositarse en los sedimentos, y al ser más estables químicamente, su hallazgo puede asociarse tanto a aportes recientes como antiguos.

Por otra parte, la presencia frecuente de compuesto de 4 o más anillos bencénicos se asocia a procesos incompletos de incineración de combustibles fósiles relacionados con el transporte y son particularmente abundantes en el vapor y partículas de los escapes vehiculares (Neff, Stout, & Gunster, 2005).

Dentro de los HAP de 5 anillos bencénicos, resalta la presencia de benzo(a)pireno, asociado a riesgo ecológico de acuerdo a lo reportado en diversos estudios (Arias, et al., 2010; Meng et al., 2019; Mogashane et al., 2020; Han et al., 2021; Lang et al., 2022; Saunders et al., 2022).

Finalmente, el benzo(ghi)perileno (HAP de 6 anillos bencénicos) se encontró sólo en una muestra (9.1%), compuesto asociado a emisiones vehiculares e industriales

(Ravindra, Sokhi, & and Van Grieken, 2008), (Khaled-Khojda, Cheraitia, & Cherif, 2021), (Pand, Suratman, Tay, Tan, & Tahir, 2022).

La distribución espacial de HAP en sedimentos superficiales en lluvias mostrada en la figura 9, responde a la dinámica de las diferentes subcuencas del complejo lagunar que se explica a continuación:

Bajas concentraciones de HAP en lluvias

La parte oeste del complejo lagunar (laguna Quirio, Mar Tileme), parte oeste de la laguna Superior (Playa Vicente) y NE de la Laguna Inferior (río Niltepec)

Laguna Quirio (E-1)

La laguna Quirio presenta escaso intercambio de agua, exceptuando periodos donde el viento ayuda a abrir dos bocazas que comunican a esta subcuenca con el Golfo de México (Zizumbo y Colunga, 1982). En lluvias, también recibe escurrimientos intermitentes del río Tehuantepec producto de desbordamientos locales, por lo que la dominancia de HAP de bajo peso molecular y en bajas concentraciones, se puede asociar a las actividades de carga, descarga y transporte de petróleo y derivados en la zona de Salina Cruz.

Mar Tileme y río Punta de Agua (E-3)

Ambos sitios de muestreo ubicados en la Subcuenca del Mar Tileme. La morfología de esta subcuenca no facilita el intercambio de masas de agua hacia la zona de la cabeza, por lo que al agua en esta región reporta los mayores tiempos de residencia (hasta 12 meses) dentro del todo el complejo lagunar (González, 2020), motivo por el cual fue fueron los sitios donde se encontraron las concentraciones más bajas de HAP en sedimento superficial y donde se registró el menor número de compuestos

La presencia de benzo(a)antraceno en sedimento para estos dos sitios puede inferirse al depósito húmedo de aerosoles que no se degradaron en su totalidad durante el transporte atmosférico (Ojeda-Castillo *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2019; Ray *et al.*, 2019), ya que ambas estaciones son las más cercanas a la Refinería Antonio Dovalí (menos de 20 km) en línea recta.

Playa Vicente (Laguna Superior) E-5

Sitio donde drena un efluente del río de los Perros por donde corren las aguas residuales del poblado de Juchitán y del Distrito de Riego No. 19, por lo que el aporte de estos contaminantes se asocia con escurrimientos fluviales; sin embargo, dadas las bajas cantidades de HAP (menores 100 ng/g) podemos inferir que existe un efecto de dilución cuando una vez que la escorrentía alcanza la laguna, el flujo de las corrientes superficiales va redistribuyendo los contaminantes hacia el centro de la laguna Superior y de ahí, van depositarse paulatinamente por gravedad en los sedimentos (González, 2020).

En este caso, a diferencia de las subcuencas anteriores, se presentaron HAP de 2 a 5 anillos bencénicos, asociados a la descarga de aguas residuales que atraviesan zonas urbanas y agrícolas, donde destaca la presencia de benzo(a)pireno, de interés sanitario por los efectos que ocasiona en la salud ambiental y humana, más aún cuando Playa Vicente es un poblado de pescadores cuyas capturas son para autoconsumo o para venta regional.

Río Niltepec (laguna Inferior) E-7

Fue dentro de las estaciones con bajas concentraciones, la que presentó la mayor cantidad de HAP totales. Los compuestos detectados fueron de dos a cuatro anillos bencénicos (, siendo el fluoreno el de mayor concentración. La presencia de HAP de dos y tres anillos bencénicos se asocian a un aporte reciente vía fluvial ya que son más susceptibles a mecanismos de disolución, desorción y degradación (Montuori *et al.*, 2022). Los tiempos de permanencia de toda la cuenca del río Niltepec es de 8.2 horas de acuerdo al modelado realizado en INEGI (2022), tiempo suficiente para que los HAP más volátiles alcancen la cuenca de la laguna Inferior y se depositen en el sedimento antes de degradarse.

Concentraciones intermedias de HAP en llluvias

Localizadas en la boca de Santa Teresa (Interconexión entre lagunas Superior, Inferior y Mar Tileme E-6).

Es uno de los sitios con la hidrodinámica más particular del complejo lagunar ya que por su ubicación está sometida tanto a la influencia de las aguas de las lagunas Superior e Inferior tanto por la acción del viento, como de las mareas cuando la boca de San Francisco se encuentra abierta (caso de este estudio). Es un sitio donde de acuerdo a la época del año, puede presentar dos particularidades:

- Acumulación por topografía o lavado de sedimentos hacia el mar a través de la estación 10 (boca de San Francisco).
- Formación de un frente halino por el encuentro de aguas salobres y marinas donde se acumula sedimento y se concentran contaminantes entre ambas bocas hasta el próximo evento que desestabilice ese frente.

Durante la época de llluvias, González (2020) reportó que se incrementan las velocidades de las corrientes entre la boca de Santa Teresa y la boca de San Francisco (estación 10) por efecto del aporte de agua continental que va con dirección al mar.

Las concentraciones de HAP en la estación 6 para llluvias se atribuye, por tanto, a la influencia de las descargas de los ríos de la laguna Superior que generan corrientes que drenan con hacia el mar, resuspendiendo sedimentos acumulados durante las otras temporadas del año y redistribuyéndolos en dirección hacia la boca de San Francisco.

Concentraciones altas de HAP en llluvias

Las concentraciones más elevadas de HAP registradas durante la época de llluvias se presentaron en la parte oriental del complejo lagunar (laguna Inferior, laguna Oriental y boca de San Francisco).

Río Niltepec (Duplicado de campo) ´E-7A

Presentó cerca de tres veces mayores cantidades de contaminación por HAP con respecto a la estación 7 (dentro de la primera zonificación).

Las diferencias en las concentraciones de ambas estaciones se atribuyen al flujo dominante de descarga del río Niltepec, debido a que la estación 7A se encuentra más cerca de la desembocadura y hacia el sur de la misma, siguiendo el flujo natural de la escorrentía, en tanto que la estación 7 se ubica hacia el norte de la desembocadura del río, donde la corriente fluvial tiene poca influencia conforme al modelado hidrográfico realizado por INEGI (2022).

Río Ostuta (laguna Inferior) E-8

Es el sitio que durante este muestreo presentó la mayor concentración de HAP.

El río Ostuta es el que presenta la mayor descarga fluvial de todo el complejo lagunar (González, 2020), por lo que es de esperarse que sea el sitio que presenta las mayores concentraciones de HAP en sedimento en la época de lluvias con origen fluvial. Los HAP de bajo peso molecular se asocian a un aporte reciente mientras que los HAP de alto peso molecular [benzo(a)pireno y benzo(ghi)perileno] se asocian a escurrimientos con suelos agrícolas ubicados entre el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec y en la laguna del Mar Muerto en Chiapas, que utilizan agua del río Ostuta para su riego.

Puerto Estero (Interconexión lagunas Inferior y Oriental) E- 9 Y E-9A

Puerto Estero es el canal que comunica a las lagunas Oriental y Occidental con la laguna Inferior. En los años de muestreo (2003-2005) para poder trasladar los productos de pesca desde la boca de San Francisco y el sur de la laguna Inferior hacia los poblados de San Francisco del Mar, San Francisco Ixhuatán o incluso Juchitán, era necesario utilizar lanchas de fibra de vidrio con motor fuera de borda para llegar a tierra firme y de ahí, proseguir por el camino de terracería que bordea el oriente del complejo lagunar.

Las lagunas Oriental y Occidental a diferencia del resto de las subcuencas del complejo lagunar, poseen la hidrodinámica más baja, ya que están bordeadas de barreras de manglar que les protege de la acción del viento por lo que las corrientes generadas son suaves. Puerto Estero se caracterizaba en los años de muestreo por el intenso tráfico de lanchas ya que incluso era posible observar manchas de aceite suspendidas en la superficie del agua, por lo que se infiere que las concentraciones de HAP de estas estaciones durante lluvias se asocian a dicha actividad; se deduce también que la acumulación de estos compuestos está favorecida por la presencia de sedimentos ácidos y poco oxigenados, motivo por el cual los HAP pueden degradarse a una tasa más lenta.

Boca de San Francisco (E-10)

zona de desagüe del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, que, en esta época del año, recibe tanto aguas del complejo lagunar como la acción de las mareas del Golfo de Tehuantepec.

Dada la longitud de la boca en el tiempo del muestreo (400 m), es de esperarse que en la zona se forme algún tipo de "tapón" fomentado por la batimetría y la formación de frente halino que impida el libre intercambio de masas de agua y por tanto, de sedimentos, facilitando la acumulación de HAP hasta que exista un cambio en las condiciones climáticas (por ejemplo, la presencia de un Tehuantepecano) que rompa ese frente halino y permita la exportación de agua y materiales hacia el Golfo de Tehuantepec.

A.2. Época de Secas (abril 2004)

Para esta colecta, se detectaron los 16 HAP prioritarios y a diferencia del muestreo de lluvias, la frecuencia de detección de compuestos por número de anillos bencénicos registró mayor prevalencia de compuestos de 3 a 5 anillos, más resistentes a los procesos de degradación dentro de los ecosistemas acuáticos que tienen a permanecer almacenados más tiempo dentro de los sedimentos.

Aparte del efecto de "concentración" de HAP que es de esperarse en este muestreo, también hay que considerar la acción del viento que puede transportar aerosoles con HAP desde las refinerías de Coatzacoalcos (en el extremo norte del Golfo de

Tehuantepec) y Salina Cruz (Baumgardner *et al.*, 2006; Baumgardner *et al.*, 2006a) y el fetch (distancia en la superficie del agua donde puede soplar el viento sin obstáculos) del complejo lagunar que tiene un papel importante en el aporte, resuspensión y redistribución de sedimentos superficiales.

Resalta para esta colecta, la frecuencia en la cual se detectó el benzo(a)pireno (5 de las 6 muestras analizadas), compuesto frecuentemente relacionado con efectos cancerígenos y teratogénicos en la fauna acuática en fase experimental (Wu, Sun, & Li, 2019; Patel, *et al.*, 2020; Baran *et al.*, 2021; Bateni *et al.*, 2022).

La distribución espacial de HAP en sedimentos superficiales en secas representada en la figura 10, se presentó de la siguiente manera:

Bajas concentraciones de HAP en secas

Se presentaron en la parte oeste del complejo lagunar dentro del Mar Tileme (estación 3) y la laguna Superior (estación 4), asociadas a desembocaduras de ríos.

Mar Tileme (Punta de Agua, E-3)

Frente a este sitio descarga uno de los efluentes del río Tehuantepec, pero cuyo cauce se ha redistribuido en canales de riego, motivo por el cual la escorrentía proviene del deslave de suelos agrícolas que en esta época del año son preparados a través de prácticas como roza-tumba-quema para el siguiente ciclo agrícola. De ahí que en esta época las mayores cantidades de HAP en sedimento superficial esté formada por compuestos característicos de procesos pirolíticos de compuestos orgánicos como lo han reportado diversos autores (Klimkowicz-Pawlas, Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2019; Wu, Sun, & Li, 2019; Dutttagupta *et al.*, 2020; Tanmoy *et al.*, 2021).

Laguna Superior (río de los Perros E-4)

Corresponde a la desembocadura principal del río de los Perros, con la presencia de sólo dos compuestos de 4 anillos bencénicos: pireno y benzo(a)antraceno. La estación 4 comparte una fuente similar de HAP con la estación 3, debido a que los compuestos encontrados se asocian a actividades agrícolas que son habituales en esta época dentro del Distrito de riego No. 19 y pequeñas parcelas comunitarias.

Concentraciones intermedias de HAP en secas

Laguna Superior (Playa Vicente E-5)

En Playa Vicente llegan las aguas residuales generadas en Juchitán, aunque no todos los HAP se asocian enteramente a esta fuente. Playa Vicente es un pueblo de pescadores que utiliza lanchas fuera de borda para realizar sus actividades, de ahí que haya sido posible encontrar en sedimento HAP de dos anillos bencénicos como el Acenaffileno asociado a combustibles. La alta concentración de compuestos de 4 anillos como en criseno puede señalar un origen terrestre (Shilla & Routh, 2018; Montuori *et al.*, 2022). Por otra parte, su isómero benzo(a)antraceno, al se asocia a procesos de combustión incompleta de combustibles o materia orgánica (Budzinski, *et al.*, 1997).

De nueva cuenta para este muestreo se encontró benzo(a)pireno en esta estación, pero en menor cantidad que en lluvias, lo que puede estar relacionado con una mineralización del compuesto en una época donde la temperatura del sedimento y la salinidad favorecen la actividad microbiana (Shiaris, 1989).

Concentraciones altas de HAP en secas

Laguna Quirio (E-1)

Fue la que mayor concentración de HAP totales presentó durante este muestreo. Los HAP de 4 a 6 anillos bencénicos se encontraron en un orden de magnitud por encima de los HAP de 2 y 3 anillos, exceptuando al fluoranteno y el benzo(b)fluoranteno. Compuestos detectados como el benzo(a)pireno, criseno, benzo(k) fluoranteno, dibenzo(ah)antraceno e indeno(123-cd) perileno son conocidos como probables carcinogénicos (Ashayeri y otros, 2018; Meng et al., 2019; Jiang y otros, 2022).

En secas, la columna de agua en la laguna Quirio decrece, aumentando la salinidad y la evapotranspiración, donde incluso llegan a secarse las orillas (tal como sucedió en este muestreo). Se puede inferir que, los HAP en esta época de muestreo son resultado, por un lado, de la sedimentación de materiales suspendidos al disminuir la columna de agua y a la intrusión de vehículos automotores en las zonas secas de la subcuenca que trasladan a pescadores hacia las zonas inundadas de la laguna para continuar con sus actividades de pesca y al tránsito de lanchas pesqueras en las zonas inundadas.

Boca de San Francisco (E-10)

Para esta época del año, la acción del viento es la principal fuente que transporta HAP vía atmosférica al complejo lagunar. Baumgardner y colaboradores (2006) encontraron que, en Salina Cruz, los HAP son de fuentes locales (circulación vehicular y operación de la refinería); estos compuestos se unen a aerosoles (polvo de suelo y sal marina) con tamaños mayores de 5 µm que aumentan en concentración hasta que el calentamiento solar las diluye por mezcla turbulenta. Mientras soplan los vientos del norte durante el día, los aerosoles se dirigen hacia las aguas del Golfo de Tehuantepec, donde se diluyen con el aire marino y se dispersan en una mezcla hasta que, al atardecer (cuando domina la brisa marina) esos aerosoles regresan a tierra, en concentración más baja, pero, las partículas de mayor tamaño tienden a depositarse en seco.

Esta recirculación del aire contaminado puede generar el aporte atmosférico de HAP provenientes de Salina Cruz hacia el complejo lagunar, y en particular en la estación 10, pueden redistribuirse en los sedimentos por las corrientes que se generan entre las bocas de Santa Teresa y San Francisco.

Si bien el estudio atmosférico realizado por Baumgardner y otros (2006) sólo contabilizó HAP unidos a partículas derivados del diésel, esto se asocia particularmente a las concentraciones de Acenafeno y Acenafileno reportadas en este sitio, ya que ambos compuestos han sido identificados como productos de combustión de diésel (McKenzie et al., 2005; Dobbins et al., 2006; Vieira de Souza, Corrêa, & Machado, 2016).

Durante secas, la acción combinada del arrastre de sedimentos por corrientes internas, la resuspensión del lecho sedimentario producida por el fetch del complejo lagunar y el transporte eólico desde Salina Cruz, parece favorecer la concentración de HAP en la estación 10, cuya topografía suele modificarse por azolvamientos generados por los factores mencionados más la fuerza de las corrientes marinas; impidiendo el desalojo de materiales del complejo lagunar y concentrando estos contaminantes en la desembocadura.

Por último, no se puede descartar que el transporte eólico de HAP dentro del complejo lagunar también tenga un origen en el Golfo de México donde se ubica la refinería de Coatzacoalcos, Veracruz y que se encuentra en la zona de paso de los vientos Tehuantepecanos, ya que se ha podido comprobar que los HAP generados en áreas industriales de todo el mundo, pueden viajar por aerosoles a través de grandes distancias (Chen et al., 2018; Miura et al., 2019; Gong & Wang, 2021).

A.3. Nortes (febrero 2005)

De los tres muestreos analizados, el que corresponde a nortes fue el que mayor concentración de HAP tanto totales como por compuesto presentó en sedimentos superficiales, donde los vientos Tehuantepecanos tienen un papel primordial en la resuspensión y redistribución de sedimentos superficiales, pues se ha comprobado que el viento puede tener injerencia directa en este proceso, que se ha demostrado tanto en fase experimental (Guigue, y otros, 2017), como *in situ* (Bancon-Montigny y otros, 2019).

La distribución geoespacial de sedimentos conforme a la zonificación encontrada en la figura 11, fue la siguiente.

Concentraciones bajas de HAP en nortes

Boca de Santa Teresa (Interconexión lagunas Superior, Inferior y Mar Tileme E-6)

En esta región es muy clara la acción de los vientos tehuantepecanos que soplan sobre el Golfo de Tehuantepec, ya que los sedimentos de la laguna Superior son barridos hacia la boca de Santa Teresa y de ahí, la fuerza del oleaje interno de la laguna, los transporta hacia la boca de San Francisco para posteriormente exportarlos hacia el mar. Las bajas concentraciones de HAP en esta estación en comparación con el resto de estaciones analizadas en este muestreo fortalece la idea de "lavado" de sedimentos, que permite "limpiar" parcialmente a la laguna Superior de los HAP que llegan ya sea vía fluvial-pluvial o eólica (brisa diurna y nocturna) a lo largo del año.

Concentraciones Intermedias de HAP en nortes

Laguna Quirio (E-1)

La laguna Quirio para la época de nortes, se encuentra seca en diversas partes y los sedimentos que quedan expuestos son meteorizados bien sea por efecto de la temperatura al desprenderse de los sedimentos (Hiller, Jurkovic, & Bartal, 2008), o por procesos fotolíticos o microbianos, lo cual es más probable en HAP de bajo peso molecular, mientras que los HAP de mayor peso molecular son movilizados por el viento hacia otros sitios.

Laguna Superior (Plava Vicente E-5 y E-5A)

Las estaciones 5 y 5A a lo largo del año reciben las aguas residuales de Juchitán; pero en nortes, la acción de los vientos Tehuantepecanos puede resuspender los sedimentos superficiales y redistribuirlos de acuerdo a la intensidad y dirección del oleaje interno que se ve intensificado con los eventos de "norte",

Boca de San Francisco (E-10A)

Este sitio como se mencionó anteriormente, suele acumular materiales sedimentarios al ser la zona de interconexión entre el complejo lagunar hacia el Golfo de Tehuantepec.

Barra de Santa Teresa (E-11)

Esta barra representa la primera barrera física del viento que sopla sobre la laguna Superior, siendo el límite del fetch de la laguna Superior y, por tanto, sitio de

acumulación natural de sedimentos, antes de ser drenados paulatinamente por la boca de Santa Teresa, la boca de San Francisco y abandonar el complejo lagunar hasta el Golfo de Tehuantepec. La hidrodinámica de la laguna Superior indica que independientemente de que se presenten lluvias o no, la dirección del viento y las corrientes acarrearán los sedimentos hacia la barra de Santa Teresa, donde se depositan.

Concentraciones altas de HAP en nortes

Mar Tileme (Punta de Agua E-3)

La estación 3 en nortes presentó resuspensión de sedimentos mediada por los Tehuantepecanos dado las bajas tasas de intercambio de masas de agua en esta parte del complejo lagunar (Cromwell, 1984 y González 2020), así como al aporte atmosféricos de HAP y la depositación de aerosoles, ya que como se ha explicado anteriormente, los HAP de mayor cantidad en este muestreo, se asocian a procesos pirolíticos industriales y de circulación vehicular (benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y benzo(ghi)perileno. Por otro lado, la existencia de HAP de bajo peso molecular se asociaron al tránsito de pequeñas embarcaciones de motor, aunque su contribución a la concentración total de HAP en esta estación es poco importante.

Boca de San Francisco (E-10)

Para nortes, las concentraciones de HAP en la estación 10, al igual que su contraparte (E-10A) se infiere resulta del transporte de sedimentos inducido por el viento de todo el complejo lagunar y que por cuestiones topográficas (erosión-acreción), son exportados parcial o totalmente hacia el mar cuando la boca se encuentra abierta.

Puerto Estero (Interconexión lagunas Inferior y Occidental)

La existencia de HAP en las estaciones 9 y 9A se relaciona tanto con él con tránsito de lanchas y vehículos para el transporte de los productos pesqueros, así como la acumulación natural de sedimentos contaminados con HAP transportados por corrientes o viento. ya que en la zona se encuentra el mejor bosque de manglar del complejo lagunar.

Desde el punto de vista pesquero, las lagunas Oriental y Occidental son dentro del complejo lagunar, los sitios donde se presenta el mayor porcentaje (97%) de pesca artesanal de camarón debido a las condiciones favorables para su desarrollo (Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012), por lo que la existencia de HAP de alto peso molecular (de acuerdo al número de anillos bencénicos) representa un riesgo latente por bioacumulación para las especies bentónicas y de escama con potencial tóxico para la salud humana, aspecto que se abordará más adelante.

B. Comparación de distribución estacional de HAP en sedimento.

B.1. Comparación por número de anillos entre muestreos

Es posible inferir en los tres muestreos que los HAP de 2 y 3 anillos provienen de las descargas fluviales, de precipitación pluvial y de aportes directos con fecha reciente a su cuantificación ya que, si bien pueden transportarse tanto en fase gaseosa como particulada, también son susceptibles a degradarse más rápidamente por diversos

procesos fisicoquímicos en su trayecto hasta alcanzar los sedimentos (Lawal, 2017; Hussain, y otros, 2018; Elzein, y otros, 2020).

En contraparte, los HAP de 4 a 6 t anillos bencénicos tienen mayor persistencia, ya que sus valores de K_{ow} y K_{oc} favorece su hidrofobicidad y adhesión a materiales orgánicos (Adenji, Okoh, & Okoh, 2017; Patel *et al.*, 2020), por lo que tienden a permanecer un mayor tiempo en los sedimentos antes de ser degradados y a pesar de encontrarse en los tres muestreos, en secas y nortes fueron los HAP dominantes. Se estima que tanto los aportes fluviales como atmosféricos son la fuente básica de este tipo de HAP al ecosistema, sin embargo, el viento tiene un papel importante en la resuspensión y redistribución de HAP en sedimentos.

B.2 Comparación de distribución de compuestos entre muestreos

El mismo comportamiento registrado por el número de anillos se notó por compuesto, ya que, si bien en lluvias se encontró predominio de HAP como naftaleno, fluoreno, fenantreno y antraceno, para secas y nortes dominaron compuestos como el benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y benzo(ghi)perileno; indicando un origen diferenciado tanto por vía fluvial y depositación húmeda (lluvias) como vía atmosférica, depositación en seco y resuspensión (secas y nortes).

El análisis estadístico de la Tabla 11, indicó que la composición de HAP en nortes no puede asociarse del todo a fuentes puntuales identificadas, lo que apoya la teoría de resuspensión de HAP del lecho sedimentario que son redistribuidos y un aporte atmosférico de fuentes difusas mientras que en lluvias y secas sí hay una cierta dependencia de la cantidad de HAP con los sitios asociados a fuentes puntuales.

Si bien el complejo lagunar se considera tiene una buena oxigenación lo que ayuda a una más rápida degradación de HAP (Rowe *et al.*, 2020), las estaciones 9 y 9A por la presencia de manglar mejor conservado del complejo lagunar (Tovilla *et al.*, 2018), tienen a acumular mayores cantidades de HAP que puede exacerbarse con el cierre de la boca de San Francisco, y tener implicaciones potenciales de afectación ecológica y de salud humana para la fauna acuática y los pueblos originarios que se sustentan de estos ecosistemas.

B.3 Comparación entre estaciones para los tres muestreos

Si bien el comportamiento de las medianas de la concentración de HAP en los tres muestreos se asociaron a zonas de descargas fluviales de manera individual, las mayores concentraciones totales de HAP en el trío de colectas se localizaron en la laguna Oriental (estaciones 9 y 9A, Puerto Estero) y al Sur (estación 10 y 10A, boca de San Francisco), donde hay tendencia a la acumulación de sedimentos contaminados por HAP por factores ecológicos (bosque de mangle) y batimétricos (desembocadura del complejo lagunar).

El análisis estadístico de la Tabla 13 señaló que las diferencias entre los muestreos de lluvias y nortes, por lo que las variables ambientales que regulan las concentraciones de HAP en sedimento son distintas.

Las lluvias tienen un comportamiento estacional en esta región; mientras que el viento se presenta a lo largo del año, pero con una dinámica diferenciada de acuerdo a lo reportado por Flores (2011), que comprende dos etapas:

- a) En lluvias dominan los vientos del sureste que promueven la actividad ciclónica, mientras que los vientos del norte son débiles.

En esta época del año, es de esperarse que domine el aporte terrígeno de sedimentos con HAP vía fluvial y depositación húmeda de aerosoles contaminados con estos compuestos ocurre sólo en una etapa del año específica (lluvias) por lo que tienen poca influencia en la hidrodinámica del complejo lagunar en el ciclo anual ya que los aportes de distribuyen cerca de las fuentes puntuales.

- b) Durante secas y nortes, la circulación anticiclónica favorece la presencia de vientos intensos de periodos cortos (Tehuantepecanos) capaces de crear surgencias. En particular estos eventos, junto con el embate de huracanes y tormentas tropicales, tienen el potencial de mezclar las masas de agua del complejo lagunar, resuspendiendo los sedimentos y redistribuyéndolos conforme la dirección del oleaje generado, cuya intensidad estará dada por la duración del evento.

En secas y principalmente en nortes, el aporte de HAP al complejo lagunar es dominado por el transporte atmosférico y depositación en seco de aerosoles, así como por la resuspensión y redistribución de sedimentos con HAP almacenados.

El peso de otras fuentes puntuales (tránsito de embarcaciones pesqueras, quema de residuos orgánicos y/o basura), si bien suma a las variables mencionadas, tienen poca contribución global.

La zonificación de distribución de las medianas de HAP en sedimentos superficiales en los años 2003 – 2005, esquematizada en la figura 12, se puede explicar en la siguiente forma:

Concentraciones bajas de HAP

Establecida en sitios relacionados a las zonas de descargas de ríos y canales de irrigación de terrenos agrícolas; estaciones 2 y 3, 5, 7 y 7A, 8), con dominancia de aporte terrígeno a través de escorrentías.

En esta zonificación también se encuentran las estaciones de Puerto Estero (estaciones 9 y 9A), que, a diferencia de los sitios antes mencionados, no recibe aportes fluviales de manera directa, lo que favorece el crecimiento y reproducción de diversas especies ya que cuenta con las condiciones hidrológicas y de productividad primaria para ello (Tapia-García et al., 1995; Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen & Serrano-Guzmán, 2012; Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez, 2013), así como el depósito de materiales orgánicos con HAP que quedan atrapados en el lecho sedimentario. Si bien es cierto que, en las estaciones 9 y 9A algunos HAP tuvieron concentraciones totales elevadas en los tres muestreos, la mediana global indica que, dichos compuestos pueden asociarse al tránsito de pequeñas embarcaciones motorizadas por la dominancia de compuestos de dos y tres anillos bencénicos.

La boca de Santa Teresa (estación 6) también se ubica en esta zonificación y al ser el área de descarga de agua y sedimentos de la subcuenca de la laguna Superior, la fuerza del viento y las corrientes internas permiten desalojar gran parte de los sedimentos hacia la boca de San Francisco, por lo que la mediana de las concentraciones de HAP en este sitio se presentó baja durante el periodo de muestreo.

Finalmente, en este grupo se ubica la laguna Quirio (estación 1) que es la única subcuenca dentro del complejo lagunar que no intercambia agua con las otras subcuencas lagunares. Esta subcuenca puede actuar eventualmente como una "trampa" de HAP ya que los procesos de evaporación y llenado asociados a las etapas climáticas, resuspenden y redistribuyen sedimentos a lo largo y ancho de la subcuenca mientras no exista un fenómeno hidrometeorológico extremo (inundaciones, huracanes) que amplíe el tamaño de las bocazas y/o que vierta las aguas de mayor permanencia por aguas nuevas.

Lo anterior es importante sobre todo para los pobladores de San Mateo del Mar ya que dentro de la laguna Quirio se pescan algunas especies de escama y camarón, por lo que la acumulación potencial de HAP aquí representan tanto un riesgo ecológico como de salud humana.

Concentraciones intermedias de HAP

La acumulación de HAP en la estación 11 se asocia a la acción del viento que actúa sobre el fetch de la laguna Superior que generalmente es mayor de 10 km (Cromwell, 1984). Los vientos que soplan de forma constante en la laguna Superior, transportan por corrientes y oleaje los sedimentos hacia la zona sur del complejo lagunar buscando la desembocadura hacia el Golfo de Tehuantepec, pero que, en gran medida, quedan atrapados en este sitio antes de ser exportados de la subcuenca.

La boca de San Francisco es el punto final de descarga de las aguas del complejo lagunar hacia el Golfo de Tehuantepec. Esta zona está sometida al embate constante del viento y corrientes costeras donde ambos factores transportan grandes cantidades de sedimentos por lo que se presentan episodios de azolvamiento que provocan el cierre de la boca, lo que repercute en la composición química del complejo lagunar y lo rendimientos pesqueros de las diversas especies que son aprovechadas.

La boca de San Francisco, de acuerdo a la circulación interna del complejo lagunar descrito por González (2020), recibe primero las aguas provenientes de la laguna Inferior (con su respectivo intercambio de masas de agua con las lagunas Oriental y Occidental) y en segundo orden de importancia, las aguas de la laguna Superior; si a esto se suma la intrusión de la marea proveniente del Golfo de Tehuantepec, se espera que aún en episodios de boca abierta (como durante este estudio), la probabilidad de acumulación de HAP en este sitio sea de las más elevadas dentro del complejo lagunar por la imposibilidad de intercambiar las masas de agua en una tasa tal que permita lavado constante de sedimentos hacia el ambiente oceánico.

En los dos sitios, existe un riesgo latente de azolvamiento por la batimetría que los perfila por la cantidad de sedimentos que son transportados y acumulados al no desalojarse por completo. Por tanto, el azolvamiento de las estaciones 11, 6 y 10 significa un factor de riesgo por acumulación de contaminantes, lo que se agrava si las bocas de Santa Teresa y San Francisco se cierran y se interrumpe el intercambio de las aguas salobres con las aguas marinas.

Concentraciones altas de HAP

Las estaciones 4 y 5 se asocian a descargas fluviales recibiendo tanto aguas residuales agrícolas como residuales urbanas, respectivamente, con aportes estacionales (estación 5) y a lo largo del año (estación 5); además de que la estación 5 también se generan aportes puntuales de menor escala asociados al tránsito de lanchas pesqueras de la gente de Playa Vicente; y es en este sitio de fuentes puntuales

identificadas, donde se presentan las mayores medianas de HAP en sedimentos superficial del periodo muestreado.

Como punto final a la distribución de HAP en sedimento superficial del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, cabe mencionar que los valores de los duplicados de campo de algunas estaciones (5, 7A y 10A) no coincidieron con los valores de las medianas de la zonificación descrita con su contraparte, lo cual puede relacionarse a la heterogeneidad del lecho sedimentario, ya que las concentraciones de HAP dependen de diversos factores como batimetría, tamaño de grano, composición de materia orgánica, comunidades bacterianas, entre otros, que no fueron evaluadas en este estudio.

Con respecto a la relación de las concentraciones de HAP en sedimento superficial de otros estudios elaborados en el Golfo de Tehuantepec (Tabla 14), no es posible hacer una comparación adecuada entre estudios por la variedad de factores asociados a objetivos, área y diseño de muestreo, periodicidad de colectas, enfoques metodológicos y reporte de resultados, donde sí se presenta similitud, es que las mayores cantidades de HAP en sedimento se han reportado en zonas cercanas de fuentes puntuales, como por ejemplo, el vertimiento de aguas residuales e industriales en la bahía de Ventosa y cuerpos de agua adyacentes a las playas del Golfo de Tehuantepec (Botello et al., 1995, 1998; Veneroni et al., 1999; González-Macías et al., 2007, Salazar-Coria, 2008 y González-Lozano et al., 2010) o a zonas de derrames de hidrocarburos (Iturbe et al., 2007), y derrame de diésel (Salazar-Coria, Amezcua-Allier, Tenorio-Torres, & González-Macías, 2007).

El Estudio de Salazar-Coria et al., (2007), posterior a este estudio que brinda información de HAP en la ribera oeste de la laguna Superior, tampoco puede compararse del todo con las concentraciones de HAP en sedimento reportados en este documento, debido que su objetivo estuvo enfocado en los efectos espacio-temporales de una fuente puntual en específico sin embargo, existe coincidencia con lo descrito en este manuscrito, en el sentido de que combustibles como el diésel presentan HAP de 2 y 3 anillos bencénicos en su composición.

Debido al aislamiento geomorfológico que presenta el complejo lagunar con la bahía de la Ventosa y la dirección de la corriente litoral del Golfo de Tehuantepec (usualmente hacia el NW que suele ser interrumpida por los Tehuantepecanos), la probabilidad de que el vertimiento de aguas residuales de la Refinería influya en la concentración de HAP en el complejo lagunar es muy baja en comparación con los HAP reportados en este estudio, aunque es de esperarse cierta influencia de las mareas provenientes del Golfo de Tehuantepec en la zona de la boca de San Francisco.

D. Porcentaje de carbono orgánico por muestreo en sedimento.

Debido a la naturaleza fisicoquímica de los HAP, es conocida su afinidad al material orgánico (Emmenegger, 2006; Guigue et al., 2017; Baran et al., 2021; van der Meer et al., 2022), por lo que el comportamiento del carbono orgánico en sedimento superficial en las épocas de muestreo, se describen a continuación.

C.1. Carbono orgánico en sedimento superficial en Lluvias (noviembre 2003)

La distribución espacial de CO en lluvias mostrada en la figura 13 mostró la siguiente zonificación de acuerdo a los porcentajes cuantificados de este parámetro.

Valores bajos de carbono orgánico.

Encontradas en la estación 1 (laguna Quirio) y la estación 3 (río Punta de Agua) al sureste del complejo lagunar (en tonos verde claro). Ambas estaciones se ubican en una región donde el intercambio de masas de agua es muy limitado y no existen aportes directos de escorrentías, por lo que en lluvias aumenta el nivel de la columna de agua por precipitación, lo que favorece la oxigenación de estas subcuencas y activa la degradación de los materiales orgánicos depositados en los sedimentos.

Otra estación en esta zonificación es la 7 (río Niltepec) al norte de la laguna Inferior, asociada a una descarga fluvial; sin embargo, por su posición más al norte de la descarga principal el arrastre de materiales terrígenos no alcanza esta zona, pero los materiales orgánicos pueden ser oxidados al aumentar la cantidad de nutrientes que fomentan la actividad bacteriana.

Valores intermedios de carbono orgánico.

Se observaron en el norte de la laguna Oriental (estación 8, río Ostuta) y al sur del complejo lagunar (boca de San Francisco), en tono verde medio.

El carbono orgánico de la estación 8 se asocia al aporte fluvial del río Ostuta, que de acuerdo a lo reportado por González (2020), es uno de los afluentes con mayor gasto dentro del complejo lagunar. En contraparte, el valor documentado en la boca de San Francisco se relaciona con el desagüe de las masas de agua de todo el complejo lagunar

La topografía de la boca de san Francisco es dinámica con períodos de azolve y desazolve que responde a la interacción agua-atmósfera de la región por diversos factores. En cualquier escenario, la boca no presenta las condiciones de profundidad y apertura suficiente para permitir la exportación masiva de materiales orgánicos hacia el océano, además de que en la época de lluvias puede generarse un frente halino que también disminuya el transporte de materiales fuera del complejo lagunar, por lo que tienen a acumularse, resuspenderse, oxidarse en parte y eventualmente abandonar el sistema hacia el mar.

Valores altos de carbono orgánico.

Se ubicaron en las zonas de color verde oscuro, que se caracterizan por:

1. Presentar escurrimientos fluviales importantes tanto intermitentes como estacionales (estaciones 5, Playa Vicente y estación 7A río Niltepec), oeste de la Laguna Superior y norte de la laguna Inferior.
2. Condiciones hidráulicas más estables (estación 2 Mar Tileme y estaciones 9 y 9A Puerto Estero).
3. Topografía (estación 6 boca de Santa Teresa)

Las estaciones 5, 5A y 7A están asociadas a escurrimientos que proceden tanto de poblaciones aguas arriba (Juchitán, Niltepec) como de suelos agrícolas, por lo que se espera que los porcentajes de CO sean particularmente elevados en esta época del año.

Por otra parte, el Mar Tileme (estación 2) y las lagunas Oriental y Occidental (estaciones 9 y 9A) son subcuencas con poco movimiento de masas de agua, por lo que existe la tendencia a la acumulación de CO y las tasas de oxidación suelen ser más bajas que las presentadas en el resto del complejo lagunar dadas las condiciones ambientales

(He, et al., 2016), como temperatura, salinidad y oxígeno disuelto que ha permitido distinguir distintas masas de agua en este ecosistema (INGESA, 2008). La mineralización de estos materiales a la vez, permite una alta productividad primaria que favorece la presencia de diversas especies bentónicas y pelágicas que son aprovechadas por los pobladores de la región (Bozada R., 2003).

Finalmente, la boca de Santa Teresa es el punto de desagüe de la laguna Superior, que en esta época del año recibe las descargas de diversos ríos; las corrientes generadas por el flujo de agua se dirigen hacia la boca de Santa Teresa, pero su amplitud es menor a la boca de San Francisco (aproximadamente la mitad en longitud en la fecha del muestreo), motivo por el que los sedimentos se acumulan con mayor frecuencia en este sitio antes de exportarse hacia la zona de la boca de San Francisco, de ahí que en esta zona, se hayan encontrado porcentajes elevados de CO en este muestreo.

C.2. Carbono orgánico en sedimento superficial en Secas (abril 2004)

Se registró un aumento en el contenido de CO con respecto a los valores registrados durante lluvias, a la par que la evapotranspiración de la región afecta a subcuencas como Quirio y Mar Tileme de manera importante, disminuyendo la profundidad de la columna de agua, que genera un efecto de concentración de materiales orgánicos en el lecho sedimentario.

La distribución de carbono orgánico en secas conforme a lo indicado en la figura 14, presentó la siguiente zonificación:

Valores bajos de carbono orgánico.

Localizada en la parte centro-sur y este del complejo lagunar (estaciones 9 y 10).

La estación 9 es un sitio de acumulación natural de materiales húmicos generados y conservados por los bosques de manglar que rodean el sitio y ante la falta de lluvias; sin embargo, continúa la mineralización aprovechando el abastecimiento de nutrientes que aún queda disponible.

Con respecto a la estación 10, la acción del viento en conjunto con las corrientes y mareas son responsables de los bajos contenidos de carbono orgánico encontrados en comparación con el resto de estaciones para este muestreo, ya que se trata de aguas bien oxigenadas que degradan los materiales orgánicos a buena velocidad.

Valores intermedios de carbono orgánico.

En la ribera oeste de la laguna Superior (estaciones 4 y 5). Son sitios asociados a la descarga de aguas residuales tanto de zonas agrícolas como urbanas que son vertidas en la laguna Superior sin tratamiento previo.

La mineralización de CO no es tan eficiente a pesar encontrarse en la región del fetch de la laguna Superior quizá porque las tasas de acumulación parecen sobrepasar la capacidad de degradación tanto mecánica como biológica de los materiales orgánicos en la región.

Valores altos de carbono orgánico.

Ubicados en la cabeza del Mar Tileme (estación 3) y la Laguna Quirio (estación 1). Los contenidos más elevados de CO en este muestreo se registraron en las subcuencas del complejo lagunar donde los efectos de evapotranspiración son más pronunciados, ya que, a pesar de recibir la acción del viento de manera directa, la disminución de la columna de agua, hace que los materiales orgánicos se resuspenden en el espacio disponible, por lo que eventualmente se acumulan hasta que un evento permite el intercambio de aguas permita una dispersión y una mineralización adecuada.

C.3. Carbono orgánico en sedimento superficial en Nortes (febrero 2005)

En esta temporada se encontró el menor contenido de CO registrado en el complejo lagunar, asociado a la presencia de vientos Tehuantepecanos que pueden remover el material orgánico de los sedimentos (Guigue, y otros, 2017; Bancon-Montigny y otros, 2019).

La distribución espacial en nortes, mostrada en la figura 15 tuvo asociada a la hidrodinámica de las diferentes subcuencas del complejo lagunar:

Valores bajos de carbono orgánico

En la subcuenca de la laguna Superior (estaciones 5, 5A: Playa Vicente) y su boca (Estación 6: boca de Santa Teresa),

Esta subcuenca recibe el embate directo de los vientos Tehuantepecanos, por lo que la agitación de las masas de agua, por un lado, oxigena el lecho sedimentario y por otro lo resuspende. En este muestreo es cuando se encontraron las cantidades más bajas de CO en este estudio.

Valores Intermedios de Carbono orgánico.

Registrados en las estaciones en la desembocadura hacia el Golfo de Tehuantepec (Estaciones 10 y 10A: boca de San Francisco).

La barra de San Francisco es el punto último de descarga del complejo lagunar hacia aguas marinas y sitio donde suelen quedar atrapados los sedimentos que por arrastre hidráulico y eólico siguen ese trayecto de forma natural. La acción de los vientos del norte favorece la exportación de materiales orgánicos fuera del complejo lagunar cuando la boca está abierta.

Valores altos de carbono orgánico.

Se localizaron en las estaciones 1 (laguna Quirio), 3 (río Punta de Agua) 9 y 9A (Puerto Estero) y 11 (barra de Santa Teresa).

Como ocurrió en los muestreos anteriores, las estaciones 1, 3, 9 y 9A tienen las condiciones hidráulicas adecuadas para la acumulación de materiales orgánicos en sedimento.

Por último, la barra de Santa Teresa (estación 11) es el primer físico que tiene el fetch de la laguna Superior, por lo que es el sitio de acumulación de aquellos sedimentos que no alcanzan a desalojar la subcuenca de la laguna Superior.

D, Comparación de distribución espacial y estacional de CO en sedimento superficial

Si bien en este estudio no se analizó la composición granulométrica, el poco movimiento de las masas de agua en subcuencas semicerradas (laguna Quirio [estación 1] y Mar Tileme [estaciones 2 y 3]) y con presencia de manglar (Puerto Estero: estaciones 9 y 9A) permite suponer que los sedimentos presentes son de grano fino, más propensos a adsorber materiales orgánicos que son acumulados y lentamente mineralizados.

Las estaciones ubicadas en las subcuencas de las lagunas Superior e Inferior [estación 4 (río de los Perros) 5, 5A (Playa Vicente) 7 y 7A (Nilttepec) y estación 8 (río Ostuta)] asociadas a escurrimientos fluviales, así como las zonas de interconexión entre cuencas Boca de Santa Teresa [estación 6], boca de San Francisco [estación 10 y 10A] y barra de San Francisco [estación 11] se caracterizan por tener flujo turbulento temporalmente o a lo largo del año lo que permite inferir que los sedimentos al ser más gruesos tienden a adsorber menor cantidad de materiales orgánicos y que son movilizados/degradados más rápidamente.

El análisis estadístico de la Tabla 15. indicó que sí existieron diferencias significativas en el contenido de CO por estación en los muestreos de lluvias y secas, es decir, la cantidad de CO encontrada no está sujeta a las características de las estaciones; por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre las colectas de lluvias y nortes y la de secas y nortes que se puede explicar por la sucesión climatológica como se describe a continuación.

La sucesión climática del complejo lagunar es:

Lluvias – julio a octubre - noviembre

Nortes: Noviembre a marzo - abril

Secas: febrero a junio

La diferencia entre las estaciones de lluvias y secas mostradas por el análisis estadístico puede inferirse de acuerdo al siguiente proceso de sucesos:

El CO que llega en lluvias vía fluvial es removido por el viento en nortes (mineralizando el CO parcialmente) y por el movimiento de masas de agua se redistribuye en las distintas subcuencas del complejo lagunar antes de asentarse de nuevo en el sedimento en secas donde se acumula, hasta que de nuevo es resuspendido por la entrada de agua dulce en el siguiente ciclo de lluvias; de ahí que la mediana del contenido de CO en sedimentos durante lluvias es completamente distinta que la registrada en secas. Estas diferencias entre concentración y distribución de HAP en distintas épocas climáticas ha sido previamente documentada en estuarios que están sujetos a la acción de frentes fríos o por fenómenos hidrometeorológicos extremos como huracanes capaces de remover sedimentos superficiales hacia la columna de agua (Bancon-Montigny *et al.*, 2019; Camargo *et al.*, 2021; Schmidt, Dellapenna, & Lin, 2021).

El análisis de la mediana de los contenidos de CO en las tres épocas de muestreo, indicó que las medianas de lluvias y nortes es la misma, aunque con mayor dispersión de valores en nortes, mientras que la mediana de secas es mayor con una dispersión de datos más reducida (ver Anexo B 5). Este comportamiento de contenido de CO en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec sugiere que, durante la época de lluvias y de nortes, se presenta la mineralización de los materiales orgánicos por aumento de la actividad microbiana gracias a los nutrientes aportados por las escorrentías y por la oxigenación con el movimiento de las masas de agua por el viento, mientras que para

secas se presenta una acumulación de CO en sedimentos superficiales dado que la tasa de mineralización disminuye considerablemente.

La distribución espacial de la mediana de CO en los tres muestreos en la figura 16, presenta la siguiente zonificación.

Contenido bajo de carbono orgánico

Se relaciona con las zonas de descargas de ríos (estaciones 5A, 7 y 8) y con zonas de desagüe de subcuencas (estaciones 6 y 10A), donde la característica compartida es la presencia de flujos turbulentos que por un lado permiten la separación del CO del sedimento (Valdés-Villaverde, 2019) y por otra disolución por resuspensión donde juega un papel importante la temperatura y la salinidad (He *et al.*, 2016).

Contenido intermedio de carbono orgánico

Las estaciones 2 y 3 se ubican en una subcuenca con menor movimiento de masas de agua (Mar Tileme) con temperaturas entre 27 -30 ° C y salinidades de hasta 55.32 ups (INGESA, 2008) factores que pueden alterar la geoquímica de los sedimentos favoreciendo la acumulación de carbono orgánico en materiales finos (He, *et al.*, 2016).

Las estaciones 5 y 7A se asocian a desembocaduras de ríos, sin embargo, tuvieron valores un poco más elevados que sus duplicados de campo, lo que puede deberse a la heterogeneidad del lecho sedimentario y a su ubicación con respecto a las descargas fluviales a la que están coligadas.

Las estaciones 9 y 9A se ubican en la subcuenca de la laguna Oriental que se encuentra protegida por manglares, por lo que sedimentos tienden a ser finos y a acumular una mayor cantidad de CO que es mineralizado paulatinamente de acuerdo a las condiciones redox del lugar (Kida & Fujitake, 2020).

Finalmente, en esta zonificación se incluye la estación 11 (barra de San Francisco) zona de acumulación natural de los sedimentos de la Laguna Superior que son arrastrados hacia la boca de Santa Teresa. Esta acumulación hace que el CO se mineralice de manera parcial sobre todo en la parte más superficial.

Contenido alto de carbono orgánico

La laguna Quirio es un sitio que, si bien no recibe aportes de CO de manera directa, los materiales orgánicos que contiene tardan en degradarse por la poca oxigenación y el pobre movimiento de masas de agua que se asocian a las fluctuaciones de la tabla de agua, que se acentúa en secas.

La estación 4 (río de los Perros) si bien tiene un flujo estacional, por él fluyen aguas residuales del Distrito de Riego No. 19, ricas en materiales orgánicos de tierras agrícolas que tienden a acumularse en la desembocadura alrededor del manchón de manglar presente, donde la acidificación y poca oxigenación no facilita la degradación de CO. Este sitio, fue el que presentó la mayor mediana en el contenido de CO dentro del complejo lagunar.

El Contenido de CO en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec se considera bajo respecto a otros cuerpos lagunares mexicanos, tanto de la costa del Golfo de México como el Pacífico y el Caribe, ya que la hidrodinámica generada por la acción

de los Tehuantepecanos favorece la degradación del CO por mecanismos físicos, químicos y geoquímicos (He *et al.*, 2016) en una tasa que no se presenta en otras lagunas costeras dentro de la República Mexicana, de acuerdo a lo descrito en la Tabla 16.

E. Relación de HAP con Carbono orgánico en sedimento

E.1. Comparación de concentración de HAP y contenido de carbono orgánico.

La estadística entre las medianas de HAP y CO por estación de la tabla 17, indicó diferencias significativas entre ambos parámetros para las diferentes estaciones en distintas épocas estacionales. Esta situación ha sido reportada en otros estudios (Farias, *et al.*, 2008; Cavalcante *et al.*, 2009; Raza *et al.*, 2013), donde se comenta que la asociación entre ambos parámetros es evidente en sitios altamente contaminados (más de 2000 ng/g de HAP conforme a lo registrado por Simpson *et al.*, [1996]), y que parece estar mediada por el tipo de sustrato y el poco contenido de CO, situación que no ocurre en este ecosistema, de ahí la diferencia entre la asociación de ambos parámetros.

Por otra parte, el análisis estadístico de la Tabla 18 que compara las medianas de HAP y CO, confirma de nuevo la no relación entre ambos parámetros.

Como se observa en la figura 16, los valores de HAP y CO en los muestreos de lluvias y nortes presentan una relación inversa: a mayor acumulación de HAP, menor proporción de CO, lo que sugiere que las escorrentías en lluvias no es la vía más importante de entrada de HAP al complejo lagunar, sino que es sustituida por el viento y los aportes puntuales por la circulación de pequeñas embarcaciones; y por otro lado, el CO entra al complejo lagunar vía fluvial preferencialmente y de ahí se distribuye a lo largo de las distintas subcuencas con corrientes y mareas mediadas principalmente por el viento.

Diversos estudios que han establecido la relación entre HAP y CO tanto en suelos como en sedimentos (Accardi-Dey & Gschwend 2002; Han *et al.*; 2015; Ukalska-Jaruga, Sreczak, & Klimkowicz-Pawlas, 2019; Baran *et al.*, 2021) donde han determinado distintas fracciones de materia orgánica (ácidos húmicos y fúlvicos, carbono negro, hollín, entre otros) y han encontrado que los HAP tienen afinidad diferenciada a ciertos materiales orgánicos que no fueron calculados en este estudio, ya que el CO aquí calculado se refiere únicamente a la fracción fácilmente oxidable, que puede ser una de las razones por las cuales no se encontró asociación entre ambos parámetros.

El desprendimiento de HAP del carbono orgánico también ha sido reportado por Rockne, *et al.*, (2002) y Shor y otros, (2003) y que se relaciona con el envejecimiento de los sedimentos (disminución de la superficie orgánica a la cual se adhiere el HAP con el aumento del tiempo de contacto entre ambos) y con las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos. En sedimentos finos, los HAP de 2 a 4 anillos bencénicos tienden a liberarse más fácilmente que los HAP de 5 y 6 anillos. Los HAP liberados se incorporan al agua intersticial de forma disuelta o formando complejos HAP-MOD (MOD = Materia Orgánica Disuelta); mientras que, en sedimentos de mayor tamaño, los HAP pueden difundirse a través de los materiales orgánicos contenidos y sepultarse hasta donde haya fracciones más finas a las cuales poder adherirse.

Si bien los resultados de este estudio permiten inferir que las concentraciones de HAP dentro del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec no están asociadas al

contenido de CO fácilmente oxidable, la ausencia de datos ambientales complementarios (composición fisicoquímica de sedimentos, fracciones adicionales de materia orgánica, evaluación de agua intersticial, cinética de separación de HAP-CO en ambientes altamente dinámicos, entre otros) no permiten determinar el factor que regula la asociación entre ambos parámetros, por lo que se recomienda que en estudios subsecuentes, se profundice este aspecto.

E.3 Comparación espacial de las medianas de la concentración de HAP y contenido de Carbono orgánico en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por época de muestreo.

Por la figura 20, es posible observar tres zonificaciones relacionadas con la mediana de concentración de HAP y contenido de CO que describe a continuación.

Zonificación 1 (medianas menores de HAP, mezcla de medianas de CO).

Conformada por el suroeste del complejo lagunar [Laguna Quirio (estación 1), Mar Tileme (estaciones 2 y 3)], norte de la laguna Inferior (estación 7) y Oeste del complejo lagunar [laguna Oriental (estaciones 8, 9 y 9A)].

Todos estos sitios se caracterizan por tener poco intercambio de masas de agua por factores geomorfológicos y climáticos, donde las cantidades de HAP varían de una época climática a otra de acuerdo al factor ambiental dominante y a la intensidad y frecuencia de fuentes puntuales y donde el CO suele degradarse con menor velocidad.

Zonificación 2 (medianas intermedias de HAP y CO).

Ubicada entre la barra de Santa Teresa (estación 11) al sur de la laguna Superior, la desembocadura de la laguna Superior (estación 6) así como la desembocadura del complejo lagunar (estación 10ª).

Esta zonificación a diferencia de la primera, se identifica por tener un intenso intercambio de masas de agua tanto salobres como por factores como el viento, las corrientes internas del complejo lagunar y el transporte litoral de la costa del Golfo de Tehuantepec, que transportan los sedimentos superficiales hacia sus desagües naturales. En este caso, los HAP almacenados en los sedimentos superficiales de las lagunas Superior, Inferior, Oriental y Occidental son removidos hasta estos puntos y durante su traslado, la resuspensión de sedimentos y la oxigenación de las aguas y el flujo turbulento degrada el contenido de CO y separa las moléculas de HAP adheridas al CO. También es de esperarse que, por la hidrodinámica de estos sitios, los sedimentos tiendan a ser gruesos y, por tanto, retengan menores cantidades de CO, mas no así de HAP que pueden estar asociados a otras fracciones de materia orgánica no determinadas en este estudio.

Zonificación 3 (medianas altas de HAP, medianas intermedias-altas de CO).

Se ubica en la ribera oeste de la Laguna Superior (Estaciones 4, 5 y 5A)

Esta regionalización se caracteriza por recibir aguas residuales desde dos desembocaduras del río de los Perros provenientes del Distrito de riego No. 19 de forma estacional (estación 4) y de Juchitán a lo largo del Año (estación 5A).

En esta zonificación se encuentra la región del complejo lagunar en donde es más probable encontrar los valores más elevados de HAP y CO, lo que significa una mayor afectación ecológica por este tipo de compuestos por vía fluvial, sin contar con los aportes vía atmosférica que se acentúan durante los Tehuantepecanos, pero que también se presentan a diferente intensidad a lo largo del año o los aportes puntuales que se generan por el tránsito de pequeñas embarcaciones pesqueras.

La relación entre cantidades de HAP y CO presentadas en esta zonificación se ha documentado anteriormente (Xiao, y otros, 2014; Bayat, y otros, 2015; Ukalska-Jaruga, Sreczak, & Klimkiewicz-Pawlas, 2019; López, y otros, 2020), que suele indicar la misma procedencia de ambos parámetros, siendo en este caso, el aporte de aguas residuales agrícolas y urbanas.

Si bien la zonificación mostrada se establece únicamente para el periodo estudiado, es altamente probable que cambie si las bocas de San Francisco y Santa Teresa se cierran por periodos que sobrepasen una época climática, ya que la exportación de sedimentos superficiales hacia el Golfo de Tehuantepec se corta y éstos se redistribuirán en las otras subcuencas del complejo lagunar, fomentando el azolvamiento de los sitios más someros y con ello, la concentración de HAP y contenido de CO que puede cambiar la fisicoquímica tanto de sedimentos como de las masas de agua, los rendimientos pesqueros, la distribución y abundancia de organismos bentónicos y nectónicos, así como ocasionar problemas de salud humana a los habitantes de la región.

F. Índice de procedencia de HAP en sedimento

La emisión de HAP al ambiente a diferencia de otros contaminantes orgánicos persistentes, pueden ser de origen natural o antropogénico, cuya formación y liberación depende de los procesos que los generan, como, por ejemplo, HAP de bajo peso molecular en la combustión de materiales orgánicos a baja temperatura (quema de vegetación) mientras que los procesos de combustión a altas temperaturas (vehículos o procesos industriales), generan HAP de alto peso molecular (Tobiszewski & Namiesnik, 2012).

En muchas ocasiones, esas fuentes de emisión se traslapan, lo que dificulta distinguir el origen al considerar los compuestos por separado, por lo que debe considerarse una serie de indicadores de HAP que ayuden a definir la procedencia de estos compuestos (Yunker & MacDonald, 1995).

F.1. Índices de procedencia de HAP en la época de lluvias (noviembre 2003)

Para lluvias, los resultados mostrados en la Tabla 19, señalaron que los HAP en lluvias en las 11 estaciones de muestreo, mostraron una mezcla tanto de HAP petrogénicos como pirogénicos.

De los cocientes calculados, el $b(a)p/b(ghi)p$ sólo presentó valores en la estación 8 (río Ostuta) pues fue el único sitio donde se detectó el $b(ghi)p$. El $b(ghi)p$ se conoce por ser un HAP que se origina de la combustión vehicular y el $b(a)p$ un HAP asociado a procesos de combustión a altas temperaturas (Fang, y otros, 2019; Tian, y otros, 2021; no obstante, el valor calculado fue menor al registrado en la literatura de 0.6 (Stogiannidis & Laane, 2015), por lo que el resultado no es confiable para dilucidar una fuente en específico (Brändli *et al.*, 2008, Ravindra, Sokhi, & Van Grieken, 2008; Tobiszewski & Namiesnik, 2012).

Los índices fen/ant y pir/b(a)p en todas las estaciones que fueron calculados señalaron un origen pirogénico.

El índice fen/ant con un valor menor a 4 se asocia a procesos pirolíticos. Zhang (2005 citado por Stogiannidis & Laane, 2015), encontró que valores cercanos a 1 se asocian a emisiones atmosféricas que no cambian al depositarse en sedimento. Estos resultados se encontraron en las estaciones 6 y 7 y 7A, que pueden relacionarse con el depósito húmedo de emisiones industriales recientes. Por otra parte, valores menores a 1 se relacionan a la disolución del fenantreno y valores superiores a 1 apuntan a cierta degradación del antraceno, siendo el fenantreno el que suele asociarse fácilmente a partículas húmicas y perdurar más en sedimento (Bertilsson & Wienfalk, 2002). Las estaciones 3, 5 y 8 y 10, de acuerdo a la Tabla 8 presentaron mayores cantidades de fen que de ant, lo que se ajusta a lo reportado.

Por último, están las estaciones 9 y 9A presentaron valores de este índice tanto $<$ como < 1 , lo que señala la heterogeneidad del sedimento; aunque el origen pirolítico en esta zona se atribuye a la quema de combustibles en las pequeñas embarcaciones que transitan con frecuencia.

El índice pir/b(a)p está conformado de dos compuestos pirogénicos; Ravindra, Sokhi, & Van Grieken (2008) han compilado que un cociente cercano a 1 se relaciona a emisiones de gasolina (estaciones 5, 6 y 10), mientras que valores cercanos a 10 se asocian con emisiones de diésel (estaciones 8 y 9).

El cálculo del índice fluo/pir, señaló la presencia de HAP petrogénicos en las estaciones 5, 7A, 8 y 9, mientras que para las estaciones 6, 7, 9A y 10 los resultados marcaron una mezcla de fuentes.

Los valores menores a 1 (estación 5, 7A, 8 y 9) se asocian a la presencia de gasolinas y diésel, por tratarse de zonas de descargas de ríos y zonas de tránsito contante de lanchas, En contraparte, se encontró una mezcla de fuentes (petrogénica y pirogénica) en las estaciones 6, 7, 9A y 10.

El último índice de procedencia calculado en este muestreo fue el de HAP BPM/HAP APM que contiene HAP tanto petrogénicos (estaciones 1, 6, 7, 7A, 9A y 10) como una mezcla de fuentes de HAP (estaciones 2, 3, 5, 8 y 9). Las estaciones que con HAP petrogénicos presentaron una mayor proporción de HAP de 2 y 3 anillos bencénicos.

La figura 21 que grafica los índices fen/ant y fluo/pi, agrupa el origen de los HAP en lluvias de la siguiente manera:

- Petrogénicos: Estaciones 5, 7A, 8 y 9. Asociadas a escurrimientos fluviales y al tránsito de lanchas pesqueras.
- Mezcla: Estaciones 6, 7, 9A y 10. Asociadas a los factores anteriores más el transporte atmosférico (especialmente en las estaciones 6 y 10).

F.2. Índices de procedencia de HAP en la época en secas (abril 2004)

Por la Tabla 20. se tiene que el índice fen/ant para las estaciones 1 y 9 señaló HAP pirogénicos, mientras que en la estación 10 se presentó una mezcla de fuentes.

En secas ya no existen aportes pluviales y el factor ambiental que domina dentro del complejo lagunar es el viento, por lo que en la estación 1 (laguna Quirio) este valor puede estar relacionado a las emisiones tanto de la Refinería de Salina Cruz como la de Coatzacoalcos por efecto del traslado de partículas por las brisas terrestres y marinas (Baumgardner *et al.*, 2006) y la quema local de basura doméstica. Para la estación 9 (Puerto Estero) este índice puede relacionarse a la quema de combustible de las lanchas que por ahí transitan.

Para a la estación 10 (boca de San Francisco), los factores que pueden ocasionar la mezcla de origen HAP son la acción del viento al igual que la estación 1, sumado a la resuspensión de sedimento ocasionada por las corrientes y mareas que se dan en la zona.

El índice fluo/pir para las estaciones 1, 9 y 10 mostró que los HAP presentes fueron petrogénicos, asociados a derrame de combustibles empleados en las embarcaciones usadas para la pesca de escama y crustáceos.

La estación 3 (río Punta de Agua) mostró una mezcla de HAP (petrogénica y pirogénica), que podría asociarse a 3 factores: escurrimiento de productos del petróleo fugados a través de drenes, aporte atmosférico y aporte terrestre de suelos agrícolas o bien de suelos donde se generan cambios de uso de suelo para ampliar la frontera agrícola o urbana (Meave *et al.*, 2012).

El índice b(a)a/cris se calculó para las estaciones 1 y 5 y en ambos casos los HAP tienen origen mixto. De acuerdo a (Dickhut *et al.*, 2000) un valor de 0.79 ± 0.13 se asocia a de quema de madera, ya que el criseno es un HAP con origen natural. Este valor se presentó en la estación 5 (Playa Vicente) que recibe las aguas residuales de Juchitán y de tierras agrícolas.

En cambio, para la estación 1 (laguna Quirio) las fuentes de HAP pirogénicas pueden atribuirse al transporte eólico principalmente y en menor medida, a la quema de basura por parte de los pobladores de San Mateo del Mar. Con respecto a los HAP petrogénicos, éstos se atribuyen a derrames accidentales de combustibles usados en las lanchas de pesca.

El índice de procedencia pir/b(a)p se calculó para las estaciones 1, 3, 9 y 10. Ambos compuestos se generan de procesos de combustión, sin embargo, de acuerdo a lo reportado por Stogiannidis y colaboradores (2015), los valores bajos se relacionan con una pobre contribución de flujos terrígenos, mientras que cálculos mayores a 10 se relacionan con aportes petrogénicos; por su parte Ravindra, *et al.* (2008) reportaron que para este índice se pueden discriminar algunas fuentes de la siguiente manera: diésel ≈ 10 , emisiones de gasolina ≈ 1 y combustión de madera ≈ 0.7 , donde los valores menores se asocian a procesos pirolíticos a baja temperatura mientras que los mayores son para procesos a altas temperaturas.

Los resultados bajos de este índice (0.492) se reportaron en la Estación 1 (laguna Quirio), que efectivamente, no recibe aportes terrígenos por lo que este resultado se asocia a la quema de vegetación en la región que en esta época del año es común debido a la preparación ración de tierras para la siembra, La quema de basura a baja escala también puede asociarse a este valor.

En la estación 10 (boca de San Francisco) en cambio, se registró un valor cercano a 10 (9.886), que se puede asociar a la quema de diésel de las lanchas que transitan por la zona, además de cierto aporte costero vía transporte litoral de sedimentos.

El índice $i(123\text{-cd})\ p/b(ghi)p$ se calculó solo para la estación 1 y el valor fue mayor a 0.6 que indica la presencia de HAP pirolíticos asociados a combustión de motores vehiculares, que llegan por transporte eólico proveniente de la zona de Salina Cruz.

Finalmente, el índice BPM/APM mostró que para las estaciones 1, 2, 5 y 9 los HAP son pirogénicos, mientras que la estación 10 presenta una mezcla de HAP.

La graficación de los índices fen/ant vs $fluo/pir$ de la figura 22, señaló que en las estaciones 1, 9 y 10 los HAP encontrados forman parte de una mezcla (petrogénica y pirogénica), atribuido al derrame de combustibles de las embarcaciones así como al transporte atmosférico.

F.3. Índices de procedencia de HAP en la época en nortes (febrero 2005)

De acuerdo a lo reportado en la Tabla 21, en nortes el índice fen/ant presentó HAP pirogénicos en todas las estaciones que pudo ser calculado.

El índice $fluo/pir$ calculado para 6 de las 10 estaciones, reveló un origen mixto: petrogénico para la Estación 10, pirogénico para las estaciones 3 y 11 y una mezcla de origen para las estaciones 1, 9A y 10A.

El índice de procedencia $B(a)A/Cris$, calculado para 5 de las 10 estaciones del muestreo, señaló que en cuatro de ellas el HAP fueron pirogénicos (5, 9, 9A y 11), mientras que la estación 3 indicó una mezcla de origen.

El índice $pir/b(a)p$ determinado para las estaciones 1, 3, 6, 9 y 11 marcó HAP asociados a procesos pirogénicos.

Por su parte, el índice $b(a)p/b(ghi)p$ se calculó para 4 estaciones (3, 9, 9A y 11). Los resultados para las estaciones 3 y 11 fueron pirogénicos, mientras que los valores resultantes en las estaciones 9 y 9A no se consideran confiables debido a la naturaleza de ambos compuestos (Brändli, 2008; (Ravindra et al., 2008; Tobiszewski, 2012).

El índice $I(123\text{-cd})P/B(ghi)P$ sólo se calculó para las estaciones 9 y 9A, donde el resultado señaló una mezcla de origen.

Finalmente, el índice de procedencia BPM/APM, calculado en todas las estaciones a excepción de la 1, mostró que la procedencia de los HAP fue pirogénica.

A diferencia de los otros muestreos, en nortes la fuente predominante de HAP fue pirogénica, lo que se asocia a la acción de los vientos que arrastran HAP vía atmosférica desde las zonas industriales que quedan en la zona de barlovento (Salina Cruz y Coatzacoalcos) cuyos aerosoles se depositan en el lecho sedimentario a través de la captura de aerosoles al contacto con la superficie de la columna de agua.

Los resultados esquematizados en la figura 23 que contiene los índices fen/ant y $fluo/pir$, señalaron que la única estación que presenta HAP pirogénicos es la 11. En contraparte, las estaciones 3, 9A, 10 y 10A se identificaron como sitios que tienen una mezcla de origen de HAP, la estación 3 presentó una mayor cantidad de HAP petrogénicos y las estaciones 9A, 10 y 10A tuvieron mayor tendencia hacia HAP pirogénicos, ya que mientras para el índice fen/ant se ubicaron en el rango de pirogénico, para el índice $fluo/pir$, los resultados se ubicaron en las áreas tanto petrogénica como de mezcla de HAP.

En la estación 11 (barra de Santa Teresa) durante los Tehuantepecanos, se genera la rompiente del oleaje interno de la laguna Superior, cuyas gotas de agua al rebotar,

pueden atrapar los aerosoles con HAP que se encuentran a menor altura y a mayor hidrofobicidad, mayor la posibilidad de que eventualmente se depositen en los sedimentos, y dada la hidrodinámica del sitio, ser resuspendidos y redistribuidos.

Por otra parte, las estaciones donde el índice de procedencia de los HAP fue resultado de una mezcla (3, 9A, 10 y 10A) se asocian tanto al transporte atmosférico como al vertimiento de combustibles de lanchas.

La graficación de los índices $b(a)p/b(ghi)p$ vs $b(a)a/cris$ de la figura 24, por su parte mostró que, al igual que la figura 23, la estación 11 tiene HAP pirogénicos, y la estación 3 tiene mezcla de origen de con tendencia hacia los pirogénicos. Si bien los valores para el índice $b(a)p/b(ghi)p$ en las estaciones 9 y 9A no se consideraron confiables por ubicarse por debajo del límite reportado en literatura como pirógeno (Stogiannidis & Laane, 2015), al momento de graficarlos conjuntamente con el índice $B(a)A/Cris$, ambas estaciones se ubican en la zona de la gráfica donde el índice resultó pirogénico.

La determinación de índices de procedencia de HAP del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec por medio del cálculo de proporciones y de la graficación de éstas, no se considera concluyente para distinguir fuentes puntuales por los siguientes motivos:

- Si bien diversos autores han establecido ciertos valores para determinar una fuente puntual de origen de los HAP (Yunker & MacDonald, 1995; Budzinski, y otros, 1997; Soclo, Garrigues, & Ewald, 2000; Ravindra, Sokhi, & and Van Grieken, 2008; Tobiszewski & Namiesnik, 2012; Stogiannidis & Laane, 2015), la composición química de dichas fuentes es heterogénea, motivo por el cual las proporciones entre los HAP no son constantes en todos los casos y pueden dar lugar a interpretar erróneamente los resultados si no se posee un análisis más detallado de las fuentes de procedencia.
- La falta de datos para poder calcular algunos índices en algunas estaciones, no permite realizar otras gráficas con índices complementarios que permitieran inferir con mayor certeza un origen puntual de HAP.
- No se han considerado a través de datos de campo, situaciones de degradación o intemperismo de sedimentos que influyen en los valores finales de estas proporciones.
- Algunos HAP durante los procesos de combustión pueden formarse por diversas reacciones con otras moléculas orgánicas, radicales libres o entre HAP prioritarios como, por ejemplo, el fenantreno formado a través de la transformación del naftaleno o la combinación entre criseno y el benzo(a)antraceno para generar benzo(a)pireno de lo cual aún se tiene poca información (Reizer *et al.*, 2021; Reizer, Viskolcz, & Fiser, 2022).

Debido a las limitaciones mencionadas para determinar fuentes puntuales de HAP de manera precisa, se optó por identificar los índices de procedencia de HAP en sus divisiones más básicas (petrogénicos – pirogénicos) a través de la graficación ternaria del número de anillos encontrados por estación. Este método gráfico se ha empleado en otros estudios de naturaleza similar (Macías-Zamora, Mendoza-Vega, & Villaescusa-Celaya, 2002; Soliman, Ansari, & Wade, 2014; Li, Wu, & Zhao, 2020 ; Zhao, We, Wu, & Fu, 2022), ya que es conocido que los HAP petrogénicos tienen una mayor composición de HAP de bajo peso molecular (2 – 3 anillos bencénicos), mientras que los HAP pirogénicos tienen una mayor proporción de HAP de alto peso molecular (4-6 anillos bencénicos), que se representó en la figura 25.

De la figura 25 es posible observar la siguiente información:

La mayor proporción de HAP de bajo peso molecular (2-3 anillos bencénicos) se registró en la época de lluvias en las estaciones 5, 6, 7, 7A, 9A y 10 (extremo izquierdo inferior del diagrama) lo que infiere la naturaleza petrogénica de HAP.

Por otra parte, la mayor proporción de HAP pirogénicos (4-6 anillos bencénicos), se registró para las estaciones 3 y 4 en secas y la estación 1 en nortes. El resto de las estaciones en las tres temporadas de muestreo, presentaron una mezcla de origen de HAP.

Existe una similitud entre las proporciones de HAP de 2-3 anillos bencénicos encontrados durante lluvias, ya que si bien la mayor parte de las estaciones en la gráfica se clasificaron como "mezcla de HAP", el porcentaje de estaciones con compuestos de 2-3 anillos bencénicos fue cercano al 45%; mientras que por otro lado, la proporción de HAP de 4 – 6 anillos bencénicos en secas y nortes fue mayor (cercana al 30%), ya que el número de HAP de 2-3 anillos bencénicos disminuyó de manera importante con respecto a lluvias.

Independientemente de las características físicas de las subcuencas que comprenden al complejo lagunar, se puede decir que, durante lluvias, los HAP que ingresan son principalmente petrogénicos, mientras que, para secas, la vía de entrada de HAP es primordialmente atmosférica y distribuida por la resuspensión de sedimentos.

F.4. Análisis de componentes principales para discriminar origen dominante de HAP

Otra de las herramientas que ayudan a separar las fuentes de procedencia de los HAP es el Análisis de Componentes Principales, ya que agrupa en un número menor de variables las mezclas de HAP encontradas en los tres muestreos, en asociaciones que permitan inferir las posibles fuentes que los generan (Liu, y otros, 2019; Rocha & Palma, 2019; Baran, y otros, 2021; Bateni *et al.*, 2022). Para hacer este análisis, se consideraron los valores por cada uno de los HAP en cada una de las épocas de muestreo y el criterio de discriminación usado fue la agrupación de las concentraciones totales de los HAP individuales a través del número de anillos bencénicos, que se relacionan de manera básica con el origen de los HAP.

En la Tabla 23 claramente se observa la división entre HAP de origen petrogénico (2-3 anillos) relacionados a derrames accidentales a baja o gran escala de combustibles y pirogénico (4-6 anillos), asociados a las actividades industriales y al tránsito vehicular de Salina Cruz, Juchitán y la carretera de la Ventosa; y en menor proporción, con la contaminación atmosférica generada en Coatzacoalcos que por arrastre de vientos tehuantepecanos, llega al complejo lagunar.

La agrupación de HAP de 2 y 3 anillos bencénicos en el componente 1 como el acenafeno, fenantreno y fluoranteno, puede deberse a que, al menos estos dos últimos, pueden ser tanto petrogénicos como pirogénicos (Boehm, Pietari, Cook, & Saba, 2018; Balmer, Hung, Yu, & Muir, 2019).

Una de las posibilidades por las cuales el d(ah)a no se agrupó en el Componente 1 con el resto de los HAP de 4-6 anillos bencénicos es que, si bien se conoce es un HAP pirogénico, de acuerdo a estudios experimentales, la vida media estimada de este compuesto en suelos se ha reportado como la más larga de los HAP prioritarios (361-420 días) y es el compuesto que más tarda en degradarse en el ambiente (ATSDR, 1995). Esto indicaría que d(ah)a es un compuesto que se halla en sedimentos

intemperizados, con gran capacidad de acumulación en la matriz sedimentaria y que al analizarse en la mezcla de HAP, no necesariamente coincide con el origen del resto de los HAP de alto peso molecular, aunque claramente se encuentra diferenciado de los HAP de bajo peso molecular.

Dada la persistencia del d(ah)a en los sedimentos del complejo lagunar a pesar de todos los factores ambientales que ayudan a degradar la mayor parte de los HAP (vientos, corrientes, oleaje, resuspensión, degradación microbiana) (Hiller, Jurkovic, & Bartal, 2008; Bianche, Mansuy-Huault, & Fauré, 2014; Duran & Cravo-Laureau, 2016; Guigue, y otros, 2017), es un HAP que hay que tomar en consideración, debido al potencial de bioacumulación que representa en las especies acuáticas que no sólo modificarían la estructura de las poblaciones y comunidades bentónicas sino que habría implicaciones en la salud humana por el consumo de esas especies.

En la figura 26, que grafica el análisis de componentes principales de HAP, es posible observar una clara diferenciación de fuentes de procedencia de hidrocarburos conforme al número de anillos bencénicos. Tomando en cuenta el peso molecular de los componentes, se puede inferir que los HAP de alto peso molecular (y, por tanto, pirogénicos) son los que predominan en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

G. Análisis de Riesgo de sedimentos superficiales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

G.1. Guías de Calidad de Sedimentos superficiales (Long et al., 1995; Buchman, 2008)

G.1.1. Época de Lluvias (noviembre 2003)

Por la Tabla 24 se tiene que algunos HAP tanto por concentración individual como por su valor de mediana y por estación, presentaron cantidades por encima del parámetro ERL, pero menores a los determinados para ERM. La calidad de sedimentos se considera como buena ya que es muy baja la probabilidad de que los HAP ocasionen efectos tóxicos al bentos.

En Lluvias, la evaluación de la calidad de sedimentos con respecto a los parámetros ERL-ERM se relacionó con el aporte fluvial (estaciones 7, 7A, y 8), el tránsito constante de pequeñas embarcaciones (estaciones 9 y 9A) y con el oleaje y mareas en el complejo lagunar en las zonas de mayor intercambio de masas de agua (estaciones 6 y 10). No obstante, la evaluación realizada indica una baja probabilidad de efectos tóxicos a la biota bentónica.

G.1.2. Época de secas (abril 2004)

La calidad de sedimentos para la época de secas mostrada en la Tabla 25, indica en lo general poca probabilidad de riesgo de manifestación de efectos adversos a la biota bentónica a nivel de compuestos individuales. En relación a las concentraciones totales de HAP en estaciones y del valor de las medianas de la concentración total de HAP, de bajo y alto peso molecular, no se prevé la probabilidad de riesgo ecológico acorde a los criterios de calidad de sedimentos, ya que los parámetros mencionados tuvieron valores por debajo de ERL.

G.1.3. Época de nortes (febrero 2005)

En esta época de muestreo los sedimentos mostraron una tendencia de mayor riesgo ecotoxicológico que en las colectas anteriores ya que al comparar los valores de HAP por compuesto con las cantidades establecidas para ERM, se tiene que el benzo(a)antraceno es el único HAP que rebasó los valores determinados para este intervalo en 3 de las 10 muestras analizadas.

Si bien el muestreo de nortes tuvo menos HAP por encima del ERL al compararse con los anteriores, fue la época que presentó un HAP con concentraciones totales arriba del ERM, específicamente para el benzo(a)antraceno, por lo que pudiera asociarse a la probabilidad de expresión de algunos efectos deletéreos en la fauna bentónica.

El benzo(a)antraceno se relaciona a la quema de combustibles (NCBI, 2022), por lo que puede asociarse tanto a fuentes puntuales (tránsito de vehículos acuáticos) como no puntuales (actividades industriales), y el riesgo se asume está relacionado a la acción del viento se ve más potenciada en esta época del año.

G.1.4. Calidad de Sedimentos (ERL-ERM) del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

Finalmente, para establecer la calidad de sedimentos del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec conforme a los valores de referencia ERL-ERM, se consideraron las concentraciones de los tres muestreos tanto por medianas de cada compuesto, como del peso molecular, y las estaciones para hacer un análisis global.

De lo anterior, se encontró que, por compuesto, las concentraciones de HAP en el complejo lagunar se ubicaron por debajo de los valores ERL, lo que indicó una calidad de sedimentos adecuada para la fauna bentónica ya que es demasiado baja la probabilidad de que se presente algún efecto tóxico.

De forma general al considerar los valores de las medianas de los 16 HAP analizados, el fluoreno fue el HAP cuyas concentraciones se encontraron por arriba de ERL (19 ng/g) en los tres muestreos, seguido del acenafteno, cuyas concentraciones en lluvias y secas fueron mayores a las establecidas para el mismo HAP (16 ng/g) en el intervalo de menor probabilidad de provocar efectos deletéreos.

Para el conjunto de HAP tanto de bajo como de alto peso molecular, los valores de los tres muestreos se ubicaron por debajo de los establecidos para ERL (552 y 1700 ng/g, respectivamente).

La mediana de las concentraciones de HAP por estación en los tres muestreos indicó que todas las épocas de colecta se encontraron por debajo de ERL (4022 ng/g); mismo resultado que se encontró al realizar la comparación entre la mediana de la concentración total HAP en las tres épocas de muestreo y el valor ERL, tal como se muestra en la fig. 27.

Por la figura 27, el complejo lagunar, presentó en general baja probabilidad de riesgo de efectos tóxicos en la comunidad bentónica; sin embargo, se registraron fluctuaciones en cuanto al tipo de HAP y sus concentraciones que están relacionadas con las diferentes etapas climáticas y los agentes ambientales que predominan en cada una de ellas.

Es importante recordar que estos muestreos se realizaron en la temporada en la cual la boca de San Francisco se encontraba abierta, donde existe la exportación de sedimentos hacia el Golfo de Tehuantepec, situación que cambiaría drásticamente cuando está cerrada, ya que el azolve de las bocas favorece la concentración de

HAP en todo el complejo lagunar, lo que puede modificar la estimación de riesgo con base en este parámetro.

G.2. Cociente medio de valores de efectos medios (M-ERM-Q) (Long, Field, & MacDonald, 1998)

Otra forma de establecer el riesgo ambiental de sedimentos es a través del cálculo del cociente medio de valores de efectos medios, que se fundamenta en los criterios de calidad de sedimento de NOAA (Long *et al.*, 1995, Buchman, 2008), pero que toma en consideración la mezcla de HAP en sedimentos ya que son las condiciones que se encuentran naturalmente en los ambientes acuáticos y que, por tanto, pueden brindar una estimación más apropiada del riesgo sedimentario de estos contaminantes.

En lluvias (figura 28) la toxicidad general para este parámetro se considera de baja prioridad, ya que, si bien dos estaciones se encontraron en el intervalo de 30% de toxicidad, apenas rebasaron el límite del 0.10. Esto puede relacionarse con una cierta dilución de las concentraciones de HAP en sedimentos por aportes fluviales y pluviales y el incremento de actividad microbiana.

En secas por la figura 29, se estima que en general, la probabilidad de toxicidad de sedimentos aumenta en el al doble de lo establecido para lluvias, asociado a una concentración de compuestos que se siguen depositando, pero que ya no pueden ser degradados biológicamente a la misma tasa que en lluvias.

En esta época climática también se presentan algunos Tehuantepecanos que, si bien no tienen la misma frecuencia e intensidad que en nortes, tienen la fuerza suficiente de resuspender los sedimentos, sobre todo en aquellas partes de las subcuencas que, por evapotranspiración y azolvamiento, pierden mayor cantidad de agua. Esta resuspensión puede poner de nuevo en superficie HAP que están parcialmente meteorizados/degradados o que no han sido intemperizados (especialmente los de alto peso molecular), aumentando la probabilidad de biodisponibilidad a la biota con la que entran en contacto.

Si bien para nortes (figura 30), el comportamiento de toxicidad de sedimentos es similar a lo reportado para secas (la mayor parte de las estaciones contienen sedimentos con una prioridad media de toxicidad), el cociente M-ERM-Q aún es mayor, que se infiere es por la acción de los Tehuantepecanos, ya que es mayor la cantidad de sedimento que es removido, resuspendido, redistribuido y con factibilidad de estar biodisponible para la fauna bentónica.

Destaca que en las dos estaciones donde se presentó una menor probabilidad de toxicidad (6 y 11) están en un área de interconexión de subcuencas, por lo que se supone que la acción de las corrientes y el oleaje generado por los Tehuantepecanos sobre la laguna Superior, transportan los sedimentos fuera de ella, exportando sedimentos contaminados hacia otras subcuencas del complejo lagunar.

La figura 31, que compara los valores M-ERM-Q de los tres muestreos, indica que las estaciones 1, 4, 5, 5A, 7A, 9, 9A, 10 y 10A rebasaron el 30% de probabilidad de toxicidad. Las características que comparten entre sí son:

- Descargas fluviales (estaciones 4, 5, 5A y 7A)
- Hidráulica baja (estaciones 1, 9 y 9A).
- Intercambio continuo e intenso de masas de agua (estaciones 10 y 10A)

En general, el cociente medio ERM calculado para el complejo lagunar está relacionado con las características de cada una de las subcuencas que lo conforman, donde la mayor probabilidad de toxicidad (30%) se da en sitios donde el aporte de HAP es constante a lo largo del año, o cuya hidrodinámica depende de los factores climáticos predominantes (lluvias y viento).

G.3. Reparto de equilibrio en sedimentos (ESB) (Burgess *et al.*, 2012).

Este criterio establece la biodisponibilidad de la mezcla de HAP a través de la concentración de HAP en agua intersticial calculada a partir de los valores en sedimento, coeficiente de partición de los HAP de interés y el CO normalizado.

En lluvias, por la Tabla 27 y la figura 32, la distribución de las unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos presentó valores más elevados en dos de los sitios de pesca de camarón por parte de los pobladores de San Mateo del Mar (estación 1 laguna Quirio) y de San Francisco del Mar (estación 9A: Puerto Estero); siguiendo en importancia las estaciones 6 y 10 que son zonas de intercambio de masas de agua y que en esta época, exportan una gran cantidad de nutrientes terrígenos hacia el Golfo de Tehuantepec.

Por último, la laguna Inferior (estaciones 7, 7A y 8) presentó riesgo de biodisponibilidad de HAP a la fauna bentónica, en las áreas de descarga fluvial.

Para secas, los resultados de la Tabla 28 y la figura 33, mostraron que las unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimento que representan riesgo a la biota, se volvieron a presentar en la laguna Quirio, la interconexión entre las lagunas Oriental y Occidental (estación 9) y la boca de San Francisco (estación 10), aunque en cantidades menores a lo registrado en lluvias, lo que parece indicar que el aporte de escurrimientos fluviales estacionales puede tener cierto efecto en la cantidad de HAP que se disuelve en el agua intersticial.

Para secas, también este parámetro fue rebasado por la estación 5, que, si bien se asocia a una de las descargas del río de los Perros en la laguna Superior, en lluvias no representó riesgo potencial al bentos. Este comportamiento inverso, puede indicar que, en lluvias las escorrentías fluviales diluyen la carga contaminante de aguas residuales que provienen de Juchitán que llegan a la laguna Superior, pero que en secas se depositan de forma concentrada directamente a esta subcuenca, a lo cual se suma el aporte constante de HAP por el tránsito de pequeñas embarcaciones pesqueras.

El nortes, de acuerdo a lo reportado en la Tabla 29 y la figura 34, las unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos, rebasaron el umbral de posibilidad de efectos a la biota bentónica en prácticamente todas las estaciones muestreadas, exceptuando laguna Quirio (estación 1) y de los tres muestreos, fue la que presentó los valores más elevados, destacando las estaciones 5 y 6 ubicadas en la subcuenca de la laguna Superior.

Esta subcuenca es la única que presenta una fuente puntual perfectamente identificada de HAP a lo largo del año dentro del complejo lagunar por las descargas de aguas residuales de Juchitán. En nortes, la acción de los Tehuantepecanos empuja el agua y sedimentos de esta subcuenca hacia el sur, por lo que los sedimentos sepultados en la desembocadura del río de los perros se resuspenden y redistribuyen aguas abajo hasta la boca de Santa Teresa (estación 6) donde dependiendo de la batimetría y la intensidad de las corrientes puede o no exportar materiales fuera de la

subcuenca. Los resultados en nortes para la laguna Superior en particular, parecen indicar que durante los procesos hidráulicos de esta subcuenca en nortes muchos HAP quedan biodisponibles a la biota por desprendimiento mecánico de los materiales orgánicos que los contienen, quedando biodisponibles hasta que puedan adherirse a otras partículas.

La acción de los vientos del norte también puede inferirse en las otras estaciones con valores elevados de este parámetro, ya que aparte de la resuspensión de sedimentos, se intensifica el aporte de aerosoles contaminados con HAP que entran a este ecosistema costero, por lo que este parámetro significa un riesgo potencial para la fauna del complejo lagunar particularmente en esta época del año.

Al comparar el comportamiento de las unidades tóxicas de referencia de reparto de equilibrio en sedimentos en las tres épocas de muestreo (figura 35), se puede distinguir la importancia de la dinámica climática de la región (lluvias – nortes – secas) al momento de evaluar la biodisponibilidad de HAP para la fauna bentónica y las especies de importancia comercial como el camarón. De acuerdo con Cervantes-Hernández *et al.*, 2008, el periodo de veda de camarón en la zona del Istmo de Tehuantepec debe abarcar de mayo a octubre (época de lluvias) para proteger a los reproductores y facilitar el crecimiento de los reclutas. Esto significa que, en veda, los reproductores desovan en el mar y las poslarvas migran hacia el complejo lagunar para continuar con su crecimiento, tiempos que coinciden con los muestreos donde se registró la mayor biodisponibilidad de HAP a través del cálculo de unidades tóxicas de partición de sedimentos. Por tanto, las poslarvas y juveniles incrementan la probabilidad de o manifestar algún efecto tóxico debido a la mezcla de sedimentos contaminados por HAP registrados en esta época del año.

Si bien la determinación de las unidades tóxicas de partición de sedimentos es una herramienta que permite inferir la ocurrencia de la toxicidad de los sedimentos, debe de tomarse con cierta reserva ya que ofrece resultados más precisos con la batería de 34 HAP con la que se configuró inicialmente, además de que no se consideró el porcentaje de carbono negro para este estudio, pues se ha demostrado que los HAP tienen mayor propensión a unirse a esta fracción de materia orgánica con respecto a otras fracciones (Burgess *et al.*, 2012); sin embargo, dados los valores de unidades tóxicas calculados y la presencia de HAP pirogénicos, se puede inferir la probabilidad de que exista carbono negro como parte de la materia orgánica como resultado de la actividad industrial de la región, factor que pudiese ser evaluado posteriormente para confirmar el riesgo de toxicidad a la fauna bentónica asociado a este parámetro de medición de toxicidad en sedimentos.

G.4. Equivalencia Total de Toxicidad respecto al Benzo(a)Pireno [TEQ b(a)p] (ATSDR, 2022)

En lluvias (Tabla 30 y figura 36), de acuerdo al valor de comparación de ASDTR (65.0 ng/g), el equivalente de b(a)p en la mayor parte de las estaciones no presentó riesgo carcinogénico en sedimento, excepto en las estaciones 5 (Playa Vicente) y 8 (Río Ostuta) asociadas a escurrimientos fluviales, donde aumenta esta posibilidad. Sin embargo, el riesgo se considera bajo no superan los valores establecidos para suelos de uso residencial (100 ng/g ps) y de uso industrial (700 ng/g ps). En este caso, se considera que el aporte de aguas residuales agrícolas y urbanas son responsables de contribuir con los compuestos que conforman este parámetro de toxicidad.

Para secas (Tabla 31 y figura 37) aumenta la posibilidad de riesgo toxicológico por equivalentes de b(a)p, donde sólo la estación 3 (río Punta de Agua) es la que no

sobrepasa ningún valor de referencia. Por otro lado, la estación que presenta un mayor riesgo toxicológico es la estación 1 (laguna Quirio) cuyo Eq b(a)p es mayor al reportado para suelo de uso industrial (700 ng/g ps), seguida por las estaciones 9 (Puerto Estero) y 10 (boca de San Francisco) con valores mayores al de uso de suelo residencial (100 ng/g ps).

En secas, el riesgo de toxicidad por eq b(a)p se asoció a efectos de evapotranspiración y disminución de corrientes internas que facilitan la concentración de HAP en sedimento.

Para nortes los resultados de la Tabla 32 y la figura 38 indicaron que, los eq de b(a)p se excedieron en todas las estaciones tanto en el valor de comparación (65 ng/g ps) como de uso residencial (100 ng/g ps), por lo que la toxicidad de sedimentos medida por este parámetro, se atribuye a la acción de los vientos del norte, capaces de resuspender y distribuir el lecho sedimentario.

La variación del eq de b(a)p durante los tres muestreos por sitio de colecta (figura 39) y la comparación entre las medianas de los eq b(a)p (figura 40). indicó que en nortes se presenta el mayor riesgo carcinogénico y que la etapa del año que presenta menor riesgo es lluvias.

La toxicidad de los eq b(a)p en sedimentos superficiales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec está mediana por los diferentes factores climáticos que se presentan a lo largo del año, siendo en nortes, donde la probabilidad de riesgo carcinogénico aumenta sustancialmente.

G.5. Cociente de Riesgo (RQ) (Cao et,al., 2010)

La mediana del cociente de riesgo de las concentraciones insignificantes (RQ_{NC}) para los tres muestreos (figura 41) indicó que los HAP pireno y benzo(a)antraceno tuvieron riesgo moderado en todos los muestreos y el b(k)f se colocó en esta categoría en nortes. Para el caso de las medianas del cociente de riesgo de las concentraciones máximas permisibles (RQ_{MPC}) de la figura 42, los mismos compuestos mostraron riesgo alto en secas (pir y b[a]a) y en nortes (b[a]a y b[k]f). Este comportamiento estacional se ha registrado en otros sitios (Hussain, y otros, 2018; Mohammed, y otros, 2021; Zhang, et al., 2022) que principalmente se atribuye al transporte terrígenos de HAP en lluvias y al aporte atmosférico en temporadas invernales.

La sumatoria del cociente de riesgo MPC de las tres colectas mostró que, en el complejo lagunar siempre hubo probabilidad alta de toxicidad por HAP para el bentos, siendo muy similar en secas y nortes y disminuyendo a la mitad en lluvias, lo que permite suponer que las descargas fluviales si bien aportan HAP, contribuyan en la disminución de HAP en sedimento, mientras que en secas y nortes, la concentración y resuspensión incrementan el riesgo de este parámetro.

H. Zonificación de Riesgo Ambiental del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

Se registraron 4 zonas de riesgo:

Riesgo Ambiental nulo – bajo

La subcuenca del Mar Tileme es uno de los sitios de menor recambio de masas de agua del complejo lagunar y no tiene fuentes puntuales de HAP registradas. El aporte de HAP en sedimentos superficiales se estima sucede llega a dar por transporte

atmosférico, cuyas concentraciones entre muestreos pueden variar por resuspensión sin aumentar significativamente, por lo que, de acuerdo al análisis de riesgo realizado, la amenaza al bentos por sedimentos contaminados con HAP en este sitio es muy baja.

Riesgo Ambiental bajo-medio

cabeza de la subcuenca del Mar Tileme (estación 3: río Punta de agua) cuya hidrodinámica es similar a la estación 2; sin embargo, este sitio se recibe aportes puntuales de HAP de manera intermitente por escurrimientos producidos desde el Distrito de Riego No. 19

Otra zona en esta clasificación la comprenden parte de la subcuenca de la laguna Superior y su desembocadura [(estación 4: río de los Perros, estación 6: boca de Santa Teresa), donde se reciben aportes fluviales de tipo agrícola principalmente y también se espera el depósito en húmedo y en seco de aerosoles contaminados. La acción de los vientos Tehuantepecanos se estima importante para la distribución de HAP en esta subcuenca ya el fetch facilita el arrastre y resuspensión de sedimentos hacia el sur la de laguna Superior.

Otras de las zonas que se consideraron en esta categoría, están asociadas a escorrentías de carácter estacional [norte de la laguna Inferior (estaciones 7 y 7A: río Nilttepec) y al norte de la laguna Oriental (estación 8: río Ostuta)], donde los materiales terrígenos son los principales proveedores de HAP en lluvias, que en secas y nortes pueden complementarse con aportes atmosféricos o por resuspensión del lecho sedimentario.

Riesgo Ambiental medio-alto

Zona ubicada también en la subcuenca de la laguna Superior [estaciones 5 y 5A (Playa Vicente)] y la barra de Santa Teresa (estación 11).

Las estaciones 5 y 5A reciben aporte constante de HAP a lo largo del año por la descarga de aguas residuales de Juchitán, que, por transporte de corrientes y viento, viajan al sur hasta la barra de Santa Teresa que es el sitio de acumulación natural de sedimentos de toda la subcuenca que no alcanzan a exportarse por la boca de Santa Teresa.

También en esta clasificación se encuentra la estación 10 (boca de San Francisco) que es la región de desagüe del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec y que está sujeta a hidrodinámica de las mareas salobres y marinas, resuspendiendo, redistribuyendo y acumulando sedimentos.

Finalmente, dentro de esta categoría, se incluye la estación 1: laguna Quirio, que es dentro de las subcuencas del complejo lagunar, la que que presenta las mayores fluctuaciones en la columna del agua a lo largo del año, y que recibe aportes de HAP intermitentes y difusos por el tránsito de embarcaciones pesqueras, la circulación vehicular de la carretera local y por quema de basura del poblado de San Mateo del Mar.

Riesgo Ambiental Alto

En esta categoría, se ubicaron las estaciones 9 y 9A (Puerto Estero), en la zona de interconexión entre las subcuencas de las lagunas Inferior y Oriental, donde la presencia de manglares proporciona las condiciones propicias de acumulación de HAP (alto contenido de CO, sedimentos poco oxigenados y acidificados que

disminuyen las tasas de mineralización de estos compuestos), cuyas fuentes identificadas son descargas fluviales de ambas subcuencas y el tránsito constante de embarcaciones pesqueras pequeñas.

Finalmente, en esta zonificación también se puede considerar a la estación 10A (boca de San Francisco), que la región de mayor mezcla turbulenta en el complejo lagunar y que por las condiciones de azolvamiento natural de la batimetría facilita la acumulación de sedimentos que son resuspendidos frecuentemente hasta ser expulsados paulatinamente del complejo lagunar.

En general, el riesgo ambiental del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec responde a:

- La cercanía y carácter estacional de fuentes puntuales y difusas de HAP
- Hidrodinámica de las diferentes subcuencas.
- Batimetría en zonas de interconexión entre subcuencas.

La zona de mayor riesgo ambiental distinguida en este estudio, está asociada a la región en la cual se tienen reportadas las mayores capturas de camarón en el complejo lagunar (Filgueiras-Nodar, 2001; Bozada R., 2003; Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012).

Es necesario comentar que los resultados aquí mostrados se asocian a un escenario donde el intercambio de masas de agua entre el complejo lagunar y el Golfo de Tehuantepec era constante; sin embargo, en una situación donde la boca de San Francisco permanece cerrada, la probabilidad de riesgo ambiental de los sedimentos superficiales por mezclas de HAP puede aumentar considerablemente debido al azolvamiento de diversas extensiones del complejo lagunar con sedimentos contaminados con HAP, afectando adversamente a la fauna bentónica y eventualmente, repercutiendo en la fauna nectónica y en la salud humana, principalmente de aquellas comunidades que de los recursos naturales y servicios ecosistémicos del complejo lagunar dependen sus medios de vida.

Finalmente, se resalta que los resultados presentados en este documento se consideran preliminares, debido a factores como:

- Sitios de colecta y número de muestras no coincidente en los tres periodos estudiados.
- Falta de estandarización de los distintos índices empleados en la medición de riesgo ambiental en sedimentos de ecosistemas costeros que si bien parte de una idea básica original, son modificados por Instituciones, autores y/o países de acuerdo a la información disponible, tipo de ecosistema analizado y los objetivos de cada estudio.
- Falta de información complementaria (parámetros fisicoquímicos en agua intersticial y sedimento, granulometría, hidráulica, cuantificación de fuentes difusas, entre otros).

Por lo anterior, lo descrito aquí puede subestimar las principales fuentes de contaminación, los procesos de dispersión dentro del ecosistema y las afectaciones a la salud ambiental y humana, por lo que se sugiere que, en estudios posteriores relacionados a este tema, se amplíen los puntos anteriores para poder encontrar tendencias que complementen lo aquí descrito que está sujeto a la dispersión de los datos calculados.

CAMARÓN BLANCO (*LITOPENEAUS VANNAMEI*)

A. Concentraciones de HAP en camarón blanco por época de muestreo

A.1. Época de lluvias (noviembre 2003).

La presencia de HAP de 2-3 anillos bencénicos en camarón puede indicar que su incorporación en tejidos fue reciente y cercana a la fuente de emisión en una cantidad tal, que el sistema enzimático del citocromo P-450 no facilita su depuración (dos Santos Fogaça, y otros, 2018; Soltani *et al.*, 2019).

Los HAP de 4-5 anillos bencénicos, por otra parte, presentan un valor mayor de K_{ow} , y se ha reportado que suelen acumularse en tejidos de camarón en ambientes hidrodinámicos, de con turbidez constante y donde se presentan aportes atmosféricos cercanos (Baumard, Budzinski, & Garrigue, 1998; Dosunmu, Oyo-Ita, & Oyo-Ita, 2016).

Se puede inferir que altas concentraciones de HAP de alto peso molecular (4-6 anillos bencénicos) se asocian a una exposición crónica durante el crecimiento de los ejemplares; estos compuestos una vez en el organismo pueden ser biotransformados vía enzimática y generar metabolitos de mayor toxicidad que pueden ocasionar daño fisiológico, metabólico o incluso genético (Reyes, 2020).

La acumulación de HAP de alto peso molecular como el Criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno y dibenzo(ah)antraceno en tejidos de camarón ha sido documentado previamente (da Silva, y otros, 2012, Ren & Wang, 2014, Reyes, 2020), donde se ha encontrado que a una exposición crónica en estadios tempranos (poslarvas y juveniles) existen afectaciones tanto conductuales (nado errante), como fisiológicas (disminución del crecimiento, alteración en la actividad enzimática) y genéticas (alteración de ADN por ensayo de cometas), entre otros.

De los compuestos antes mencionados, recibe especial atención la concentración de dibenzo(ah)antraceno, ya que desde 1988 se considera es un carcinógeno multiespecie y multivía de acuerdo a diversos bioensayos con células humanas y de mamíferos (OEHHA, 2014). El potencial deletéreo de este HAP en los organismos acuáticos de ambientes marinos se infiere mayor al establecido para el Benzo(a)Pireno a través de los Criterios de Calidad de Sedimentos conforme a lo reportado por Buchman (2008), debido a que el valor ERL (Intervalo menor de efectos) para el benzo(a)pireno es 6.7 veces mayor que el registrado para dibenzo(ah)antraceno (430 ng/g y 63.4 ng/g respectivamente).

Considerando que los sitios de colecta están en una región donde, por un lado, existe aporte fluvial, el tránsito constante de pequeñas embarcaciones, el transporte atmosférico y, por otro lado, sedimentos característicos de ecosistemas de manglar, es de esperar que en los ejemplares analizados pudiesen encontrarse HAP tanto petrogénicos como pirogénicos (Hussain *et al.*, 2016; Shilla & Routh, 2018; Saunders, y otros, 2022).

Respecto a las correlaciones de las cantidades de HAP en ambas tallas en los dos sitios de muestreo expuestos en la Tabla 35, es posible observar que el comportamiento similar de HAP en los ejemplares de menor tamaño de la laguna Occidental con respecto a los dos tamaños de la laguna Oriental puede asociarse a que la laguna Occidental se encuentra más protegida de los factores climáticos del complejo lagunar, por lo que las concentraciones de HAP de menor número de anillos bencénicos son muy bajas (excepto el antraceno); sin embargo, de acuerdo a lo reportado por Ong *et al.*, (2011), la tasa de depuración del antraceno es mil veces

mayor a la tasa de ingestión en fase experimental, motivo por el cual, se estima que dicho compuesto no implica riesgo toxicológico para los ejemplares analizados.

De forma parecida a lo que ocurrió con las cantidades de HAP en la talla grande de la laguna Oriental, en la laguna Occidental, los camarones de mayor tamaño presentaron cantidades más elevadas de compuestos de 4 y 5 anillos, lo que apoya la idea de que, a mayor estadio de vida, estos compuestos se acumulan en tejido y se biotransforman más lentamente.

Finalmente, es importante recalcar la presencia de tres compuestos asociados con la carcinogénesis en los ejemplares más grandes de la laguna Occidental [benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y dibenzo(ah)antraceno], que pueden ocasionar efectos deletéreos en estos ejemplares que aún están en etapa juvenil a nivel inmunológico (Ren & Wang, 2014) y genético (Reyes, 2020); y en conjunto con otros factores ambientales como O₂ disuelto, pH y salinidad tener secuelas en la abundancia y distribución de la especie (Szczybelski, *et al.*, 2019; Raymond, Gorokhova, & Karlson, 2021).

A.2. Época de secas (abril 2004)

A diferencia de la época de lluvias, en este muestreo aumentó la frecuencia de detección de HAP de 2 y 3 anillos bencénicos en ambas tallas, y ante la ausencia de aportes fluviales, su presencia en tejido de camarón se atribuye al tránsito de embarcaciones pesqueras pequeñas. También se registró un incremento en las cantidades de HAP de 4-6 anillos bencénicos que se asocia al aporte atmosférico cuyos aerosoles contaminados se adhieren a los materiales orgánicos y fitoplancton en la columna de agua, quedando disponible al camarón (Shilla & Routh, 2018; Maia, y otros, 2020).

Por tallas, las concentraciones totales de HAP en tejido de camarón tuvieron un comportamiento inverso, ya que mientras se acumularon más en la talla chica de la estación 5 (Playa Vicente), en la talla grande de la estación 10 (boca de San Francisco) se encontraron en mayor cantidad. Dicho comportamiento puede estar relacionado con las características ambientales e hidrodinámicas propias del sitio, selección de alimento, frecuencia y tasas de alimentación (Ramos-Cruz, 2000) (Soares-Ponte & Arruda, 2008); (Parra-Flores y otros, 2019).

El muestreo de secas se llevó a cabo dos meses previos a la temporada de veda tradicionalmente establecida para esta especie (Cervantes-Hernández *et al.*, 2008), donde el tiempo de residencia máximo es de 4.5 meses (longitud total aproximada de 10 cm) antes de regresar al mar. Considerando esta cronología, se estima que los juveniles de las tallas más grandes registradas en secas, ingresaron al complejo lagunar en el mes de noviembre (época final de la temporada de lluvias) y que los ejemplares de mayor tamaño capturados en Playa Vicente y en la boca de San Francisco son individuos que están cercanos a regresar al mar para completar su madurez. (Ramos-Cruz, 2000; Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012).

La diferencia en la concentración de HAP en tejido de camarón que se presenta entre las tallas chicas y grandes en secas se relaciona básicamente a la tasa de crecimiento de las distintas cohortes, ya que Ramos-Cruz (2000) encontró que en el sistema lagunar adyacente del complejo lagunar (laguna del Mar Muerto) que en camarón blanco esta tasa es más acelerada en las etapas tempranas de desarrollo y a medida que aumenta la talla disminuye conjunto con el gasto energético. Sin embargo, esta

diferencia en el metabolismo de HAP estará mediada por el tipo de HAP, donde los de menor número de anillos se excretarán más rápidamente que los compuestos más complejos que suelen permanecer más tiempo almacenados (Saunders, y otros, 2022).

En la estación 5, los organismos de los dos tamaños están expuestos por igual a la misma fuente contaminante; sin embargo, la bioaccesibilidad del alimento (material particulado suspendido o detritus) determina el tipo de HAP que se acumula y la tasa en la cual metaboliza (Kwon, y otros, 2013; Maia, y otros, 2020).

Para el caso de la estación 10, la correlación de HAP entre ambas tallas se asocia a que la zona es el sitio de tránsito constante de organismos de diversas cohortes a lo largo del año, por lo que los HAP acumulados pueden derivarse tanto del complejo lagunar, como de las aguas del Golfo de Tehuantepec. Ramos-Cruz (2000), Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán (2012),

Sin embargo, no es posible establecer una causa directa entre las concentraciones de HAP en tejido de camarón en las tallas chicas y grandes analizadas, debido a que el reclutamiento lagunar de esta especie es poco conocido, y los datos poblacionales con los que se cuenta no son suficientes para establecer, por ejemplo, temporadas adecuadas de veda de la especie (Ramos-Cruz, 2000; Cervantes-Hernández, Torres-Hernández, & Gómez-Ponce, 2017).

A.3. Época de nortes (febrero 2005)

En nortes disminuyeron considerablemente las concentraciones de HAP en tejido de camarón en los dos sitios y tallas analizadas.

El compuesto que se encontró en todos los organismos analizados en esta época de muestreo, fue el dibenzo(ah)antraceno, que, si bien se presentó en cantidades menores a 300 ng/g, es un HAP catalogado como probable cancerígeno en humanos (clasificación 2ª de acuerdo a IACR), lo que puede representar un riesgo de salud por su consumo, ya que las dos clases de tallas analizadas, son comercializadas por los pescadores de la región tanto como producto fresco (tallas mayores) como producto seco y salado (tallas menores); además de tener la capacidad de producir efectos deletéreos en la especie que pueden repercutir en la viabilidad de la misma a mediano y largo plazo, considerando los estadios en los cuales se ha encontrado.

El d(ah)a es un HAP que se ha cuantificado en emisiones industriales y vehiculares (Ravindra, Sokhi, & and Van Grieken, 2008; Pathak, Sharma, & Nagar, 2020), por lo que puede llegar a los ecosistemas acuáticos vía atmosférica y fluvial, donde se adhiere a partículas orgánicas suspendidas o plancton y de ahí, depositarse en sedimentos.

Para nortes, la presencia de este compuesto puede deberse tanto a aerosoles contaminados adheridos a materiales orgánicos suspendidos como a sedimentos contaminados que no han cambiado su concentración en el tiempo (Queb-Suarez, y otros, 2022), quedando de nueva cuenta disponibles al bentos y al necton. Estos sedimentos resuspendidos pueden tener tiempos de residencia en la columna de agua de varios días e incluso un par de meses, si el intercambio de masas de agua entre las diferentes subcuencas es lento (Schmidt, Dellapenna, & Lin 2021).

Considerando la información generada por González (2020) donde el tiempo de residencia de la masa de agua entre la laguna Superior (estación 5) y el Mar Tileme (estación 2) va de 7 a 12 meses, es de esperarse que los sedimentos resuspendidos por la acción de los Tehuantepecanos se mantengan en la columna de agua al menos por un mes antes de asentarse de nuevo, por lo que éstos materiales particulados

suspendidos con HAP pueden estar disponibles a la fauna que como el camarón, tiene hábitos alimenticios nectónicos-bentónicos de acuerdo a la disponibilidad de alimento.

Las concentraciones altas de este compuesto han sido registradas en 4 taxas de invertebrados epibentónicos a más de 2000 m de profundidad en el Golfo de México en sitios cercanos a la desembocadura del río Mississippi (Lawson *et al.*, 2021), donde el mecanismo de asimilación propuesto es el transporte por materiales orgánicos y plancton; que coincide con el mecanismo supuesto de asimilación de d(ah)a en los camarones analizados en este estudio, cuya persistencia en tejido puede deberse a que se trata de un HAP con una muy baja tasa de biotransformación, ya que otros HAP que pudiesen asimilarse simultáneamente pueden metabolizarse con mayor facilidad dada su menor complejidad estructural, quedando el d(ah)a almacenado en los tejidos hasta que pueda transformarse.

B. Comparación entre muestreos de HAP en tejido de camarón

Los HAP de alto peso molecular (4 y 5 anillos bencénicos) son los que tienen más posibilidad de concentrarse en los tejidos de crustáceos, que eventualmente son metabolizados por el sistema enzimático Citocromo p-450 para poder ser excretados del cuerpo (Orallana, 2004); pero en el caso de animales acuáticos, muchos de los metabolitos intermediarios pueden ser más tóxicos que los HAP parentales y causar diversas afectaciones fisiológicas en los ejemplares antes de ser completamente transformados y expulsados del cuerpo, cuyos efectos son más notorios en los estadios más tempranos (Hampel, Blasco, & Díaz, 2016).

Los porcentajes de HAP en tejido de camarón registrados varían de muestreo en muestreo de acuerdo a la hidrodinámica que rige cada época climática, y la cercanía de aportes puntuales cerca de los sitios de refugio durante su desarrollo y el estadio de vida de lo

El metabolismo de estos compuestos en camarón también está relacionado con la concentración ante la cual se hallan expuestos, debido a que a una mayor cantidad de HAP acumulados, las tasas de biotransformación parecen decantarse diferencialmente, dando prioridad a los compuestos menos complejos estructuralmente ya que requieren menor gasto energético para su transformación, motivo por el cual los HAP que se hallaron de dos y tres anillos tuvieron concentraciones bajas. En contraparte, la degradación de HAP con un mayor número de anillos, requiere más energía para su conversión biológica, lo que implica en la etapa de vida de los ejemplares analizados (juveniles) invertirla en el crecimiento o en catabolizar el xenobiótico, dando prioridad a la primera, por lo que las concentraciones de HAP en tejidos de camarón de 4 a 5 anillos generalmente fueron mayores.

De acuerdo a lo reportado por Ramos-Cruz (2000) y Cervantes *et al.* (2008) el camarón blanco en el Golfo de Tehuantepec presenta una adición constante de poslarvas a los humedales del Golfo de Tehuantepec, con un pico estimado entre septiembre y octubre (temporada de lluvias) y un tiempo de residencia de hasta 4.5 meses (135 días) para regresar al mar a finales de diciembre o mediados de enero, donde terminan su crecimiento y a partir del mes de mayo hasta octubre, se da la etapa de reproducción en altamar; de ahí que en las tres temporadas de estudio se hayan encontrado diferentes tamaños de camarón sin que pudiese distinguirse una cohorte específica que indica un estadio juvenil en diferentes fases de crecimiento.

De acuerdo a lo anterior, contemplando el ciclo de vida del camarón blanco en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec y las épocas climáticas, se puede inferir

el mecanismo de concentración de HAP en los tejidos de esta especie de la siguiente manera:

1. En lluvias entran poslarvas hacia las zonas de alta producción primaria (Cervantes-Hernández, Gallardo-Berumen, & Serrano-Guzmán, 2012) para iniciar su crecimiento, pero estos sitios contienen materiales terrígenos contaminados por HAP que se suman a los aportes locales por el tránsito de lanchas o al depósito húmedo de aerosoles; por tanto, las concentraciones de HAP de talla chica son bajas, mientras que la acumulación en HAP de la cohorte de mayor talla aumenta por tener ya tiempo alimentándose en esos sitios.
2. Terminando las lluvias, comienza la época de nortes. Los Tehuantepecanos promueven la remoción de sedimentos y contribuyen con el aporte atmosférico de aerosoles contaminados, que quedan suspendidos en la columna de agua adheridos a materiales orgánicos y plancton, quedando disponibles a la fauna nectónica, pero en el caso del camarón, las tasas de alimentación pueden ser irregulares por la accesibilidad de alimento en la columna de agua y el sedimento ante condiciones turbulentas del ambiente, por lo que en esta etapa se espera una menor acumulación de HAP en tejidos.
3. Al llegar la época de estiaje, la acción del viento disminuye de manera importante, lo que permite la sedimentación de gran parte del material particulado suspendido y al estabilizarse las condiciones hidrodinámicas del sistema, los organismos retoman sus hábitos de alimentación, por lo que se acumulan mayores cantidades de estos compuestos en tejidos.

Las diferencias entre muestreos en ambas tallas parecen estar relacionadas en parte, con los factores climáticos dominantes, las características de los sitios de muestreo, la cercanía y tipo de fuentes de HAP, y la tasa metabólica de los ejemplares analizados.

Sin embargo, la eficiencia de los mecanismos de depuración de estos compuestos como el sistema enzimático Citocromo P450 y la inducción en su fase 1 de la ethoxy-resorufin O-deethylasa (EROD) (da Silva, y otros, 2012) no pueden establecerse en este estudio, debido a que no se consideraron variables fisicoquímicas ambientales (temperatura, salinidad, O₂ disuelto) que trabajen en favor o en contra de la desintoxicación de los organismos; lo que abre la oportunidad de que a futuro, se implementen estudios ecotoxicológicos con esta y otras especies del ecosistema, considerando la presencia de contaminantes como los HAP y metales pesados (Velandia Aquino, 2010).

C. Relación de concentraciones de HAP en camarón y sedimento

El hecho de que no exista correlación entre las concentraciones de HAP tanto en sedimento como en camarón de ambas tallas (Tabla 39 y figura 51) indica que no necesariamente el camarón incorpora esos compuestos directamente del sedimento, sino que lo hace a través del material particulado y fitoplancton (Rowe, y otros, 2020; Maia, y otros, 2020), entendiendo que los HAP de menor número de anillos bencénicos han sido incorporados de manera reciente ya que son los más susceptibles a ser degradados por fotooxidación (Zhao *et al.*, 2020; Fan y otros, 2022); por otra parte, los compuestos de mayor número de anillos pueden incorporarse por la ingestión de detritos materiales sedimentarios resuspendidos, ya que estos HAP por sus propiedades fisicoquímicas, suelen depositarse y enterrarse en el lecho sedimentario (Camargo, y otros, 2021; Saunders, y otros, 2022).

La comparación de las concentraciones de HAP en sedimento y en camarón para este estudio, se realizaron en las estaciones que dentro de la figura 45 (Riesgo Ambiental Global del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec) fueron los que presentaron el riesgo ecológico asociado al contenido de HAP más alto de acuerdo a los diversos índices de calidad sedimentaria calculados (Estaciones 5, 9 y 10 con sus respectivos duplicados de campo), por lo que las concentraciones de HAP en tejido de camarón sustentan la posibilidad de riesgo ambiental que estos sitios dentro del complejo lagunar representan no sólo al camarón, sino a las demás especies bentónicas.

D. Factor de bioacumulación de HAP en camarón

De acuerdo a los resultados reportados en la Tabla 40, los FBA mayores en lluvias, se registraron para HAP de bajo peso molecular como el acenafteno, acenaftileno y fenantreno, se asocian a un aporte reciente por gasolinas y diésel (Lucadamo, Gallo, & Corapi, 2021).

El acenafteno y el acenaftileno son compuestos orgánicos que suelen permanecer poco tiempo adheridos a sedimentos ya que pueden degradarse con relativa facilidad; su existencia en tejidos de camarones con longitud patrón de 2.0 a 5.5 cm, indica con alta probabilidad que fueron asimilados de forma reciente a través del alimento en una concentración tal, que la cantidad corporal de HAP sobrepasa la concentración en sedimento hasta en 10 veces, como en el caso del acenafteno.

El fenantreno es un compuesto de tres anillos, pero con menos labilidad que los dos HAP anteriormente mencionados (de 2 anillos bencénicos), por lo que su persistencia en tejidos es mayor ya que el gasto energético invertido por los organismos para la metabolización de estos xenobióticos se decanta en inicio, por los compuestos de moléculas más simples ya que HAP más complejos, requieren mayor energía para su biotransformación; es así que en este muestreo vemos este HAP bioacumulado para ambas tallas (2.0 a 5.5. cm y 5.6 a 10 cm), donde el FBA en la talla menor, es cercano al doble del FBA de la talla mayor.

El fenantreno si bien posee una molécula sencilla, es de interés toxicológico, ya que se trata de un compuesto que se ha comprobado experimentalmente que tiene una tasa de asimilación más alta que otros HAP con valores mayores de Log K_{ow} (Jensen *et al.*, 2012).

Para el muestreo de secas, indicó que el benzo(a)pireno fue el compuesto con más anillos bencénicos y por tanto el que más tiempo tarda en metabolizarse; y los metabolitos que se producen pueden producir diversas afectaciones a nivel fisiológico y molecular en crustáceos que no sólo afectan a las poblaciones de camarón (da Silva Rocha, *et al.*, 2012; Ren & Wang, 2014; Baali & Yahyaoui, 2019), sino que también puede tener implicaciones en la salud humana (de Pinho *et al.*, 2022).

A diferencia de la estación 5, donde los HAP se bioacumulaban preferentemente en la talla mayor, para la estación 10 la bioacumulación se presentó con más frecuencia en el tamaño menor de organismos, lo cual puede asociarse a las distintas tasas metabólicas de las dos tallas y al sitio de colecta: los ejemplares mayores en la estación 5 tienen más tiempo de desarrollo en el sitio mientras que los ejemplares de menor tamaño en la estación 10 pueden tratarse de poslarvas que ingresan al ecosistema.

De acuerdo a la figura 52 que esquematiza las medianas del FBA en camarón tanto en secas como en lluvias, es posible observar que la bioacumulación se presentó únicamente en secas

La bioacumulación de HAP en camarón blanco de 4 y 5 anillos bencénicos, pirogénicos y con potencial carcinógeno como benzo(a)antraceno y benzo(a)pireno registrada en este estudio implica un riesgo no sólo ambiental, sino sanitario dado que esta especie es la más importante dentro del complejo lagunar para los pescadores de la región, que no sólo la comercializan, sino que también la consumen cuando las capturas son óptimas o como única fuente de proteínas.

E. Riesgo Incremental de cáncer de por vida

Los resultados de la Tabla 41 indican que la probabilidad de desarrollar cáncer de por vida asociándose con la probabilidad de desarrollar cáncer en alguna etapa de la vida por ingestión accidental de sedimentos aumenta en la población masculina adulta en la época de nortes ya que las condiciones hidrodinámicas mediadas por los Tehuantepecanos, incrementan la posibilidad de que los pescadores a lancha o a pie ingieran sedimentos suspendidos en la columna de agua.

El RICV calculado por contacto dérmico en adolescentes y adultos masculinos, indicó que en los tres muestreos se presentó un riesgo potencial de generación de desarrollar cáncer que aumenta conforme los hombres pasan más tiempo de vida realizando labores de pesca bien sea para comercialización o para subsistencia. De igual manera que el RICV de ingestión accidental de sedimento, los datos más elevados se reportaron para la época de nortes; donde la probabilidad de que los sedimentos entren en contacto con mayor extensión de la piel aumenta.

Finalmente, el RICV ligado al consumo de camarón, mostró que, para las tres colectas en los tres grupos de edad, todos los resultados se encontraron por encima de 1.0×10^{-5} , indicando la posibilidad potencial de desarrollo de cáncer asociado a la ingestión de este alimento en alguna etapa de la vida, que aumenta conforme avanza la edad, más aún cuando se incluye este crustáceo en la dieta.

En los niños de ambos sexos, el riesgo de desarrollar cáncer es probable sólo considerando el consumo de camarón, ya que es la única forma en la cual se estima entren en contacto con los HAP del complejo lagunar. En este grupo no se consideró el contacto con sedimentos ni la ingestión de los mismos, ya que, por ejemplo, los niños si bien suelen acompañar a sus padres a las labores de pesca para aprender el oficio, no es frecuente ya que las condiciones climáticas de la región no siempre son seguras para que puedan hacerlo, por lo que el aprendizaje es paulatino y se va intensificando conforme entran a la adolescencia; las niñas a diferencia de su contraparte masculina, no suelen apoyar a los padres o varones mayores de la familia a pescar, sino que se quedan en casa apoyando a la madre en las labores de procesamiento y comercialización del camarón colectado, motivo por el cual el contacto dermal que puedan tener con el sedimento es mínimo.

El riesgo de desarrollo de cáncer para los infantes puede reducirse en la medida que excluyan este alimento de su dieta, lo que sucede con frecuencia, ya que esa especie en muchos casos representa la principal fuente de ingreso familiar; sin embargo, el riesgo puede elevarse considerablemente si esta especie se usa para autoconsumo ante la imposibilidad de adquirir otro tipo de productos para su alimentación.

Para los adolescentes masculinos, los niveles de exposición a HAP vía dermal y oral es ligeramente menor con respecto a lo calculado en adultos del mismo sexo, ya que la frecuencia de exposición a esa edad es baja. El apoyo familiar de este grupo poblacional en las actividades de pesca es parcial, ya que suelen repartir su tiempo entre perfeccionar el oficio y sus actividades escolares, o bien cuando alcanzan la mayoría de edad emigran fuera de la región del complejo lagunar por lo que

abandonan el oficio, por lo que el contacto dermal con los sedimentos no es frecuente o desaparece por completo.

Un subgrupo de adolescentes masculinos que pueden tener una mayor probabilidad de riesgo de generar cáncer, es aquel que abandona los estudios y comienza a apoyar a la familia de manera regular en las actividades de pesca o bien, que comienza a formar una familia y en la pesca basan su sustento. En ambos casos, la frecuencia de exposición a sedimentos y crustáceos contaminados por HAP aumenta sobre todo en quienes realicen la pesca de subsistencia.

En los adolescentes femeninos, el riesgo de desarrollar cáncer en algún punto de la vida está asociado únicamente al consumo de camarón ya que ellas se enfocan al apoyo del hogar y a la preparación y comercialización de camarón (ya sea fresco o seco-salado), por lo que el contacto dermal con sedimentos contaminados con HAP es poco y la ingestión accidental del mismo es prácticamente nula.

A diferencia de los grupos anteriores (niños y adolescentes) en los adultos, se encontró en mayor RICV, lo que indica un riesgo potencial de desarrollar cáncer en el transcurso de la vida.

En este caso, particularmente para los adultos masculinos, el contacto dérmico o por ingestión de sedimentos o camarones contaminados con HAP es mayor ya que son ellos quienes laboran en las diferentes subcuencas del complejo lagunar. Conforme la edad aumenta en los pescadores adultos, mayor es la frecuencia de contacto con sedimentos y por tanto la probabilidad de desarrollar cáncer en algún momento. El riesgo dérmico se considera puede disminuir de forma sustancial si las actividades de pesca se realizan a través de vehículos acuáticos y con artes de pesca (atarrayas, redes) donde el contacto (vía piel y manos) con los sedimentos es menor.

Un subgrupo de adultos masculinos que puede estar particularmente en riesgo, es aquel que realiza la pesca a pie (artesanalmente) y que consume dicha pesca para subsistir, donde las personas de la tercera edad pueden ser las más vulnerables, ya que, ante la falta de otras fuentes de ingreso, su dieta se compone de la pesca del día.

Para el caso de los adultos femeninos, el riesgo por contacto dérmico no se consideró en el cálculo de este parámetro de acuerdo a la división de roles que las mujeres tienen en estas comunidades pesqueras; sin embargo, el riesgo oral se equipara al que presenta su contraparte masculina y aumenta conforme avanza la edad.

Si bien las medianas del RICV en los tres periodos de muestreo indica la probabilidad de desarrollar cáncer observando los resultados de la tabla 44, las desviaciones estándar en todos los muestreos para todos los grupos poblacionales analizados, mostraron valores extremos que se asocian a ciertos HAP en particular y a ciertas estaciones por época de colecta, siendo benzo(a)antraceno, benzo(b) fluoranteno y el benzo(a)pireno los que mayor riesgo potencial de desarrollar cáncer en el transcurso de la vida presentaron por vía dermal de manera individual; además del criseno y dibenzo(ah)antraceno por vía oral, también de forma individual; de ahí que al momento de comparar los valores de RICV por temporada de muestreo, se tenga de forma global que el riesgo sea menor en nortes y mayor en lluvias, cuando el análisis de los factores de exposición por separado por muestreo, indicaron un comportamiento inverso.

Estos resultados pueden considerarse, desde el escenario toxicológico, como los primeros antecedentes para camarón blanco en esta región costera mexicana, que permitirían continuar con la estimación de la magnitud del proceso de bioacumulación por este tipo de contaminantes en otras especies de relevancia económica y alimenticia presentes en el complejo lagunar y que, al igual que el camarón, forman parte de la fauna comercializada y consumida localmente.

La aportación de este trabajo de tesis es el haber logrado establecer zonas de riesgo ambiental preliminares de acuerdo al contenido de HAP dentro del complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec y con ello ser referente para impulsar el desarrollo de estudios toxicológicos más específicos y profundos que incluyan a esta misma especie de crustáceos así como especies tanto bentónicas como nectónicas para poder estimar la afectación que la presencia de HAP en sedimento y biota representa a los habitantes de la región.

CONCLUSIONES

- El complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec es un conjunto de subecosistemas costeros cuyas características morfológicas, fisiográficas, atmosféricas, hidrológicas e hidrodinámicas conforma una clara zonificación donde el transporte, depósito húmedo y distribución de HAP se modifica tanto espacial como temporalmente cuando existe intercambio entre las masas de agua del complejo lagunar y el Istmo de Tehuantepec

De lo anterior, se puede decir que la distribución temporal de HAP en sedimentos superficiales del complejo Lagunar del Istmo de Tehuantepec responde a la secuenciación.

Dilución (lluvias) – Resuspensión (nortes) – Concentración (secas)

- La distribución espacial de HAP depende de factores como: la cercanía de aportes puntuales, el transporte atmosférico y la hidrodinámica de las diferentes subcuencas, que van desde zonas de baja energía hasta zonas de mayor turbulencia (bocas de interconexión).
- Los contenidos de carbono orgánico dentro del complejo lagunar se consideran bajos al compararlos con otros ecosistemas costeros del país, probablemente como resultado de la buena oxigenación de las subcuencas promovida por los vientos Tehuantepecanos.
- No se encontró asociación entre las concentraciones de HAP en sedimento y el porcentaje de carbono orgánico ya que el comportamiento fue inverso en los diferentes muestreos.
- El análisis preliminar de riesgo ecológico de sedimentos superficiales del complejo lagunar generó una zonificación que se asoció a la factibilidad de recambio de masas de agua, descargas fluviales, aportes puntuales a lo largo del año, tasas de evapotranspiración, zonas de interconexión de las diferentes subcuencas y zonas de mayor productividad pesquera.
- Las concentraciones de HAP en camarón mostró diferencias entre las diferentes épocas de muestreo, siendo mayores durante lluvias y secas, mientras que en disminuye de manera importante. Los HAP que se encontraron en mayor

concentración fueron los de alto peso molecular (4-5 anillos bencénicos) y en mayor cantidad que la registrada en sedimentos superficiales.

- La bioacumulación en camarón fue distinta entre las tallas analizadas en los tres muestreos, sin embargo, no se puede establecer un factor predominante que genere estas diferencias ya que a lo largo del año existe el aporte constante de poslarvas al complejo lagunar, por lo que existen diversas cohortes en distintas fases de crecimiento que en determinadas épocas del año aumentan o disminuyen su metabolismo y con ello, se modifican las tasas de bioacumulación.
- Finalmente, un análisis preliminar de riesgo toxicológico indicó que sobre todo la población masculina en la etapa adulta es la que presenta mayor riesgo potencial de desarrollar cáncer a lo largo de la vida, que aumenta conforme la práctica pesquera se realice por mayor tiempo y de forma artesanal, seguidos en probabilidad de riesgo potencial de aquellas familias que a través de la pesca de subsistencia obtengan parte de su alimentación diaria.

RECOMENDACIONES

Los resultados descritos en este documento se estiman preliminares ya que no se encontró información similar generada dentro del complejo lagunar para este tipo de contaminante; sin embargo, el tiempo que ha transcurrido desde la toma de muestras (2003-2005) hasta el momento actual (2022) se ha caracterizado por diversos cambios ambientales en el complejo lagunar como:

- Periodos largos de cierre de la boca de San Francisco que impiden la exportación de materiales hacia el Golfo de Tehuantepec
- Azolve de zonas de menor topografía como las bocas de Santa Teresa y San Francisco
- Pérdida de cobertura de manglar en parte de la superficie del complejo lagunar, principalmente en la Laguna Superior y Mar Tileme.
- Disminución en el intercambio de masas de agua dentro del complejo lagunar, que puede aumentar los tiempos de residencia en las zonas de menor recambio como en Mar Tileme, ocasionando modificaciones fisicoquímicas en perjuicio de la biota que las hacen susceptibles a mayores afectaciones ocasionadas por estos compuestos
- Cambio en las precipitaciones donde las temporadas de estiaje se extienden y la cantidad de lluvia disminuye o es irregular.
- Desconocimiento de las concentraciones de HAP generados por las refinerías de Coatzacoalcos y Salina Cruz a lo largo del año y sobre todo en nortes y sus tasas de depósito tanto húmedo como seco sobre el complejo lagunar
- Aporte constante de agua residual desde Juchitán que eutrófica las aguas de las poblaciones aledañas, provoca enfermedades a los habitantes y afecta la viabilidad de las especies de interés comercial y de la cual se desconocen las cantidades de HAP presentes a lo largo del año.
- Sobreexplotación de los recursos pesqueros, sobre todo el camarón principalmente en episodios de boca cerrada donde la captura de juveniles se intensifica, afectando la viabilidad de la población.

Dado el deterioro ambiental que se ha presentado en el complejo lagunar tomando en cuenta la escasa información con respecto a los HAP (y de otros contaminantes persistentes como los plaguicidas), la investigación preliminar generada en este

documento, permite sugerir una serie de recomendaciones fundamentadas en el evaluación, monitoreo y seguimiento ambiental que contribuyan al conocimiento y actualización de la distribución espacial y temporal de HAP en el complejo lagunar cuyo registro permitirá a la par de otras disciplinas, ofrecer información relevante que pueda incorporarse a algún programa de gestión del ecosistema, sus recursos biológicos y pesqueros, para fomentar una pesquería sustentable y mejorar la salud ambiental en beneficio de los grupos originarios que dependen de este ecosistema costero, a través de acciones como:

- Aumentar el número de puntos muestreados y complementar con valores fisicoquímicos de agua intersticial y granulometría para poder encontrar tendencias soportadas por los datos sobre distribución de contaminantes, los factores causales y su riesgo para la salud.
- Monitoreo de las concentraciones de HAP en otras especies de importancia comercial dentro del complejo lagunar, así como de especies que se empleen en la pesca de subsistencia.
- Evaluación de las concentraciones de HAP en sedimento y camarón principalmente en la boca de San Francisco y en Puerto Estero al menos en la temporada de entrada de poslarvas y salida de juveniles del complejo lagunar, con ejemplares colectados *in situ* preferentemente.
- Monitoreo de las concentraciones de HAP tanto en sedimento como en agua en la boca de San Francisco durante los dragados que se realicen para la apertura de la boca
- Evaluación de las concentraciones de HAP en las aguas residuales de Juchitán y en la atmósfera del complejo lagunar.
- Estudios ecotoxicológicos con especies destinadas al consumo humano (venta, subsistencia)
- Estudios de impacto social con énfasis en la economía basada en las distintas pesquerías y la salud humana.

LITERATURA CITADA

- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, a. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1), 107-123. doi:10.1016/j.ejpe.2015.03.011
- Accardi-Dey, A. M., & Gschwend, A. (2002). Assessing the combined roles of natural organic matter and black carbon as sorbents in sediments. *Environmental Science and Technology*, 36(1), 21-29. doi:10.1021/es010953c
- Adams, S. M., Shepard, K. L., Greeley, S. M., Jimenez, B., Ryon, M., Shugart, L., . . . & Hilton, D. (1989). The use of bioindicators for assessing the effects of pollutants stress on fish. *Marine Environmental Research*, 28(1-2), 459-464. doi:10.1016/0141-1136(89)90284-5
- Adenji, A. O., Okoh, O., & Okoh, A. (2017). Analytical Methods for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Global Trend of Distribution in Water and Sediment: A review. En M. Zoveidavianpoor, *Recent Insights in Petroleum Science and Engineering*. IntechOpen. doi:10.5772/intechopen.71163
- Agency, N. E. (2018). *Risk Assessment of Contaminated Sediments. Guidelines*. Oslo: Norwegian Environmental Agency. Obtenido de <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1132/m1132.pdf>
- Ahangar, A. G. (2010). Sorption of PAHs in the Soil Environment with Emphasis on the Role of Soil Organic Matter. A Review. *World Applied Sciences Journal*, 11(7), 59-765. doi: ISSN 1818-4952
- Alameda-De-La-Mora, G., Fernández-Álamo, M. A., & Sanvicente-Añorve, L. (2000). Copepod assemblages in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Crustaceana*, 73(9), 1139-1153. Obtenido de https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/43324853/Copepod_assemblages_in_the_Gulf_of_Tehua20160303-18932-lh6z2x-libre.pdf?1457037318=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DCOPEPOD_ASSEMBLAGES_IN_THE_GULF_OF_TEHUA.pdf&Expires=1683763757&Signature=
- Amiard, J. C., & Amiard-Triquet, C. (2015). Conventional Risk Assessment of Environmental Contaminants. En C. Amiard-Triquet, & J. A. (Eds.), *Aquatic Ecotoxicology. Advancing Tools for Dealing with Emerging Risks* (pp. 1-50). Academic Press. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780128009499/aquatic-ecotoxicology>
- Amiard-Triquet, C. (2015). Introduction. En C. Amiard-Triquet, J. C. Amiard, & C. (. & Mouneyrac., *Aquatic Ecotoxicology* (págs. 1-23). Academic Press. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780128009499/aquatic-ecotoxicology>
- Amiard-Triquet, C., Cossu-Leguille, C., & Mouneyrac, C. (2013). Biomarkers of Defense, Tolerance, and Ecological Consequences. En T. C. Amiard, C. J. Amiard, & P. (eds.), *Ecological Biomarkers. Indicators of Toxicological Effects* (pp. 45-74). CRC Press. doi:10.1201/b13036
- Andersson, J., & Achten, & C. (2015). Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. 35(2-4), 330-354. doi:10.1080/10406638.2014.991042
- Apiratikul, R., Pongpiachan, S., & Hashmi, & M. (2020). Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal soils of Koh Samed Island (Thailand) after the oil spill incident in 2013. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110736. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110736
- Arias, A. H., Marcovecchio, J. E., Freije, R. H., Ponce-Velez, G., & Botello, A. V. (2010). Análisis de fuentes y toxicidad equivalente de sedimentos contaminados con PAHs en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Hidrobiológica*, 20(1), 41-56. Obtenido de <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/780>
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14, 257-297. doi:10.1139/A06-005
- Ashayeri, N. Y., Keshavarzi, B., Moore, F., Kersten, M., Yazdi, M., & R., L. A. (2018). Presence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and surface water from Shadegan wetland – Iran: A focus on

- source apportionment, human and ecological risk assessment, and Sediment-Water Exchange. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 1054-1066. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.11.055
- ATSDR. (1995). *Toxicological Profiles for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. U.S. Department of Health and Human Services. Obtenido de <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp69.pdf>
- ATSDR. (2022). *Guidance for Calculating Benzo(a)pyrene Equivalents for Cancer Evaluations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Atlanta: Department of Health and Human Services, Public Health Service. Obtenido de <https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/resources/ATSDR-PAH-Guidance-508.pdf>
- Baali, A., & Yahyaoui, A. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their influence on some aquatic species. En *Biochemical Toxicology-Heavy Metals and Nanomaterials*. IntechOpen. Obtenido de <https://www.intechopen.com/chapters/67269>
- Balmer, J., Hung, H., Yu, Y., Letcher, R., & Muir, D. (2019). Sources and environmental fate of pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Arctic. *Emerging Contaminants*, 5, 128-142. doi:10.1016/j.emcon.2019.04.002
- Bancon-Montigny, C., González, C., Delpoux, S., Avezac, M., Spinelli, S., Mhadhbi, T., . . . Pringault, a. O. (2019). Seasonal changes of chemical contamination in coastal waters during sediment resuspension. *Chemosphere*, 235, 651-661.
- Bancon-Montigny, C., Gonzalez, C., Delpoux, S., Avezac, M., Spinelli, S., Mhadhbi, T., . . . Pringault, P. (2019). Seasonal changes of chemical contamination in coastal waters during sediment resuspension. *Chemosphere*, 235, 651-661. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.06.213
- Bank, W., & Consultants, H. (2008). <http://www.popstoolkit.com/riskassessment.aspx>. Obtenido de <http://www.popstoolkit.com/>.
- Baran, A., Klimkowicz-Pawla, A., Ukalska-Jaruga, A., Mierzwa-Hersztek, M., Gondek, K., Szara-Bąk, M., . . . I, S. (2021). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the bottom sediments of a dam reservoir, their interaction with organic matter, and risk to benthic fauna. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 2418-2431. doi:10.1007/s11368-021-02968-1
- Barrera-Huerta, R. (1976a). *Algunos aspectos a considerar para la determinación de vedas, apertura y cierre de tapos y reglamentación de luz de malla de las atarrayas de pesca de camarón de las marismas del estado de Oaxaca*. Guaymas.
- Barrera-Huerta, R. (1976b). Estudios sobre los tamaños de captura comercial de camarón blanco (P. Vannamei) en las Lagunas Oriental y Occidental y Marismas del estado de Oaxaca, México. *Mem. Simp. Biol. Diám. Pobl. Camarones*, (págs. 115-123). Guaymas.
- Barrier, R., Velasquillo, E., Chavez, L., & Gaulon, M. (1998). Neotectonic evolution of the Isthmus of Tehuantepec (southeastern Mexico). *Tectonophysics*, 287(1-4), 77-96. doi:10.1016/S0040-1951(98)80062-0
- Barton, E. D., Argote, M. L., Brown, J., Kosro, P., Lavin, M., Robles, J. M., . . . Vélez, H. S. (1993). Supersquirt: Dynamics of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Oceanography*, 6(1), 23-30. Obtenido de <https://www.jstor.org/stable/43919091>
- Bateni, F., Mehdinia, A., Lundin, L., & Hashtroudi, M. S. (2022). Distribution, source, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the northern part of the Persian Gulf. *Chemosphere*, 295(133859). doi:10.1016/j.chemosphere.2022.133859
- Baumard, P., Budzinski, H., & Garrigue, & P. (1998). PAHs in Arcachon Bay, France: Origin and biomonitoring with caged organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 36(8), 577-586. doi:10.1016/S0025-326X(98)00014-9
- Baumgardner, D., Raga, G. B., Gutter, M., Lammel, G., & Moya, M. (2006a). Evolution of anthropogenic aerosols in the coastal town of Salina Cruz, Mexico: part II particulate phase chemistry. *Science of Total Environment*, 372(1), 287-298. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.08.044
- Baumgardner, D., Raga, G., Gutter, M., & Lammel, G. (2006). Evolution of anthropogenic aerosols in the coastal town of Salina Cruz, México: Part I Particle dynamics and land-sea interactions. *Science of the Total Environment*, 367, 288-301. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.11.013.

- Bayat, J., Hashemi, S. H., Khoshbakht, K., Deihimfard, R., Shahbazi, A., & Momeni-Vesalian, R. (2015). Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons on agricultural lands surrounding the Tehran oil refinery. *Environmental Assessment Monitoring*, 187(7), 451. doi:10.1007/s10661-015-4646-8
- Benitez, J. (1994). *Laguna Superior, Oaxaca: su uso y niveles de toxicidad en un contexto regional*. Secretaría de Marina, Dirección General de Oceanografía Naval.
- Bernal-Camacho, D. F., Fontes, J. V., & Mendoza, E. (2022). A Technical Assessment of Offshore Wind Energy in Mexico: A Case Study in Tehuantepec Gulf. *Energies*, 15(12), 4367. doi:10.3390/en15124367
- Bertilsson, S., & Wienfalk, A. (2002). Photochemical degradation of PAHs in freshwaters and their impact on bacterial growth - influence of water chemistry. *Hydrobiologia*, 469, 23-32. doi:10.1023/A:1015579628189
- Berúmen Rodríguez, A. A. (2015). *Determinación de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) en tejido de peces y crustáceos del golfo de Tehuantepec México*. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Medicina, San Luis Potosí. doi:10.13140/RG.2.2.16893.15841
- Beyer, J., Trannum, H. C., Bakke, T., Hodson, P., & Collier, T. K. (2016). Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 28-51. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.06.027
- Bianche, C., Mansuy-Huault, L., & Fauré, P. (2014). Impact of oxidation and biodegradation on the most commonly used polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) diagnostic ratios: Implications for the source identifications. *Journal of Hazardous Materials*, 267, 31,39. doi:10.1016/j.jhazmat.2013.12.036
- Bianchi, G. (1991). Demersal assemblages of the continental shelf and slope edge between the Gulf of Tehuantepec (Mexico) and the Gulf of Papagayo (Costa Rica). *Marine Ecology Progress Series*, 73(21), 121-140. Obtenido de <https://www.int-res.com/articles/meps/73/m073p121.pdf>
- Black, C. J., Welday, J. N., Buckley, B., Ferguson, A., Gurian, P. L., Mena, K. D., . . . Solo-Gabriele, H. M. (2016). Risk Assessment for Children Exposed to Beach Sands Impacted by Oil Spill Chemicals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(853), 18. doi:10.3390/ijerph13090853
- Blackburn, M. (1962). *An oceanographic study of the Gulf of Tehuantepec (No. 404)*. US Department of Interior, Fish and Wildlife Service.
- Bleam, W. (2012). Risk Assessment. En W. Bleam, *Soil and Environmental Chemistry* (págs. 409-447). Oxford: Elsevier. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780124157972/soil-and-environmental-chemistry>
- Blowes, D., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. In H. D. Holland, & K. K. Turekian, *Treatise on Geochemistry* (págs. 149-204). Pergamon. doi:10.1016/B0-08-043751-6/09137-4
- Boehm, P., Pietari, J., Cook, L. L., & Saba, T. (2018). Improving rigor in polycyclic aromatic hydrocarbon source fingerprinting. *Environmental Forensic*, 19(3), 172-184. doi:10.1080/15275922.2018.1474287
- Borgå, K. (2013). Ecotoxicology: Bioaccumulation. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.00765-X
- Botello, A. V., Toledo, A. O., De la Lanza-Espino, G., & Villanueva, S. (2000). The Pacific Coast of Mexico. En C. (. Sheppard, *Seas of the Millenium. An Environmental Evaluation* (págs. 483-500). doi:10.1016/S0025-326X(00)00098-9
- Botello, A. V., Villanueva, S. F., Díaz, G. G., & Escobar-Briones, E. (1998). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Salina Cruz Harbour and Coastal Areas, Oaxaca. *Marine Pollution Bulletin*, 36(7), 554-558. doi:10.1016/S0025-326X(98)00026-5
- Botello, A. V., Villanueva, S., Díaz, G., & Pica, Y. (1995). Contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos y organismos del puerto de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 183-205. Obtenido de <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/30540>
- Botello, A. V., Villanueva, S., Pica, Y., & Díaz, G. (1994). Impactos sobre los sistemas acuáticos: Evaluación geoquímica del puerto de Salina Cruz. En A. T. (Ed.), *Riqueza y Pobreza en la Costa de Chiapas y Oaxaca* (págs. 183-205). México: Centro de Ecología y Desarrollo.

- Botello, A., S., V. F., Y., P., & G., D. (1994). *Impactos sobre los sistemas acuáticos: Evaluación geoquímica del Puerto de Salina Cruz*. (A. Toledo, Ed.) México: Centro de Ecología y Desarrollo.
- Boumaggard, E. H., Gayet, J., Bobier, C., Machain-Castillo, M. A., & Aguayo-Camargo, E. (1997). Distribution des sédiments sur la marge du golfe de Tehuantepec (Pacifique Oriental). Exemple d'interaction tectonique-eustatisme. *Oceanologica Acta*, 21(1), 21-31. doi:10.1016/S0399-1784(98)80046-7
- Bourassa, M. A., Zamudio, L., & O'Brien, J. J. (1999). Noninertial flow in NSCAT observations of Tehuantepec winds. *Journal of Geophysical Research*, 104(C5), 11311-11319. doi:10.1029/1998JC900110
- Bozada. (2006). *Los Contaminantes Persistentes en el Istmo Mexicano*. México: RAPAM/PNUMA.
- Bozada R., L. M. (2003). *Las pesquerías del Complejo Lagunar del Istmo de Tehuantepec*. Istmo Mexicano. Ciencias en Planificación de Empresas y Desarrollo Regional. Oaxaca: Instituto Tecnológico Regional de Oaxaca.
- Bozada, R. L., & and F. Bejarano, G. (2006). *Los Contaminantes Orgánicos Persistentes en el Istmo Mexicano*. México: Red Internacional sobre Plaguicidas y Alternativas en México (RAPAM). Obtenido de <https://www.rapam.org/wp-content/uploads/2015/12/Los-Contaminantes-Istmo-Opti.pdf>
- Brändli, R., Bucheli, T., Ammann, S., Desales, A., Keller, A., Blum, A., & Stahel, F. (2008). Critical evaluation of PAH source apportionment tools using data from the Swiss soil monitoring network. *Journal of Environmental Monitoring*, 10, 1278-1286. doi:10.1039/B807319H
- Brennan, M., III, H. D., & Knabb, R. D. (2010). Observations of Gulf of Tehuantepec Gap Wind Events from QuikSCAT: An Updated Event Climatology and Operational Model Evaluation. *Weather and Forecasting*, 25(2), 646-658. doi:10.1175/2009WAF222324.1
- Bublitz, J. J. (2022). *Firex water tank, swmu 069, confirmatory sampling report*. Merritt Island, Florida: NASA. Obtenido de <https://ntrs.nasa.gov/citations/20220009085>
- Buchman, M. F. (2008). *NOAA Screening Quick Reference Tables*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Response and Restoration Division. Seattle: NOAA. Obtenido de <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Budzinski, H., Garrigues, P., Bernard, G., Bellocq, J., Hinrichs, K., & Rullkoller, J. (1997). Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in sediments from the Amazon fan: occurrence and diagenetic evolution. In R. P. Flood, *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results, Vol. 155* (págs. 355-364). Obtenido de http://www-odp.tamu.edu/publications/155_SR/CHAP_35.PDF
- Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Piérard, C., & Garrigues, P. (1997). Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde Estuary. 58, 85-97. doi:10.1016/S0304-4203(97)00028-5
- Burgess, R., Driscoll, S. K., Ozretich, R., Mount, D., & Reiley, M. (2012). *Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Procedures for the Determination of the Freely Dissolved Interstitial Water Concentrations of Nonionic Organics*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. Obtenido de https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NHEERL&dirEntryID=237621
- Byeong-Kyu, L. (2010). Sources, Distribution, and Toxicity of Polyaromatic Hydrocarbons (PAHs) in Particulate Matter. En V. Villanyi (Ed.), *Air Pollution*. doi:10.5772/10045
- Calf, D. F., Crommentuijn, T., & van de Plassche, E. (1997). Environmental Quality Objectives for 10 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36(1), 89-97. doi:10.1006/eesa.1996.1495
- Calva-Benítez, L. G., & Torres-Alvarado, M. (2011). Textura de sedimentos y carbono orgánico en el sistema costero lagunar Alvarado, Veracruz. *Contactos*, 81, 11-16. Obtenido de <http://www2.izt.uam.mx/newpage/contactos/revista/81/pdfs/sedimentos.pdf>
- Calva-Benítez, L., & Torres-Alvarado, R. (2011). Carbono Orgánico y características texturales de sedimentos en áreas del pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del Golfo de México. *Universidad y Ciencia*, 27(2), 133-144. Obtenido de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792011000200003

- Calva-Benítez, L., Rojas, A. P., & Márquez-García, A. (2006a). Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiológica*, 16(2), 127-135. Obtenido de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972006000200003
- Calva-Benítez, L., Torres-Alvarado, R., & Cruz, A. J. (2009). Carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema lagunar costero Carretas-Pereyra, Chiapas. *Hidrobiológica*, 19(1), 33-42. Obtenido de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972009000100005
- Camargo, K., Sericano, J., Bhandari, S., Hoelscher, C., McDonald, T., Chiu, W., . . . Knap, A. H. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbon status in post-hurricane Harvey sediments: Considerations for environmental sampling in the Galveston Bay/Houston Ship Channel region. *Marine Pollution Bulletin*, 162. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111872
- Cao, Z., Liu, J., Luan, Y., Ma, M., Xu, J., & Han, S. (2010). Distribution and ecosystem risk assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology*, 19, 827-837. doi:10.1007/s10646-010-0464-5
- Carlén, S. (2018). *Identifying Sources and Ecological Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Polluted Fiber Enriched Sediments from the Bothnian Sea*. Bachelor Thesis in Chemistry, Umeå universitet. Obtenido de <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1374819/FULLTEXT01.pdf>
- Carranza-Edwards, A. (1980). Ambientes Sedimentarios Recientes de la Llanura Costera sur del Istmo de Tehuantepec. *An. Centro Ciencias del Mar y Limnol.*, 7(2), 13-65. Obtenido de <http://biblioweb.fic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1980-2/articulo93.html>
- Carranza-Edwards, A., Gutiérrez-Estrada, .. M., & Rodríguez-Torres, R. (1975). Unidades Morfotectónicas Continentales de las Costas Mexicanas. *An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol*, 2(1), 81-88. doi:<http://biblioweb.fic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1975-1/articulo13.html>
- Cavalcante, R., Sousa, F., Nascimento, R., Silveira, E. R., & Freire, G. S. (2009). The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. *Journal of Environmental Management*, 91(2), 328-335. doi:10.1016/j.jenvman.2009.08.020
- Centro Mario Molina. (2008). *Inventario de emisiones de contaminantes criterio y gases de efecto invernadero, Estado de Oaxaca, México*. México, D.F.: Centro Mario Molina. Obtenido de <https://www.oaxaca.gob.mx/semaedeso/wp-content/uploads/sites/59/2016/02/Inventario-de-Emissiones-Oaxaca.-CMM.-Ago-22-2011.pdf>
- Cervantes-Hernández, P., & Egremy-Valdez, A. (2013). Variación de la captura del recurso camarón, en relación con la disposición geográfica de los sedimentos en la zona 90 de pesca, Golfo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Hidrobiológica*, 23(1), 111-123. Obtenido de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972013000100011
- Cervantes-Hernández, P., Gallardo-Berumen, M. I., & Serrano-Guzmán, y. S. (2012). Explotación y distribución de la captura artesanal de camarón Explotación y distribución de la captura artesanal de camarón. *Rev. Mar. Cost.*, 4(1), 67-81. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4893118>
- Cervantes-Hernández, P., Gallardo-Berumen, M. I., Ramos-Cruz, S., Gómez-Ponce, M. A., & Gasca, y. A. (2008). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(2), 285-294. Obtenido de https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-19572008000200007&script=sci_arttext
- Cervantes-Hernández, P., Gallardo-Burúmen, M. A., Ramos-Cruz, S., Gómez-Ponce, M., & Gracia-Gasca, y. A. (2008). Análisis de las temporadas de veda en la explotación marina de camarones del Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(2), 285-294.
- Cervantes-Hernández, P., Torres-Hernández, P., & Gómez-Ponce, & M. (2017). Recruitment Age of *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) (Decapoda: Penaeidae) in the Cabeza De Toro-La Joya Buenavista Lagoon System, Oaxaca-Chiapas, Mexico. *Open Journal of Marine Science*, 7, 511-525. doi:10.4236/ojms.2017.74036.
- Chaca, R. (22 de 09 de 2021). Pueblos del Mar, en el Istmo de Oaxaca, piden ayuda para drenar laguna que inunda sus hogares. *El Universal Oaxaca*. Obtenido de <https://oaxaca.eluniversal.com.mx/municipios/pueblos-del-mar-en-el-istmo-de-oaxaca-piden-ayuda-para-drenar-laguna-que-inunda-sus>

- Charlton, A. A., Pettigrove, V. J., & Baird, D. J. (2016). Ecological Assessment. En G. Batley, & S. Simpson, *Sediment Quality Assessment. A Practical Guide* (2nd ed., págs. 195- 236). Australia: SCIRO Publishing. Obtenido de <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/964>
- Chen, F., Lin, Y., Cai, M., Zhang, J., Zhang, Y., Kuang, W., . . . Ke., H. (2018). Occurrence and Risk Assessment of PAHs in Surface Sediments from Western Arctic and Subarctic Oceans. *Environmental Research and Public Health*, 14(4), 734. doi:10.3390/ijerph15040734
- Chu, E., & Carr, J. (2017). Environmental Impact: Concept, Consequences, Measurement. *Reference Module in Life Sciences*. doi:10.1016/B978-0-12-809633-8.02380-3
- Colombo, J. C., Pelletier, E., Brochu, C., Khalil, M., & Catoggio, J. (1989). Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata Estuary, Argentina. *Environ. Sci. Technol.*, 23(7), 888-894. doi:10.1021/es00065a019
- CONAPESCA. (2020). *Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura 2020*. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, México. Obtenido de https://nube.conapesca.gob.mx/sites/cona/dgppe/2020/ANUARIO_ESTADISTICO_DE_ACUACULTURA_Y_PESCA_2020.pdf
- Contreras, E. F. (1983). *Ecosistemas Costeros Mexicanos*. México: CONABIO-UAMI.
- Cromwell, J. (1984). Marine Geology of Laguna Superior, Mexico. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Obtenido de <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1985-1/articulo186.html>
- Crone, J. T., & Tolstoy, M. (2010). The magnitude of the 2010 Gulf of Mexico Oil Leak. *Science*, 330(6004), 634. doi:10.1126/science.1195840
- Cui, S., Fu, Q., Li, T.-X., Ma, W.-L., Liu, D., & Wang, M. (2016). Sediment-Water Exchange, Spatial Variations, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Songhua River, China. *Water*, 8(8), 334. doi:10.3390/w8080334
- da Silva Rocha, A. J., Gomes, V., Rocha, M. J., Hasue, F. M., Santos, T. C., Bicego, M. C., & Van Ngan, P. (2012). ROD activity and genotoxicity in the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* exposed to benzo [a] pyrene (BaP) concentrations. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 34(3), 995-1003.
- da Silva, R. A., Gomes, V., de Arruda, C. R., Matsu, H. F., Cruz, A. S., Caruso, B. M., . . . Van Ngan, P. (2012). EROD activity and genotoxicity in the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* exposed to benzo[a]pyrene (BaP) concentrations. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 34(3), 995-1003. doi:10.1016/j.etap.2012.07.006.
- de la Luz Mata, M. (1987). *Benthic Foraminiferal Assemblages from Mexican Continental Shelves*. Louisiana State University and Agricultural & Mechanical College. Obtenido de https://digitalcommons.lsu.edu/gradschool_disstheses/8219/
- de Pinho, J. V., Rodrigues, P. D., Guimarães, I. D., Monteiro, F. C., Ferrari, R. G., H.-D. R., & Conte-Junior, C. A. (2022). The Role of the Ecotoxicology Applied to Seafood as a Tool for Human Health Risk Assessments Concerning Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1211. doi:10.3390/ijerph19031211
- Dickhut, R., Canuel, E. A., Gustafson, K. E., Liu, K., Arzayus, K. M., Walker, S. E., . . . MacDonald, E. H. (2000). Automotive Sources of Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Associated with Particulate Matter in the Chesapeake Bay Region. *Environmental Science and Technology*, 34, 4635-4640. doi:10.1021/es000971e
- Dobbins, R. A., Fletcher, R. A., Benner, J. B., & Hoeff., S. (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbons in flames, in diesel fuels, and in diesel emissions. *Combustion and Flame*, 4, 773-781. doi:10.1016/j.combustflame.2005.09.008
- dos Santos Fogaça, F. L., Soares, C., Oliveira, M., Alves, R. N., Maulvault, A. L., Barbosa, V. L., . . . Marques, A. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons bioaccessibility in seafood: Culinary practices effects on dietary exposure. *Environmental Research*, 164, 165-172. doi:10.1016/j.envres.2018.02.013

- Dosunmu, M. I., Oyo-Ita, I. O., & Oyo-Ita, E. (2016). Risk assessment of human exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons via shrimp (*Macrobrachium felicinum*) consumption along the Imo River catchments, SE Nigeria. *Environ Geochem Health*, 38, 1333–1345. doi:10.1007/s10653-016-9799-z
- Douglas, G., Emsbo-Mattingly, S., Stout, S., Uhler, A., & McCarthy, K. (2007). Chemical Fingerprint Methods. Second Edition. In B. L. Murphy, & R. D. Morrison, *Introduction to Environmental Forensic* (págs. 311-454). Oxford: Academic Press. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780123695222/introduction-to-environmental-forensics>
- Duran, R., & Cravo-Laureau, C. (2016). Role of environmental factors and microorganisms in determining the fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment. *FEMS Microbiology Reviews*, 40(6), 814-830. doi:10.1093/femsre/fuw031
- Duttagupta, S., A., M., Routh, J., Devi, L. G., Bhattacharya, A., & Bhattacharya, J. (2020). Role of aquifer media in determining the fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in the natural river basin. *Journal of Environmental Science and Health. Part A*, 55(4), 354-373. doi:10.1080/10934529.2019.1696617
- Elzein, A., Stewart, G. J., Swift, S. J., Nelson, B. S., Crilley, L. R., Alam, M. S., . . . Lewis, A. C. (2020). A comparison of PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in summer Beijing (China) and Delhi (India). *Atmos. Chem. Phys.*, 20, 14303–14319. doi:10.5194/acp-20-14303-2020
- Emmenegger, C. (2006). *Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Humic-like Substances in the Environment*. Zürich: Swiss Federal Institute of Technology Zürich. Obtenido de <https://www.research-collection.ethz.ch/bitstream/handle/20.500.11850/149371/eth-28806-01.pdf>
- Espejel, I., Espinoza-Tenorio, A., Alcalá, G., Fuentes, P., Serrano, S., Rivera, C., & G., V. (2008). *Regionalización ecosistémica con base en indicadores ambientales de tres regiones marinas en el sur de México*. Ensenada, B.C.: Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad. Obtenido de https://www.oas.org/dsd/IABIN/Component2/Mexico/U.%20Baja%20California/Primer%20Reporte%20IABIN_avance%20tecnico%20con%20Anexos.pdf
- Fan, J., Sun, X., Liu, Y., Zhao, D., Hao, X., Liu, W., & Cai, Z. (2022). New insight into environmental photochemistry of PAHs induced by dissolved organic matters: A model of naphthalene in seawater. *Process Safety and Environmental Protection*, 161, 325-333. doi:10.1016/j.psep.2022.03.017
- Fan, Z., & Lin, L. (2011). Exposure Science: Contaminant Mixtures. In J. Nriagu, *Encyclopedia of Environmental Health (Second Edition)* (págs. 805-815). Elsevier. doi:10.1016/B978-0-444-63951-6.00122-4.
- Fang, X., Wu, L., Zhang, Q., Zhang, J., Wang, A., Zhang, Y., . . . Mao, H. (2019). Characteristics, emissions, and source identifications of particle polycyclic aromatic hydrocarbons from traffic emissions using tunnel measurement. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 674–684. doi:10.1016/j.trd.2018.02.021
- Farber-lorda, J., Lavin, M., & Guerrero-Ruiz, M. (2004). Effects of wind forcing on the trophic conditions, zooplankton biomass, and krill biochemical composition in the Gulf of Tehuantepec. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6-9), 601-614. doi:10.1016/j.dsr2.2004.05.022
- Farfante, I. (1974). Range Extension of *Penaeus* (*Litopenaeus*) *Occidentalis* Streets, 1871 (Decapoda, Penaeidae) Into the Golfo De Tehuantepec. *Crustaceana*, 27(3), 316-319. Obtenido de <https://www.jstor.org/stable/20102158>
- Farfante, I. P. (1985). The rock shrimp genus *Sicyonia* (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in the eastern Pacific. *Fishery Bulletin*, 83(1), 1- 79. doi:<https://spo.nmfs.noaa.gov/content/rock-shrimp-genus-sicyonia-crustacea-decapoda-penaeoidea-eastern-pacific>
- Farias, C. O., Hamacher, C., Wagener, A. D., & Scofield, A. D. (2008). Origin and degradation of hydrocarbons in mangrove sediments (Rio de Janeiro, Brazil) contaminated by an oil spill. *Organic Geochemistry*, 39(3), 289-307. Obtenido de https://www.academia.edu/23456460/Origin_and_degradation_of_hydrocarbons_in_mangrove_sediments_Rio_de_Janeiro_Brazil_contaminated_by_an_oil_spill
- FDEP. (2005). *Technical Report: Development of Cleanup Target Levels (CTLs) For Chapter 62-777, F.A.C.* Center for Environmental & Human Toxicology. Florida: University of Florida. Obtenido de

- <https://floridadep.gov/waste/district-business-support/documents/technical-report-development-cleanup-target-levels-ctls>
- FDEP. (2022). *Florida Department of Environmental Protection*. Obtenido de benzoapyrene-equivalents-calculator-multiple-samples: <https://floridadep.gov/waste/district-business-support/documents/benzoapyrene-equivalents-calculator-multiple-samples>
- FDEP. (2022). *Florida Department of Environmental Protection*. Obtenido de <https://floridadep.gov/waste/district-business-support/content/calculators>
- Filgueiras-Nodar, J. (2001). Técnicas de pesca y condiciones socioambientales entre los mero ikoots de San Mateo del Mar (Oaxaca, México). *Cuadernos de Antropología*, 31(1), 1-18. doi:10.15517/cat.v31i1.46544
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., S. C., Carpenter, K., & Niem, V. H. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*. (Vol. 1). Roma: FAO. Obtenido de www.researchgate.net/profile/Friedhelm-Krupp/publication/292139039_Guia_FAO_para_la_identificacion_de_especies_para_los_fines_de_la_pesca_Pacifico_centro-oriental_vol_1/links/56a9ced308ae2df821653fb6/Guia-FAO-para-la-identificacion-de-especies-para-los-f
- Flores, V. X. (2011). *Dinámica Costera del Golfo de Tehuantepec y su interacción con el Pacífico Tropical Oriental*. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California. Facultad de Ciencias Marinas., Ensenada. Obtenido de <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/handle/20.500.12930/205>
- Flores-Ramírez, R., Berumen-Rodríguez, A., Ilizaliturri-Hernández, C., de la Fuente, C., Toledano, R., Morales, G. D., & Espinosa-Reyes, G. (2014). Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (hap) en la costa del golfo de Tehuantepec, México. En A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego, & R. Lara-Lara, *Pacífico Mexicano. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias* (págs. 397-412). México: UAC, UNAM-ICMyL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/286930740_Hidrocarburos_Aromaticos_Policiclicos_HA_P_en_la_costa_del_golfo_de_Tehuantepec_Mexico
- Flores-Vidal, F., Durazo, R., Chavanne, C., & Flament, P. (2011). Coastal circulation in the absence of wind in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: High-frequency radar observations. *Ciencias Marinas*, 37(4A), 493-512. doi:10.7773/cm.v37i4A.1911
- Froehner, S., Rizzi, J., Viéira, L. M., & Sanez, J. (2018). PAHs in Water, Sediment, and Biota in an Area with Port Activities. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75, 236-246. doi:10.1007/s00244-018-0538-6
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México. Obtenido de <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83>
- García, S. P. (2018). Los efectos de los terremotos y las inundaciones de septiembre de 2017 en San Mateo del Mar. *Rutas de campo*, 3, 52-68. Obtenido de <https://revistatest.inah.gob.mx/index.php/rutasdecampo/article/view/14647>
- García, S., Salmeron, J., Cota, S., & Ortiz, H. (2000). El golfo de Tehuantepec como un centro de actividad biológica y su importancia en las pesquerías. En *BAC: Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano*. Obtenido de <https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1001/1455>
- Gong, P., & Wang, X. (2021). Forest Fires Enhance the Emission and Transport of Persistent Organic Pollutants and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from the Central Himalaya to the Tibetan Plateau. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(7), 498–503. doi:10.1021/acs.estlett.1c00221
- González Lozano, M. (2007). *Evaluación de la Toxicidad de sedimentos de los cuerpos acuáticos receptores de PEMEX-Refinación en Salina Cruz, Oaxaca*. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., México. Obtenido de <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/196>
- González- Lozano, M. A., Méndez-Rodríguez, L. C., López-Veneroni, D. G., & Vázquez-Botello, A. (2006). Evaluación de la Contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz,

- Oaxaca, México. *Interciencia*, 31(9), 647-656. Obtenido de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442006000900007
- González -Silveira, A., Santamaría-del-Angel, E., Millán-Núñez, R., & Manzo-Monroy, H. (2004). Satellite observations of mesoscale eddies in the Gulas of Tehuantepec and Papagayo (Eastern Tropical Pacific). *Deep-Sea Research II*, 51, 587-600. doi:10.1016/j.dsr2.2004.05.019
- González, A. M. (2020). *Modelo Hidrodinámico del Ssistema Lagunar Huave, Oaxaca*. UNAM, UMDI-Juriquilla, Facultad de Ciencias. Querétaro: UNAM. Obtenido de <https://cemioceano.mx/Tesis/pdf/Tesis.pdf>
- Gonzalez, P., & Pierron, F. (2013). Omics in Aquatic Ecotoxicology: The Ultimate Response to Biological Questions? In T. C. Amiard, J. C. Amiard, & P. S. Rainbow, *Ecological Biomarkers. Indicator of Ecotoxicological Effects* (págs. 183-203). CRS Press. doi:10.1201/b13036
- González-Lozano, M. C., Méndez-Rodríguez, L. C., Maeda-Martínez, A. M., Marugan, G., & Botello, A. V. (2010). Evaluation of toxicity of polluted marine sediments from Bahía Salina Cruz, Mexico. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 45, 121-127. doi:10.1080/10934520903389283
- González-Lozano, M., Méndez-Rodríguez, L. C., López-Veneroni, D., & y A. Vázquez-Botello. (2006). Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Interciencia*, 31(9), 647-656. Obtenido de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33912008>
- González-Macías, C., Sánchez-Leyva, G., Salazar-Coria, L., & I., a. S. (2014). Application of the positive matrix factorization approach to identify heavy metal sources in sediments. A case study on the Mexican Pacific Coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 307-324. doi:10.1007/s10661-013-3375-0
- González-Macías, C., Sánchez-Reyna, G., Salazar-Coria, L., & Schiffer, I. (2014). Application of the positive matrix factorization approach to identify heavy metal sources in sediments. A case study on the Mexican Pacific Coast. *Environmental Monitoring Assessment*, 186, 307-324. doi:10.1007/s10661-013-3375-0
- González-Macías, C., Schiffer, I., Lluch-Cota, D. B., Méndez-Rodríguez, L., & Hernández-Vázquez, S. (2007). Environmental Assessment of Aromatic Hydrocarbons-Contaminated Sediments of the Mexican Salina Cruz Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133, 187-207. doi:10.1007/s10661-006-9572-3
- González-Macías, C., Schiffer, I., Lluch-Cota, D., Méndez-Rodríguez, L., & Hernández-Vázquez, a. S. (2006). Distribution, enrichment, and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118, 211-230. doi:10.1007/s10661-006-1492-8
- Goto, Y., Nakamura, K., & Nakata, a. H. (2021). Parent and alkylated PAHs profiles in 11 petroleum fuels and lubricants: Application for oil spill accidents in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 224(112644). doi:10.1016/j.ecoenv.2021.112644
- Grajales-Nishimura, J. M. (1988). *Geology, geochronology, geochemistry and tectonic implications of the Juchatengo green rock sequence, State of Oaxaca, southern Mexico*. The University of Arizona. Obtenido de <http://hdl.handle.net/10150/558094>
- Grimmer, G. (1983). Chapter 2. Chemistry. En G. Grimmer, *Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Chemistry, Occurrence, Biochemistry, Carcinogenicity* (pág. 272). Boca Raton, Florida: CRC Press Inc.
- Guigue, C., Todetti, M., Dang, D. H., Mullet, J.-U., Granier, C., & Goutx, M. (2017). Remobilization of polycyclic aromatic hydrocarbons and organic matter in seawater during sediment resuspension experiments from a polluted coastal environment: Insights from Toulon Bay (France). *Environmental Pollution*, 229, 627-638. doi:10.1016/j.envpol.2017.06.090
- Hampel, M., Blasco, J., Díaz, & Martín, M. (2016). Biomarkers and Effects. In J. Blasco, P. M. Chapman, O. Campana, & M. Hampel, *Marine Ecotoxicology. Current Knowledge and future issues* (págs. 121-166). Oxford: Elsevier. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780128033715/marine-ecotoxicology>

- Han, G., Shi, Y., Lu, Y., Liu, C., Cui, H., & Zhang, a. M. (2021). Coupling relation between urbanization and ecological risk of PAHs on coastal terrestrial ecosystem around the Bohai and Yellow Sea. *Environmental Pollution*, 268. doi:10.1016/j.envpol.2020.115680
- Han, G., Shi, Y., Lu, Y., Liu, C., Cui, H., & Zheng, M. (2021). Coupling relation between urbanization and ecological risk of PAHs on coastal terrestrial ecosystem around the Bohai and Yellow Sea. *Environmental Pollution*, 268(15680). doi:10.1016/j.envpol.2020.115680
- Han, Y. M., Bandowe, B. A., Wei, C., Cao, J. J., Wilcke, W., Wang, G. H., . . . Yan, B. Z. (2015). Stronger association of polycyclic aromatic hydrocarbons with soot than with char in soils and sediments. *Chemosphere*, 119, 1335-1345. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.02.021.
- Hassanshahian, M., Amirinejad, N., & Askarinejad, B. (2020). Crude oil pollution and biodegradation at the Persian Gulf: A comprehensive and review study. *J Environ Health Sci Engineer*, 1415-1435. doi:10.1007/s40201-020-00557-x
- Hayakawa, K. (2018). Chapter 1. Chemistry of Polycyclic Aromatic, Hydrocarbons (PAHs), Nitropolycyclic Aromatic Hydrocarbons (NPAHs), and Other Oxidative Derivatives of PAHs. En K. Hayakawa, *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Environmental Behavior and Toxicity in East Asia* (págs. 1-10). Singapore: Springer Nature. doi:10.1007/978-981-10-6775-4
- He, W., Chen, M., Schlautman, M. A., & Hur, J. (2016). Dynamic exchanges between DOM and POM pools in coastal and inland aquatic ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*, 551-552, 415-428. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.031
- Hiller, E., Jurkovic, L., & Bartal, a. M. (2008). Effect of Temperature on the Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil and Sediment. *Soil & Water Research*, 3(4), 231-240.
- Honda, M., & Susuki, N. (2020). Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. 17, 1363. doi:10.3390/ijerph17041363
- Hong, X., Peng, M., & Wang, Q. (2018). Simulating and understanding the gap outflow and oceanic response over the Gulf of Tehuantepec during GOTEX. *The Dynamic of Atmospheres and Oceans*, 82(1-19). doi:10.1016/j.dynatmoce.2018.01.003
- Hussain, K., Hoque, R. R., Balachandran, S., Medhi, S., Idris, M. G., Rahman, M., & Hussain, F. L. (2018). Monitoring and Risk Analysis of PAHs in the Environment. In H. C., *Handbook of Environmental Materials Management* (págs. 1-35). Springer. doi:10.1007/978-3-319-58538-3_29-2
- Hussain, R. A., Al-Ghanim, K. A., Abd-El-Atty, M. M., & Mohamed, L. A. (2016). Contamination of Red Sea Shrimp (*Palaemon serratus*) with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: a Health Risk Assessment Study. *Pol. J. Environ. Stud.*, 25(2), 615-620. doi:10.15244/pjoes/60767
- INEGI. (2016). *Población total por municipio según sexo*. Obtenido de https://www.inegi.org.mx/app/cuadroentidad/Oax/2018/03/3_2
- INEGI. (2022). *Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas (SIATL)* . Obtenido de https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/#: https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/#
- INGESA, S. d. (2008). *Parque Eólico Istmeño Oaxaca*. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional. doi:<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/oax/estudios/2008/20OA2008E0007.pdf>
- Iturbe, R., Flores, C., Castro, A., & Torres, L. G. (2007). Sub-soil contamination due to oil spills in zones surrounding oil pipeline pump stations and oil pipeline right-of-ways in Southwest Mexico. *Environmental Monitoring Assessment*, 133, 387-398. doi:10.1007/s10661-006-9593-y
- Jager, T. (2016). Dynamic Modeling for Uptake and Effects of Chemicals. In J. P. Blasco, M. Chapman, O. Campana, & M. Hampel, *Marine Ecotoxicology. Current Knowledge and Future Issues* (págs. 71-98). Academic Press. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/book/9780128033715/marine-ecotoxicology>
- Jaramillo, O. A., & Borja, M. A. (2004). Wind speed analysis in La Ventosa, México: a bimodal probability distribution case. *Renewable energy*, 29, 1613-1630. doi:10.1016/j.renene.2004.02.001

- Jensen, L., Honkanen, J., Jaeger, I., & Carroll, J. (2012). Bioaccumulation of phenanthrene and benzo [a] pyrene in *Calanus finmarchicus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, 225-231. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.11.029
- Jiang, C., Zhao, D., Chen, X., Zheng, L., Li, C., & Ren, M. (2022). Distribution, source and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in groundwater in a coal mining area, China. *Ecological Indicators*, 136(108683). doi:10.1016/j.ecolind.2022.108683
- Kasper-Zubillaga, J., Martínez-Serrano, R., Torres, E. A., Álvarez-Sánchez, L. F., Patiño-Andrade, D., Bermudez, A. G., & Carlos-Delgado, L. (2021). Petrographic and geochemical analyses of dune sands from southeastern Mexico, Oaxaca, Mexico. *Geological Journal*, 56(6), 3012-3034. doi:doi.org/10.1002/gj.4086
- Keith, L. H. (2014). The Source of U.S. EPA's Sixteen PAH Priority Pollutants. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35(2-4), 147-160. doi:10.1080/10406638.2014.892886
- Khaled-Khojda, S., Cheraitia, H., & Cherif, G. D. (2021). Contamination and Sources Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water and Sediments of Annaba Bay Basin, Algeria. *Water Resources*, 48, 111–123. doi:10.1134/S009780782101019X
- Kida, M., & Fujitake, N. (2020). Organic Carbon Stabilization Mechanisms in Mangrove Soils: A Review. *Forest*, 11(9), 981. doi:10.3390/f11090981
- Kjerfve, B., & Magill, K. (1989). Geographic and Hydrodynamic Characteristics of Shallow Coastal Lagoons. *Marine Geology*, 88, 187-199. doi:10.1016/0025-3227(89)90097-2
- Klimkiewicz-Pawlas, A., Maliszewska-Kordybach, B., & Smreczak, B. (2019). Triad-based screening risk assessment of the agricultural area exposed to long-term PAHs contamination. *Environ Geochem Health*, 41, 1369–1385. doi:10.1007/s10653-018-0220-y
- Kohl, B. (1980). *The lower Pliocene benthic foraminifers from the Isthmus of Tehuantepec, Mexico*. Tulane University. Obtenido de <https://digitallibrary.tulane.edu/islandora/object/tulane%3A24410>
- Kwon, C. K., Liang, Y., Leung, S. Y., Wang, H., Dong, Y. H., Young, L., . . . Wong, M. H. (2013). Biota–sediment accumulation factor (BSAF), bioaccumulation factor (BAF), and contaminant levels in prey fish to indicate the extent of PAHs and OCPs contamination in eggs of waterbirds. *Environ Sci Pollut Res*, 20, :8425–8434. doi:10.1007/s11356-013-1809-4
- Lang, X., He, X., Wang, Y., Chen, X., Zhang, M., Zhao, Z., & Sun, T. (2022). Spatial occurrence and sources of PAHs in sediments drive the ecological and health risk of Taihu Lake in China. *Nature. Scientific Reports*, 12(3668). doi:10.1038/s41598-022-07507-7
- Lankford, R. (1976). Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. En M. Wiley, *Estuarine Processes* (Vol. II, págs. 182-215). New York: Academic Press.
- Lawal, A. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review. *Cogent Environmental Science*, 3(1), 1339841. doi:10.1080/23311843.2017.1339841
- Lawson, .. C., Cullen, J. A., Nunnally, C. C., Rowe, G. T., & Hala, D. N. (2021). PAH and PCB body-burdens in epibenthic deep-sea invertebrates from the northern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 11825. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111825
- Li, Q., Wu, J., & Zhao, Z. (2018). Spatial and temporal distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments from Poyang Lake, China. *PLoS ONE*, 13(10). doi:10.1371/journal.pone.0205484
- Ligaray, M., Baek, S., Know, H.-O., Choi, S.-D., & Cho, K. H. (2016). Watershed-scale modeling on the fate and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Journal of Hazardous Materials*, 320, 442-457. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.08.063
- Lin, H., Xia, X., Bi, S., X. Jiang., H. W., Zhai, Y., & Wen, W. (2018). Quantifying bioavailability of pyrene associated with dissolved organic matter of various molecular weights to *Daphnia magna*. *Environmental Science & Technology*, 52(2), 644-653. doi:10.1021/acs.est.7b05520.
- Liu, J., Zhang, J., Zhan, C., Liu, H., Zhang, L., Hu, T., . . . Qui, C. (2019). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Urban Street Dust of Huanggang, Central China: Status, Sources and Human Health Risk Assessment. *Aerosol and Air Quality Research*, 19, 221-233. doi:10.4209/aaqr.2018.02.0048

- Liu, Q., Xia, C., Wang, L., & Tang, J. (2022). Fingerprint analysis reveals sources of petroleum hydrocarbons in soils of different geographical oilfields of China and its ecological assessment. *Nature Scientific Report*, 12(4808). doi:10.1038/s41598-022-08906-6
- Long, E., Field, L., & MacDonald, D. (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 714-727. doi:10.1002/etc.5620170428
- Long, E., MacDonald, D., Smith, S., & Calder, F. (1995). Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentration in Marine and Estuarine Sediments. *Environmental Management*, 19, 81--97. doi:10.1007/BF02472006
- López, F. (1993). *Tertiary tectonic in the Tehuantepec Isthmus, Mexico*. United States: AAPG Bulletin (American Association of Petroleum Geologists).
- López, L., Barreto, M. A., Ruaro-Perali, M. d., Barreto-Pittol, E., Lo-Mónaco, S., & Díaz, R. (2020). Análisis de Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in soils and mangrove forest of the Venezuelan Caribbean Coast. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 36(3), 677-687. doi:https://doi.org/10.20937/RICA.53573
- López-Manríquez, L. M., Macías-Melo, E. V., Tzuc, O. M., Bassam, A., Aguilar-Castro, K., & Hernández-Pérez, I. (2018). Assessment of Resource and Forecast Modeling of Wind Speed through An Evolutionary Programming Approach for the North of Tehuantepec Isthmus (Cuau. *Energies*, 11(11), 3197. doi:10.3390/en11113197
- López-Veneroni, D., De la Lanza-Espino, G., & Botello, A. V. (1999). Hydrocarbons in surface shelf sediments of the mexican tropical pacific ocean. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 15(2), 85-93. Obtenido de https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37015204
- López-Yllescas, M., Belmonte Jiménez, S. I., Ladrón-de Guevara, M. A., & Serrano-Guzmán, S. J. (2015). Batimetría del Sistema Lagunar Huave, Istmo de Tehuantepec, México, mediante percepción remota. *1er Congreso Iberoamericano sobre sedimentos y ecología*. Querétaro. Obtenido de https://docplayer.es/71582500-Batimetria-del-sistema-lagunar-huave-istmo-de-tehuantepec-mexico-mediante-percepcion-remota.html
- Louvrado, A., Gomes, N., Simões, M., Almeida, A., Cleary, D., & Cunha, A. (1 de September de 2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons in deep-sea sediments: Microbe-pollutant interactions in a remote environment. *Science of The Total Environment*, 526, 312-328. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.04.048
- Lucadamo, L., Gallo, L., & Corapi, A. (2021). PAHs in an urban-industrial area: The role of lichen transplants in the detection of local and study area scale patterns. *Environmental Pollution*, 284(1), 117136. doi:10.1016/j.envpol.2021.117136.
- Mace, G. B., Vivian, D., Yim, R., & Heintz, U. (2020). Long-Term Ecological Impacts from Oil Spills: Comparison of Exxon Valdez, Hebei Spirit, and Deepwater Horizon. *Environ. Sci. Technol.*, 54(11), 6556-6467. doi:10.1021/acs.est.9b05020
- Macías-Zamora, J. V., Mendoza-Vega, E., & Villaescusa-Celaya, J. A. (2002). PAH composition of marine sediments: A comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, B.C. Mexico. *Chemosphere*, 46, 459-468. doi:10.1016/s0045-6535(01)00069-8
- Magalhães, M. F., C., R. S., Filho, J. S., P., P. R., M., F. S., & Ypogui, G. T. (2022). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in fishery resources affected by the 2019 oil spill in Brazil: Short-term environmental health and seafood safety. *Marine Pollution Bulletin*, 175(113334). doi:10.1016/j.marpolbul.2022.113334
- Maia, M. L., Sousa, S., Correia-Sá, M. L., Delerue-Matos, C., Calhau, C., & Fernandes-Domingues, V. (2020). Organochlorine pesticides, brominated flame retardants, synthetic musks, and polycyclic aromatic hydrocarbons in shrimps. An overview of the occurrence and its implication on human exposure. *Helyon*, 6(9). doi:10.1016/j.helyon.2020.e04870
- Martínez-López, A., & Molina-Cruz, M. (1994). Oceanography of the Gulf of Tehuantepec, Mexico, indicated by Radiolaria remains. *Paleogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 110(3-4), 179-195. doi:10.1016/0031-0182(94)90083-3.

- Martínez-López, M., & Molina-Cruz, A. (1994). Oceanography of the Gulf of Tehuantepec, Mexico, indicated by Radiolaria remains. *Paleogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 10(3-4), 179-195. doi:10.1016/0031-0182(94)90083-3
- McCreary, J. P., Lee, H. S., & Enfield, A. D. (1989). The response of the coastal ocean to strong offshore winds: With application to circulations in the Gulfs of Tehuantepec and Papagayo. *Journal of Marine Research*, 47, 81-109.
- McKenzie, C., Ayoko, G. A., Morawska, L., Ristovski, Z., & Jayaratne, E. (2005). *atmospheric Environment*, 39(40), 7836-7848. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.09.019
- Meave, A. J., Romero-Romero, M., Salas-Morales, S. H., Pérez-García, E. A., & Gallardo-Cruz, J. A. (2012). Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas*, 21((1-2)), 85-100. Obtenido de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/29>
- Meng, Y., Liu, X., Lu, S., Zhang, T., J. Baichuan., Q. W., Tang, Z., . . . Xi, B. (2019). A review on occurrence and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lakes of China. *Science of Total Environment*, 651, 2497-2506. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.162
- Mijangos-Ricardez, O. F., & López-Luna, J. (2017). Oaxaca State Climate Change Program: Planning Tool. *Environmental Science: An Indian Journal*, 13(5), 5. Obtenido de <https://www.tsijournals.com/articles/oaxaca-state-climate-change-program-planning-tool-13423.html>
- Millán, S. (2003). *Huaves. Pueblos Indígenas del México Contemporáneo*. México: Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. Obtenido de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/11222/huaves.pdf>
- Miura, K., Shimada, K., Sugiyama, T., Sato, K., Takami, A., Chan, C. K., . . . Hatakeyama, S. (2019). Seasonal and annual changes in PAH concentrations in a remote site in the Pacific Ocean. *Scientific Report*, 9(12591). doi:10.1038/s41598-019-47409-9
- Mogashane, T., Mujuru, M., McCrindle, R. I., & Ambushe, A. A. (2020). Quantification, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Mokolo and Blood Rivers in Limpopo Province, South Africa. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 55(1), 71-81. doi:10.1080/10934529.2019.1666559
- Mohammed, R., Zhang, Z.-F., Jiang, C., Hu, Y.-H., Liu, L.-Y., W.-L. Ma, W.-W. S., & Li, A. N.-F. (2021). Fate and occurrence of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their derivatives in water and sediments from Songhua River, Northeast China. *Water*, 13(9), 1196. doi:10.3390/w13091196
- Molina, G. R., Pindell, J., Coombs, H., Weber, B., & Peña, A. (2021). Definition of tectonic elements in Tehuantepec, southeast Mexico: An integrated geophysical, geochronological, and stratigraphic perspective. In C. U. Martens, & G. R. Molina, *Southern and Central Mexico: Basement Framework, Tectonic Evolution, and Provenance of Mesozoic-Cenozoic Basins* (Vol. 546). Geological Society of America. doi:10.1130/2020.2546(15)
- Monreal -Gómez, M., Salas de León, D., & Aldeco, J. (1999). Las surgencias costeras de América. *Revista Geofísica*, 51, 7-43.
- Montuori, P., De Rosa, E., Luca, F. D., Simone, B. D., Scippa, S., Inmaculada, R., . . . Triassi, M. (2022). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Dissolved Phase, Particulate Matter, and Sediment of the Sele River, Southern Italy: A Focus on Distribution, Risk Assessment, and Sources. *Toxins*, 10(7), 401. doi:10.3390/toxins10070401
- Morales-Caselles, C., Kalman, J., Micaelo, C., Ferreira, A., Vale, C., Riba, I., & DelValls, T. (2008). Sediment contamination, bioavailability and toxicity of sediments affected by an acute oil spill: Four years after the sinking of the tanker Prestige (2002). *Chemosphere*, 71(7), 1207-1213. doi:10.1016/j.chemosphere.2007.12.013
- NCBI. (17 de 18 de 2022). *PubChem Compound Summary for CID 5954, Benz[a]anthracene*. Obtenido de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/5954>.
- Neff, J. (1979). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment: Sources, Fates and Biological Effects*. London: Applied Science Publishers.

- Neff, J. M., Stout, S. A., & Gunster, D. G. (2005). Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments: Identifying Sources and Ecological Hazard. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(1), 22–33. doi:10.1897/ieam_2004a-016.1.
- Neilson, A. H. (1998). *PAHs and Related Compounds*. Berlin, Germany : Springer Berlin, Heidelberg. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-540-49697-7
- Neilson, A. H. (2000). *Organic Chemicals. An Environmental Perspective*. Florida, United States: Lewis Publishers. Obtenido de <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9780367802578/organic-chemicals-alasdair-neilson>
- nvinoticias, I. (31 de 07 de 2017). *Istmo nvinoticias*. Obtenido de <https://istmo.nvinoticias.com/prevencion/istmo/inunda-mar-palapas-en-playa-vicente-oaxaca/6443>
- Ocampo-Torres, F. G., García-Nava, H., Durazo, R., Osuna, P., Méndez, G. M., & Graber, H. (2011). The INTOA Experiment: A Study of Ocean-Atmosphere Interactions Under Moderate to Strong Offshore Winds and Opposing Swell Conditions in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Boundary-Layer Meteorology*, 138(3), 433-451. doi:10.1007/s10546-010-9561-5
- Ocampo-Torres, F. J., Díaz-Méndez, G. M., García-Nava, H., & Durazo-Arvizu, R. (2007). Ocean swell spectrum evolution in the Gulf of Tehuantepec, México. *Journal Space Agency (Special Publication)*. doi:https://www.researchgate.net/publication/256615197_Ocean_swell_spectrum_evolution_in_the_Gulf_of_Tehuantepec_Mexico
- OEHA, O. O. (2014). *EvidenceCarcinogenicitycity of Dibenzanthracenes*. California Environmental Protection Agency. Obtenido de <https://oehha.ca.gov/media/downloads/proposition-65/chemicals/dibenzanthracenesaugust2014.pdf>
- Ojeda-Castillo, V., López-López, A., Mena, L. H., Murillo-Tovar, M. A., Díaz-Torres, J. J., Hernández-Paniagua, I. Y., . . . León-Becerril, E. (2018). Atmospheric Distribution of PAHs and Quinones in the Gas and PM1 Phases in the Guadalajara Metropolitan Area, Mexico: Sources and Health Risk. *Atmosphere*, 9(137), 21. doi:10.3390/atmos9040137
- Oliva, A., Ronda, A., Girones, L., Orazi, M., Villalón., R., Marcoveccio, R., . . . Lugo, A. (2020). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Occurrence, Levels, Distribution and Ecotoxicological Fate at Coastal and Deep Ocean. En *Coastal and Deep Ocean Pollution* (págs. 288-316). CRC Press - Taylor & Francis Group. Obtenido de <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/146281>
- Ong, T. P., Yong, M. C., Ching, K. Y., Hii, Y., & Siang, A. Y. (2011). Bioaccumulation and depuration of anthracene in *Penaeus monodon* (Fabricius) through food ingestion. *Chemosphere*, 84(5), 578-584. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.03.059
- Orallana, B. M., & V. Guajardo, T. (2004). Actividad de Citocromo P450 y su alteración en diversas patologías. *Revista Médica Chile*, 132, 85-94. doi:10.4067/S0034-98872004000100014
- Ortega-García, S., Trigueros-Salmerón, J., Rodríguez-Sánchez, R., Lluch-Cota, S., & Villalobos, H. (2000). El Golfo de Tehuantepec como un centro de actividad biológica y su importancia en las pesquerías. In J. E.-G.-C.-D. d. Lluch -Belda, *Centros de Actividad Biológica del Pacífico Mexicano* (págs. 335-336). México: CIBNOR, CICIMAR, CONACyT. Obtenido de <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/2809>
- Ortiz, H., Gutiérrez, S., & Sánchez, R. (1993). *Análisis de suelos, fundamentos y Técnicas. Parte I.* (M. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Ed.) Cuernavaca, Morelos, México .
- Ortiz-Gallarza, S. (2007). *Sustentabilidad Ecológica, Salud Ambiental y Contaminación en Ecosistemas Acuáticos*. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Obtenido de <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/171>
- Pand, S. W., Suratman, S., Tay, J. H., Tan, H. S., & Tahir, & N. (2022). Spatial and temporal trends of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in sediment cores of Brunei Bay, East Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 179, 136770. doi:10.1016/j.marpolbul.2022.113670

- Parra-Flores, A. M., Ponce-Palafox, J. T., Spanopoulos-Hernandez, M., & Martinez-Cardenas, L. (2019). Feeding behavior and ingestion rate of juvenile shrimp of the genus *Penaeus* (Crustacea: Decapoda). *MedCrave*, 3(3). doi:10.15406/oajs.2019.03.00140
- Patel, A., Shaikh, S., Jain, K., Desai, C., & Madamwar, D. (2020). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity and Remediation Approaches. *Front. Microbiol.*, 11:562813. doi:10.3389/fmicb.2020.562813
- Pathak, A. K., Sharma, M., & Nagar, P. (2020). A framework for PM2.5 constituents-based (including PAHs) emission inventory and source toxicity for priority controls: A case study of Delhi, India. *Chemosphere*, 255, 126971. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126971
- Pérez-Tribouillier, H., & Evguevi., C. (2013). Evaluación de los niveles actuales de elementos traza en los sedimentos marinos de la Laguna de la Paz, Baja California Sur. *XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*, (pág. 11). Los Cabos, Baja California Sur, Mexico.
- Philp, R. (2014). An overview of environmental forensics. *Geologica Acta: an international earth science journal*, 12(4), 363-374. doi:10.1344/GeologicaActa2014.12.4.7
- Piazza, R., Ruíz-Fernández, A. C., Frignani, M., Zangrando, R., Bellucci, L. G., Moret, I., & Páez-Osuna, F. (2008). PCBs and PAHs in surficial sediments from aquatic environments of Mexico City and the coastal states of Sonora, Sinaloa, Oaxaca, and Veracruz (Mexico). *Environmental Geology*, 54, 1537-1545. doi:10.1007/s00254-007-0935-z
- Pongpiachan, S., Tipmanee, D., Deelanman, W., Muprasit, J., Schwarzer, P., & Feldens, K. (2013). Risk assessment of the presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal areas of Thailand affected by the 2004 tsunami. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1-2), 370-378. doi:doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.052
- Queb-Suarez, J., Ruiz-Marin, A., Canedo-Lopez, Y., Aguilar-Ucan, C., Montalvo-Romero, C., Flores-Trujillo, J., & Perez-Morga, N. (2022). Source Identification, Toxicity, and Persistence of PAHs in Sediment Core from a Natural Protected Area in Mexico. *Energies*, 15. doi:10.3390/en15197116
- Ramos-Cruz, S. (2000). Composición por tallas, edad y crecimiento de *Litopenaeus vannamei* (Natantia: Penaeidae), en la laguna Mar Muerto,. *Rev. Biol. Trop.*, 48(4), 873-882. Obtenido de https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442000000400012
- Ramos-Cruz, S. (2012). Aspectos biológicos y poblacionales del camarón blanco *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) durante la veda de 2006 en el Golfo de Tehuantepec, México. *CICIMAR Oceanides*, 27(1), 11-24. doi:10.37543/oceanides.v27i1.106
- Ravindra, K., Sokhi, R., & Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors, and regulation. *Atmospheric Environment*, 42(13), 2895-2921. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.12.010
- Ray, D., Ghosh, A., Chatterjee, A., Ghosh, S. K., & Raha, S. (2019). Size-specific PAHs and Associated Health Risks over a Tropical Urban Metropolis: Role of Long-range Transport and Meteorology. *Aerosol and Air Quality Research*, 19, 2446-2463. doi:10.4209/aaqr.2019.06.0312
- Raymond, C., Gorokhova, E., & Karlson, A. M. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons have adverse effects on benthic communities in the Baltic Sea: Implications for environmental status assessment. *Frontiers in Environmental Science*, 9. doi:10.3389/fenvs.2021.624658
- Raza, M. M., Hashim, N. R., Yim, U. H., Kannan, N., & Ha, S. Y. (2013). Composition and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in mangrove sediments of Peninsular Malaysia: indication of anthropogenic input. *Earth Environmental Science*, 70, 2425-2436. doi:10.1007/s12665-013-2279-1
- Reizer, E., Csizmadia, I. G., Nehéz, K., Viskolcz, B., & Fiser, B. (2021). Theoretical investigation of benzo(a)pyrene formation. *Chemical Physics Letters*, 772, Chemical Physics Letters. doi:10.1016/j.cplett.2021.138564
- Reizer, E., Viskolcz, B., & Fiser, B. (2022). Formation and growth mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbons: A mini-review. *Chemosphere*, 291, 132793. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.132793
- Ren, X. L., & Wang, L. (2014). Immunotoxin effect of Benzo(a)Pyrene and Chrysene in juvenile white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Central European Journal of Biology*, 9(11), 1048-1957. doi:10.2478/s11535-014-0317-Y

- Ren, X., & Wang, L. (2014). Metabolic enzyme activities, metabolism-related genes expression and bioaccumulation in juvenile white shrimp *Litopenaeus vannamei* exposed to benzo[a]pyrene. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104, 79-86. doi:10.1016/j.ecoenv.2014.02.016
- Reyes, G. G. (2020). Genotoxicity by Pahl In Shrimp (*Litopenaeus Vannamei*) and Its Impact on The Aquaculture of Two Coastal Ecosystems of The Gulf of California, Mexico. *European Journal of Agriculture and Food Sciences*, 2(4). doi:10.24018/ejfood.2020.2.4.78
- Reyes, G. G. (2020). Genotoxicity by Pahl In Shrimp (*Litopenaeus Vannamei*) and Its Impact on The Aquaculture of Two Coastal Ecosystems of The Gulf of California, Mexico. *European Journal of Agriculture and Food Sciences*, 2(4). Obtenido de <https://www.ejfood.org/index.php/ejfood/article/view/78>
- Ríos-Jara, E., Navarro-Caravantes, C. M., Galván-Villa, C. M., & Lopez-Uriarte, E. (2009). Bivalves and gastropods of the Gulf of Tehuantepec, Mexico: a checklist of species with notes on their habitat and local distribution. *Journal of Marine Science*, 2009. doi:10.1155/2009/176801
- Rivero, O. (1970). *Contribution to the explanation of the possible origin of the distribution of the accumulations of hydrocarbons in salt domes of the Isthmus of Tehuantepec*. México .
- Roberts, M. H., Newman, M. C., & Hale, R. C. (2000). *Overview of Ecological Risk Assessment in Coastal and Estuarine Environments*. (N. C. M., M. H. Morris, & R. C. Hale, Edits.) Florida: Lewis Publishers. Obtenido de <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781420032451/coastal-estuarine-risk-assessment-robert-hale-jr-morris-roberts>
- Robles-Jarero, E. G., & Lara-Lara, J. (1993). Phytoplankton biomass and primary productivity by size classes in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of plankton research*, 15(12), 1341-1358. doi:10.1093/plankt/15.12.1341
- Rocha, A. C., & Palma, C. (2019). Source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil sediments: Application of different methods. *Science of the Total Environment*, 652, 1077-1089. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.014
- Rockne, K. J., Shor, L. M., Young, L. Y., Tagton, G. L., & Kosson, D. S. (2002). Distributed sequestration and release of HPAs in weathered sediments: The role of sediment structure and organic carbon properties. *Environmental Science and Technology*, 36(12), 2636 - 2644. doi:10.1021/es015652h.
- Rodríguez, H. (2019). El conflicto ambiental en el Istmo de Tehuantepec: Una región en perspectiva histórica. En M. A. R., H. R. H., & O. R. P., *La Historia Ambiental en México: Estudio de Caso* (págs. 35-42). Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Obtenido de <https://es.scribd.com/document/469663462/Rodriguez-H-2019-El-conflicto-ambiental-en-el-Istmo-de-Tehuantepec-Una-region-en-perspectiva-historica-pdf>
- Romero, L., & Melville, W. K. (2010). Airborne Observations of Fetch-Limited Waves in the Gulf of Tehuantepec. *Oceanography*, 40(3), 441-465. doi:10.1175/2009JPO4127.1
- Romero-Centeno, R., Zavala-Hidalgo, J., Gallegos, A., & O'Brien, J. J. (2003). Isthmus of Tehuantepec Wind Climatology and ENSO Signal. *Journal of Climate*, 16(15), 2628-2639. doi:10.1175/1520-0442(2003)016<2628:IOTWCA>2.0.CO;2
- Rowe, G. T., Harshica, F., Cornelis, E., Ansari, S. G., Sullivan, G., Heathman, T., . . . Santschi, P. (2020). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) cycling and fates in Galveston Bay, Texas, USA. *Plos ONE*. doi:10.1371/journal.pone.0243734
- Ruíz-Fernández, A. C., Sprovieri, M., Frignani, M., J. A., S.-C., Feo, M., L.G., B., . . . Machain-Castillo, M. (2012). Reconstruction of hydrocarbon accumulation in sediments affected by the oil refinery industry: the case of Tehuantepec Gulf (Mexico). *Environmental Earth Science*, 67, 727-742. doi:10.1007/s12665-011-1520-z
- Ruíz-Fernández, A. C., Páez-Osuna, F., Machain-Castillo, M. L., & Arellano-Torres, E. (2004). 210Pb geochronology and trace metal fluxes (Cd, Cu, and Pb) in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific of Mexico. *Journal of Environmental Radioactivity*, 76, 161-175. doi:10.1016/j.jenvrad.2004.03.024
- Ruíz-Fernández, A., Hillaire-Marcel, C., de Vernal, A., Machain-Castillo, M., Vásques, L., Ghaleb, B., . . . Páez-Osuna, F. (2009). Changes of coastal sedimentation in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Mexico, over the last 100 years from short-lived radionuclide measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 525-536. doi:10.1016/j.ecss.2009.02.019

- Salazar Coria, L. (2008). *Evaluación de la toxicidad de hidrocarburos poliaromáticos en un sistema acuático y su aplicación en la poderación de evidencias*. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México. Obtenido de <https://tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/4318/EVALUACIONTOXICIDAD.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Salazar-Ceciliano, J., Trasviña-Castro, A., & Rodríguez-González, E. (2018). Coastal currents in the Eastern Gulf of Tehuantepec from coastal altimetry. *Advances of Space Research*, 62, 866-873. doi:10.1016/j.asr.2018.05.033
- Salazar-Coria, L., Amezcua-Allieri, M. A., Tenorio-Torres, M., & González-Macías, C. (2007). Polyaromatic Hydrocarbons (PAHs) and Metal Evaluation After Diesel Spill in Oaxaca, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79, 462- 467. doi:10.1007/s00128-007-9240-5
- Samuelsen, A., & O'Brien, J. J. (2008). Wind-induced cross-shelf flux of water masses and organic matter at the Gulf of Tehuantepec. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 55(3), 221-246. doi:10.1016/j.dsr.2007.11.007
- Saunders, D. J., Carrillo, C., Gundlach, E. R., Iroakasi, O., Visugah, K., Zabbey, N., & Bonte, M. (2022). Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments and edible aquatic species in an oil-contaminated mangrove ecosystem in Bodo, Niger Delta, Nigeria: Bioaccumulation and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 832(154802). doi:10.1016/j.scitotenv.2022.154802
- Schmidt, N., Dellapenna, T., & Lin, P. (2021). ⁷Be/²¹⁰Pb_{xs} Ratio-Derived Age and Residence Time of Suspended Sediments in Galveston Bay. *Frontiers in Marine Science*, 1-11. doi:10.3389/fmars.2021.703945
- SEGOB. (s/f). Obtenido de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/6977/Refinacion_Web.pdf
- Shiaris, M. P. (1989). Seasonal biotransformation of Naphthalene, Phenanthrene, and Benzo(a)Pirene in surficial Estuarine Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(6), 1391-1399. doi:10.1128/aem.55.6.1391-1399.1989
- Shilla, D. J., & Routh, J. (2018). Distribution, behavior, and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon in the water column, sediments and biota of the Rufiji Estuary, Tanzania. *Frontiers in Earth Science*, 6(70). doi:10.3389/feart.2018.00070
- Shor, G. G. (1974). Continental margin of middle America. In *The Geology of Continental Margins* (págs. 599-602). Berlin: Springer. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-01141-6_43
- Shor, L. M., Rockne, K. J., Taghon, G. L., Young, L. Y., & Kosson, D. S. (2003). Desorption kinetics for field aged polycyclic aromatic hydrocarbons from sediments. *Environmental Science and Technology*, 37, 1535-1544. doi:10.1021/es025734I
- Simpson, C. D., Mosi, A. A., Cullen, W. R., & Reimer, K. J. (1996). Composition and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in surficial marine sediments from Kitimat Harbor, Canada. *Science of Total Environment*, 181(3), 265-278. doi:10.1016/0048-9697(95)05026-4
- Simpson, L. S., & Kumar, A. (2016). Sediment ecotoxicology. En S. Simpson, & B. Graeme, *Sediment Quality Assessment* (2nd Edition ed., págs. 77 - 122). Australia: SCIRO Publishing. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/287218086_Sediment_Quality_Assessment_A_Practical_guide
- Soares-Ponte, C., Pereira de Lima, P., & de Fátima, A. M. (2008). Feeding responses of juvenile shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone) fed at different frequencies under laboratory conditions. *Aquaculture Research*, 39, 1416-1422. doi:10.1111/j.1365-2109.2008.02011.x
- Soclo, H., Garrigues, P., & 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. doi:10.1016/S0025-326X(99)00200-3
- Soliman, Y. S., Ansari, E. M., & Wade, T. L. (2014). Concentration, composition, and sources of PAHs in the coastal sediments of the exclusive economic zone (EEZ) of Qatar, Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 85(2), 542-548. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.04.027

- Soltani, N., Moore, F., Keshavarzi, B., Sorooshian, A., & Javid, R. (2019). Potentially toxic elements (PTEs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in fish and prawns in the Persian Gulf, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, 251-265. doi:10.1016/j.ecoenv.2019.02.005
- Soto, L. A., Botello, A., Licea-Durán, S., Lizárraga-Partida, M., & Yáñez-Arancibia, A. (2014). The environmental legacy of the Ixtoc-I oil spill in Campeche Sound, southwestern Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 1 (Article 57), 9. doi:10.3389/fmars.2014.00057
- Steenburgh, W. J., Schulz, D. M., & Colle, B. A. (1998). The Structure and Evolution of Gap Outflow over the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Monthly Weather Review*, 126(10), 2673-2691. doi:10.1175/1520-0493(1998)126<2673:TSAEOG>2.0.CO;2
- Stogiannidis, E., & Laane, a. R. (2015). Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities. In D. M. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (Vol. 234, págs. 50 - 133). Switzerland: Springer.
- Stumpf, H. G. (1975). Satellite Detection of Upwelling in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Physical Oceanography*, 5(2), 383 -388. doi:10.1175/1520-0485(1975)005<0383:SDOUI>2.0.CO;2
- Suzuki, N., Ikari, T., Sato, M., Toriba, A., Sekiguchi, T., Kitani, Y., . . . Hayakawa., K. (2018). Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Fish and Marine Invertebrates. En K. Hayakawa, *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Environmental Behavior and Toxicity in East Asia* (págs. 245 - 261). Singapore: Springer Nature. doi:10.1007/978-981-10-6775-4
- Szczybelski, A. S., Diepens, N. J., . van den Heuvel-Greve, M. J., van den Brink, N. W., & Koelmans, A. A. (2019). Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by arctic and temperate benthic species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 883-895. doi:10.1002/etc.4366
- Tanmoy, T., R. Sarker, E., M., Nasrin, S., Kormoker, T. P., R. Islam, M. S., . . . Tareq, & A. (2021). Contamination of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rooftop vegetables and human health risks in Bangladesh. *Toxin Reviews*, 40(4), 736-751. doi:10.1080/15569543.2020.1767650
- Tapia-García, M., & Gutiérrez-Díaz, B. (1998). *Recursos pesqueros de los estados de Oaxaca y Chiapas*. (M. Tapia García, Ed.) México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Tapia-García, M., & Gutiérrez-Díaz, B. (1998). Recursos pesqueros de los estados de Oaxaca y Chiapas. En M. Tapia-García, *El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos* (págs. 149-162). México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Tapia-García, M., García-Abad, M., Carranza-Edwards, A., Gutiérrez, & Vázquez, F. (2007). Environmental characterization of the continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Geofísica Internacional*, 46(4), 249-260. Obtenido de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0016-71692007000400004
- Tapia-García, M., Montes, M. M., de Guevara, G. C., Pérez, G. A., Contreras, J. G., & Abad, M. G. (1995). *Diversidad, distribución y abundancia de los peces demersales del Golfo de Tehuantepec. Informa final*. CONACYT. Obtenido de <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfB094%20primera%20parte.pdf>
- Tapia-Martínez, K., Muñoz-Cabrera, I., & Cabrera-Mancilla, E. (1995a). *Prospección ecológica en Bahía La Ventosa, municipio de Salina Cruz, Oaxaca*. CRIP-INP.
- Tapia-Martínez, K., Muñoz-Cabrera, I., Cabrera-Mancilla, E., & Salinas-Orta, H. (1995b). *Dictamen técnico del derrame de hidrocarburos de petróleo ocurrido el 16 de marzo de 1995 y su efecto en la Laguna Mayor (Laguna La Ventosa) de Salina Cruz, Oaxaca*. CRIP-INP.
- Teaf, C. M., Covert, D. J., & Kothur, S. R. (2010). "Urban Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHS): A Florida Perspective. *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, 13, pág. 13. Obtenido de <https://scholarworks.umass.edu/soilsproceedings/vol13/iss1/23>
- Teal, J. M., Farrington, J. W., Burns, K. A., Stegeman, J. J., Tripp, B. W., Woodin, B., & Phinney, C. (1992). The West Falmouth oil spill after 20 years: Fate of fuel oil compounds and effects on animals. *Marine Pollution Bulletin*, 24, 607-614. doi:10.1016/0025-326X(92)90281-A
- Temple, R. J. (2021). *Distribution and variability of Arsenic in groundwater and sediments on a closed golf course in South Florida*. Florida Atlantic University. Obtenido de https://fau.digital.flvc.org/islandora/object/fau%3A78771/datastream/OBJ/view/DISTRIBUTION_A

ND_VARIABILITY_OF_ARSENIC_IN_GROUNDWATER_AND_SEDIMENTS_ON_A_CLOSED_GOLF_COURSE_IN_SOUTH_FLORIDA.pdf

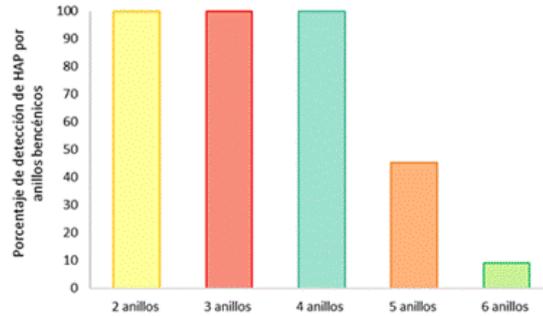
- Tian, Y., Liu, X., Hou, R., Shi, Z., Sun, Y., Feng, Y., & Harrison, R. M. (2021). Organic compound source profiles of PM_{2.5} from traffic emissions, coal combustion, industrial processes, and dust. *Chemosphere*, 278, 130429. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.130429
- Tobiszewski, M., & Namiesnik, J. (2012). PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 110-119. doi:10.1016/j.envpol.2011.10.025
- Torres-Rojas, Y. E., Páez Osuna, F., Camalich, J., & Galván Magaña, F. (2014). Diet and trophic level of scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) from the Gulf of California and the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 14(3). Obtenido de : <https://www.researchgate.net/publication/262217343>
- Tovilla, H. C., L., S. R., C., d. I., Lan, R. A., Villatoro, A. E., Ovalle, E. F., . . . de la Cruz, M. G. (2018). *Manglares del Pacífico Sur, monitoreo de la estructura y composición, como una estrategia para la conservación, restauración y manejo*. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Ciencias de la Sustentabilidad. Ciudad de México: CONABIO. Obtenido de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2021/05/V6IA5FT79PFBFISHX5KCCC5VJTMQIA.pdf>
- Trasviña, A. y. (1997). Los Nortes del Golfo de Tehuantepec: la circulación costera inducida por el viento. *Contribuciones a la Oceanografía Física en México. Unión Geofísica Mexicana, Monografía*, 3, págs. 25-46.
- Trasviña, A., Barton, E., Brown, J., Velez, H. S., Kosro, P. M., & Smith, R. L. (1995). Offshore wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: The asymmetric circulation. *Journal of Geophysical Research*, 100(C10), 20649-20663. doi:10.1029/95JC01283
- Ukalska-Jaruga, A., Sreczak, B., & Klimkowicz-Pawlas, A. (2019). Soil Organic matter composition is a factor affecting the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Soils and Sediments*, 19, 1890-1900. doi:10.1007/s11368-018-2214-x
- UN. (2021). Chapter 4.1. Hazardous to the aquatic environment. En U. Nations, *Globally harmonized system of classification and labeling of chemicals (GHS)*. (pág. 556). United Nations. Econ. Comm. Eur. Obtenido de https://unece.org/sites/default/files/2021-09/GHS_Rev9E_0.pdf
- UNEP, FAO, IAEA, & OEC. (1993). *Determination of Petroleum Hydrocarbons in marine organisms*. (Vol. Reference Methods for Marine Pollution Studies No 21). Monaco: UNEP. Obtenido de <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31506/rsrm020.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- UNEP, IOC, & IAEA. (1992). *Determination of Petroleum Hydrocarbons in Sediments* (Vol. Reference Methods for Marine Pollution Studies No 20). UNEP.
- UNEP, IOC, & IAEA. (1995). *Manual for geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter* (Vol. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 63). Monaco: UNEP.
- USEPA. (1982). *Office of the Federal Registration (OFR). Appendix A: priority pollutants. Fed Reg 1982;47:52309*. Obtenido de <https://www3.epa.gov/region1/npdes/permits/attachments/prioritypollutants.pdf>
- USEPA. (2000). *Bioaccumulation Testing and Interpretation for The Purpose of Sediment Quality Assessment. Status and Needs*. Washington, DC: US EPA. Obtenido de <https://nepis.epa.gov/Exe/tiff2png.cgi/20003TM1.PNG?-r+75+g+7+D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C00THRU05%5CTIFF%5C00000123%5C20003TM1.TIF>
- USEPA. (2003). *Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: PAH Mixtures* (Vols. EPA/600/R-02/013). USEPA. doi:<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/30006DOD.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
- USEPA. (2005). *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. Obtenido de <https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment>

- USEPA. (2017). *Toxicological Review of Benzo[a]pyrene [CASRN 50-32-8]. EPA/635/R-17/003Fa*. U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. Washington D.C.: USEPA. Obtenido de <https://iris.epa.gov/static/pdfs/0136tr.pdf>
- USEPA-OPP-EFED. (2007). *Appendix F. The Risk Quotient Method and Levels of Concern*. Washington, DC, USA: US EPA. Obtenido de <https://www3.epa.gov/pesticides/endanger/litstatus/effects/redleg-frog/myclobutanil/appendix-f.pdf>
- Valdés-Villaverde. (2019). *Exploración metodológica del potencial de formación de geles marinos*. Tesis de Maestría, CICESE. Obtenido de https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/2779/1/tesis_Vald%C3%A9s%20Villaverde%20Paola%20Jacqueline_18_feb_2019.pdf
- van der Meer, T. V., Verdonshot, P. M., Dokter, L., & Kraak, S. M. (2022). Organic matter degradation and redistribution of sediment-associated contaminants by benthic invertebrate activities. *Environmental Pollution*, 306(119455). doi:10.1016/j.envpol.2022.119455
- Varela, A. D., Vázquez-López, H., López, R. C., Olvera, S. C., Silva, A. M., Segura, O. A., & Gómez, y. A. (2022). Caracterización sedimentológica del sistema lagunar de Mandinga, Veracruz. *Biocyt: Biología, Ciencia y Tecnología*, 15(1), 1077-1104.
- Vásquez-Bedoya, L. F., Radi, T., Ruiz-Fernández, A. C., De Vernal, A., Machain-Castillo, M. L., Kieft, J. F., & Hillaire-Marcel, C. (2008). Organic-walled dinoflagellate cysts and benthic foraminifera in coastal sediments of the last century from the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Coast of Mexico. *Marine Micropaleontology*, 68(1-2), 49-65. doi:10.1016/j.marmicro.2008.03.002
- Velandia Aquino, L. B. (2010). *Determinación por la contaminación por metales en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México*. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias de Mar y Limnología, UNAM, Procesos Oceánicos y Costeros, México. Obtenido de https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB_UNAM/TES01000654023
- Velandia-Aquino, L. B. (2010). *Determinación de la contaminación por metales pesados en el complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México*. Ciudad de México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
- Velázquez-Muñoz, F., Marfínez, J. A., Chavanne, C., Durazo, R., & Flament, P. (2011). Wind-driven coastal circulation in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Ciencias Marinas*, 37(4A), 443-456. doi:10.7773/cm.v37i4A.1920
- Vieira de Souza, C., Corrêa, & Machado, S. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons in diesel emission, diesel fuel. *Fuel*, 185, 915-931. doi:10.1016/j.fuel.2016.08.054
- Vokes, E. (1984). A new species of *Turbinella* (Mollusca: Gastropoda) from the Pliocene of Mexico, with a revision of the geologic history of the line. *Tulane Studies in Geology and Paleontology*, 18(2). Obtenido de <https://journals.tulane.edu/tsgp/article/view/826>
- Walkley, A., & Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63, 251-263. Obtenido de https://journals.lww.com/soilsci/citation/1934/01000/an_examination_of_the_degtjareff_method_for.3.aspx
- Wang, H., Yang, Y., Walker, T., Wang, Y., Wu, H., Wang, X., & Luo, Q. (2022). Characterization, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils from 23 cities in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13. doi:10.1007/s11356-022-21025-z
- Wang, W. X. (2016). Bioaccumulation and Biomonitoring. In J. Blasco, P. M. Chapman, O. Campana, & M. Hampel, *Marine Ecotoxicology. Current Knowledge and Future Issues*. (págs. 99-119). London: Academic Press. Obtenido de <https://library.wur.nl/WebQuery/titel/2177197>
- Wu, H., Sun, B., & Li, J. (2019). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments/Soils of the Rapidly Urbanized Lower Reaches of the River Chaohu, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(2302). doi:10.3390/ijerph16132302
- Xiao, R., Bai, J., Wang, J., Lu, Q., Zhao, Q., Cui, B., & Liu, X. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wetland soils under different land uses in a coastal estuary: Toxic levels, sources, and relationships

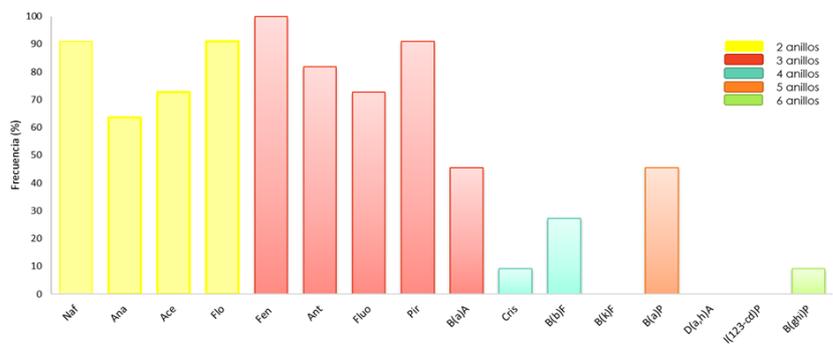
- with soil organic matter and water-stable aggregates. *Chemosphere*, 110, 8-16. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.03.001
- Yunker, B. M., & MacDonald, a. R. (1995). Composition and Origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Mackenzie River and on the Beaufort Sea Shelf. *Artic*, 48(2), 118-129. Obtenido de <https://www.jstor.org/stable/40511635>
- Zeitlin, R. (1979). *Prehistoric Long-distance Exchange on the Southern Isthmus of Tehuantepec, Mexico (Volumes I and II)*. Yale University.
- Zelinkova, Z., & Wenzl, a. T. (2015). The Occurrence of 16 EPA PAHs in Food – A Review. *Polycyclic Aromatic Compounds*(35), 248–284. doi:10.1080/10406638.2014.918550
- Zhang, H., Cui, K., Hassan, m., & Chen, Z. G. (2022). Distribution, source identification, and ecological risk of PAHs in a large river-reservoir system. *Research Square*, 1-23. doi:10.21203/rs.3.rs-2388119/v1
- Zhang, X. L. (2005). Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons based on species ratios: A multimedia approach. *Environmental Science and Technology*, 39, 9109–9114.
- Zhao, S., Xue, S., Zhang, J., Zhang, Z., & Sun, J. (2020). Dissolved organic matter-mediated photodegradation of anthracene and pyrene in water. *Scientific Reports*, 10(1), 1-9. doi:10.1038/s41598-020-60326-6
- Zhao, Y., Li, J., Qi, Y., Guan, X., Zhao, C., Wang, H., . . . He, J. (2021). Distribution, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the tidal creek water of coastal tidal flats in the Yellow River Delta, China. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113110. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.113110
- Zhao, Z., We, W., Wu, R., & Fu, F. (2022). Distribution and Relationships of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils and Plants Near Major Lakes in Eastern China. *Toxics*, 10(10). doi:10.3390/toxics10100577
- Zizumbo, D., & Colunga, P. (1982). *Los Huaves, la apropiación de los recursos naturales*. Texcoco: Universidad Autónoma Chapingo. Obtenido de https://www.academia.edu/12278873/Los_Huaves_la_apropiacion_de_los_recursos_naturales

ANEXOS

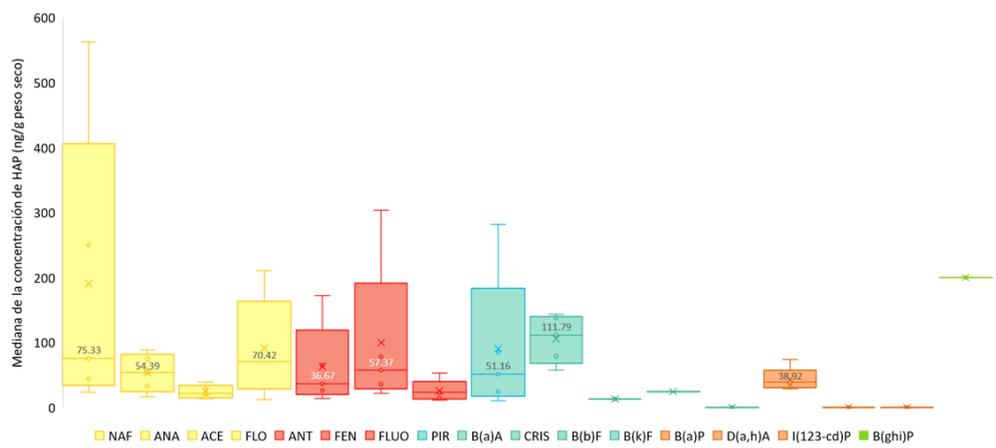
ANEXO A. HAP en sedimento superficial



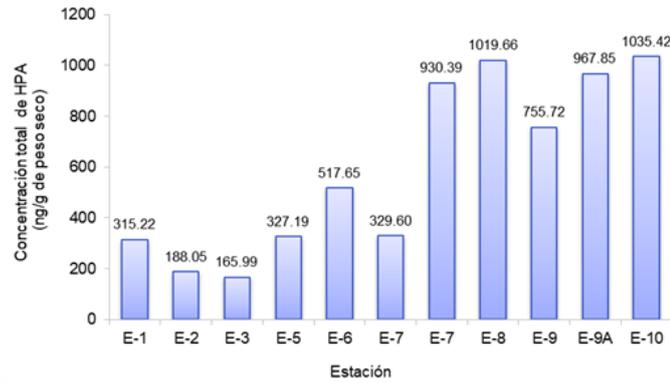
Anexo A 1 Composición porcentual de anillos bencénicos en sedimento (noviembre 2003)



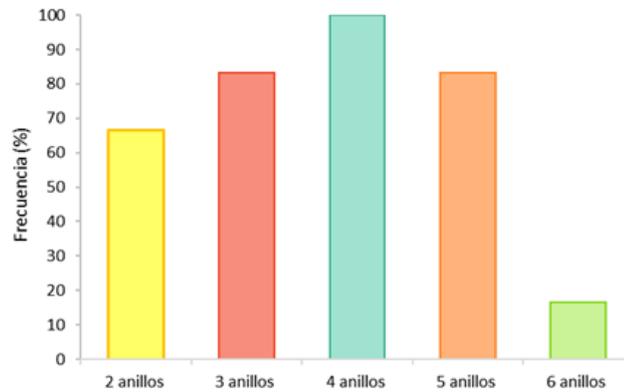
Anexo A 2 Frecuencia de detección de HAP en época de lluvias (noviembre 2003)



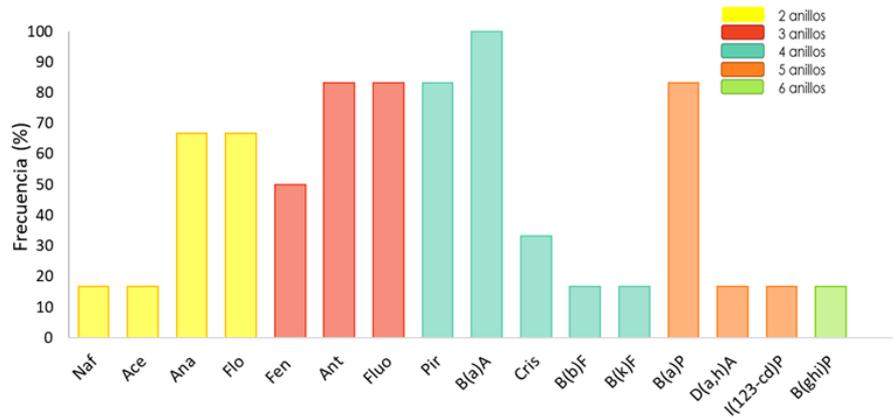
Anexo A 3 Mediana de la concentración de HAP por compuesto durante lluvias (noviembre 2003)



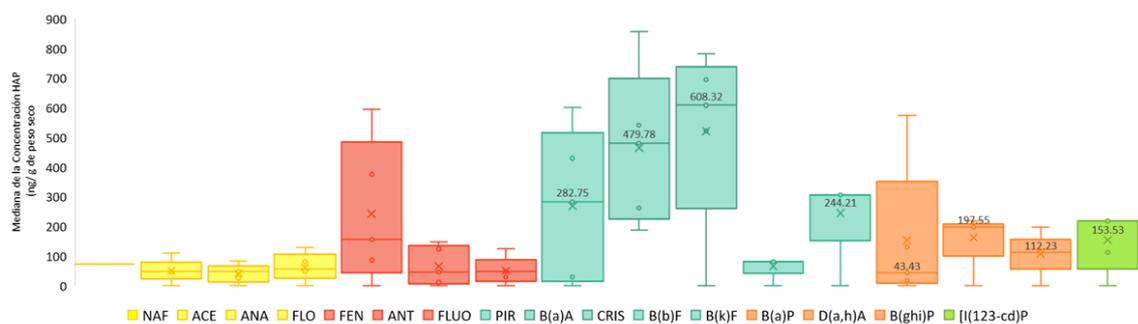
Anexo A 4 Concentración total de HAP por estación durante lluvias (noviembre 2003)



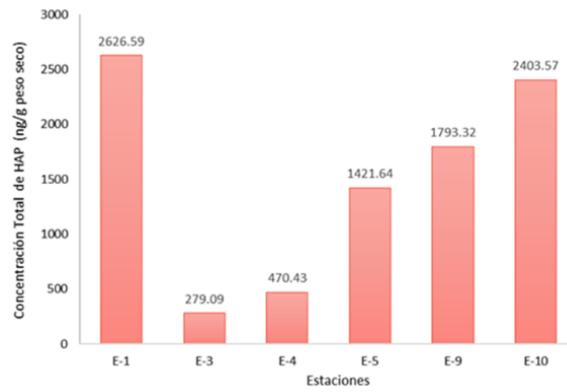
Anexo A 5 Composición porcentual de anillos bencénicos en sedimento en secas (abril 2004)



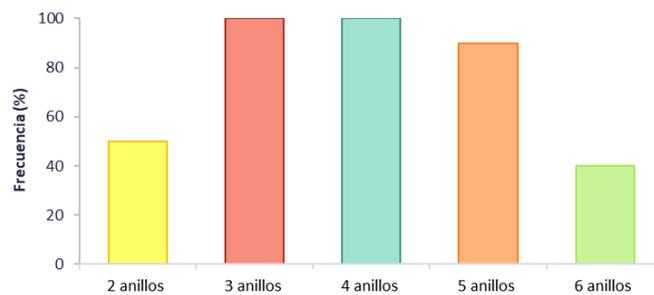
Anexo A 6 Frecuencia de detección de HAP por compuesto en época de secas (abril 2004)



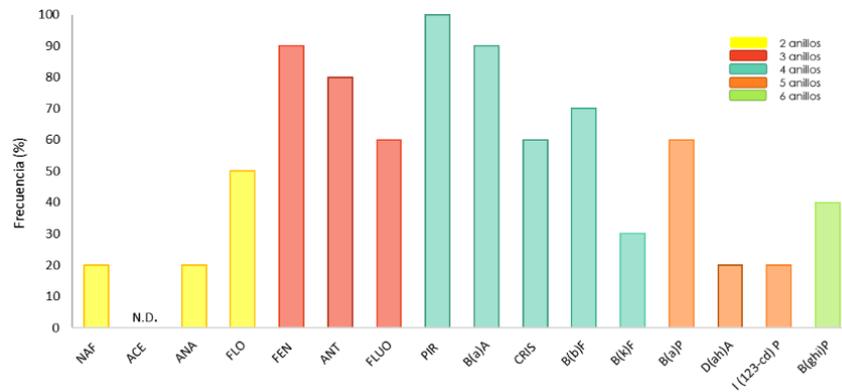
Anexo A 7 Mediana de la Concentración de HAP por compuesto durante secas (abril 2004)



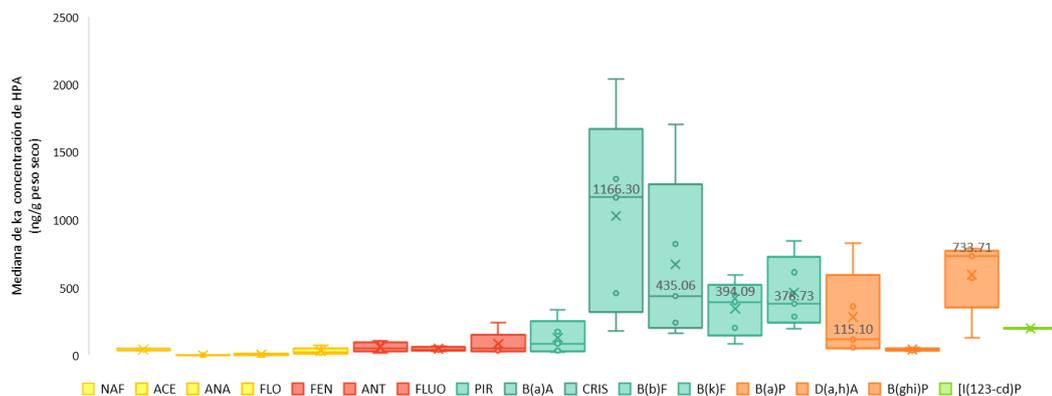
Anexo A 8 Concentración total de HAP por estación durante secas (abril 2004)



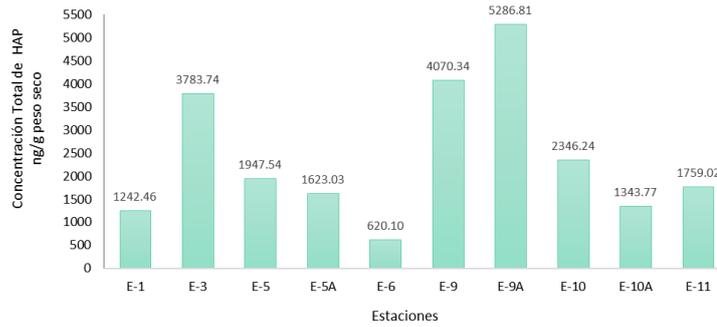
Anexo A 9 Composición porcentual de anillos bencénicos en sedimento superficial en nortes (febrero 2005)



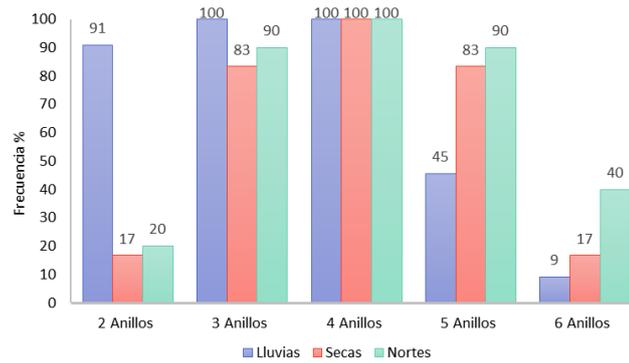
Anexo A 10 Frecuencia de detección de HAP por compuesto en época de nortes (febrero 2005)



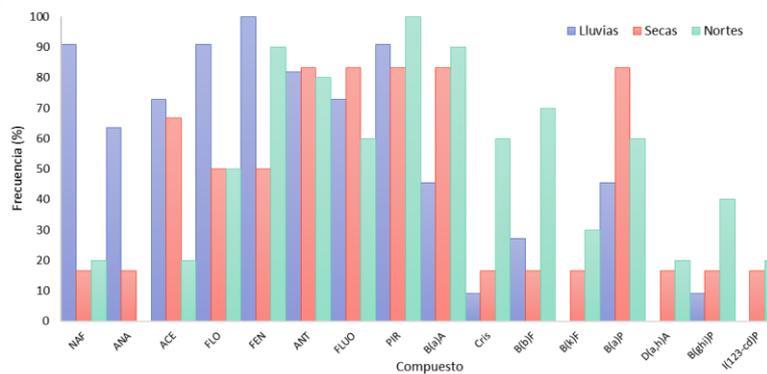
Anexo A 11 Concentración de HAP por compuesto durante nortes (febrero 2005)



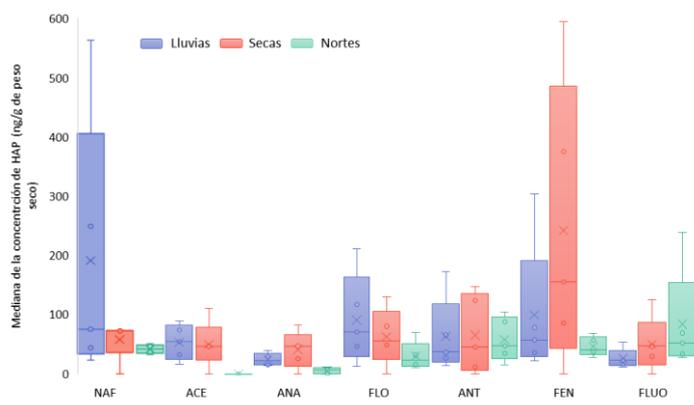
Anexo A 12 Concentración de HAP por estación durante nortes (febrero 2005)



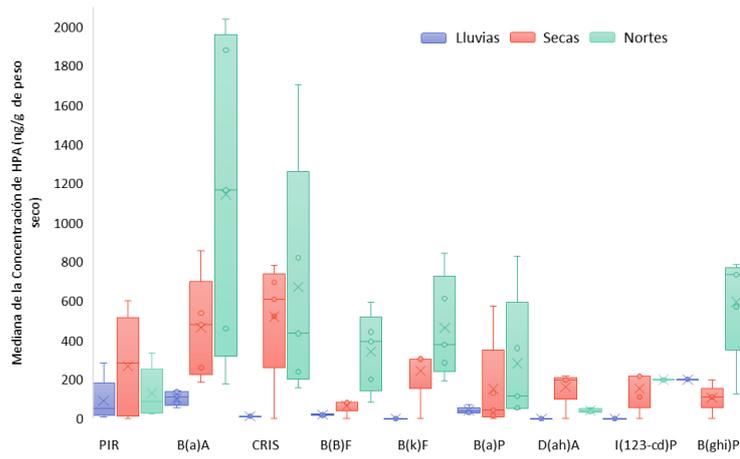
Anexo A 13 Frecuencia de HAP por número de anillos en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.



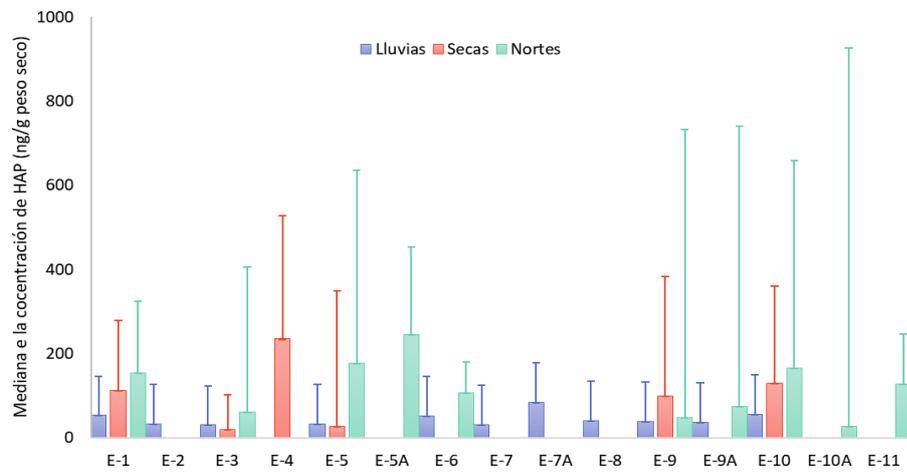
Anexo A 14 Frecuencia de HAP por compuesto en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.



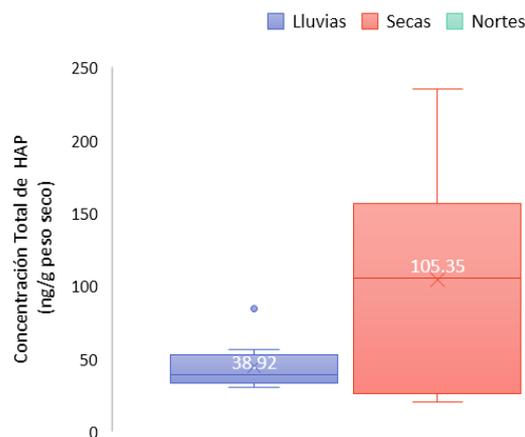
Anexo A 15 Mediana de las concentraciones de HAP por compuesto (2 y 3 anillos bencénicos) en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.



Anexo A 16 Mediana de las concentraciones de HAP por compuesto (4 a 6 anillos benzénicos) en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

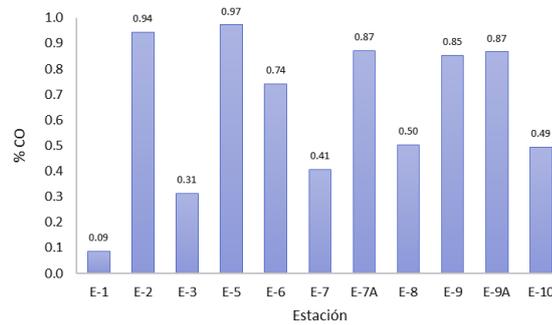


Anexo A 17 Mediana de la concentración de HAP por estación en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

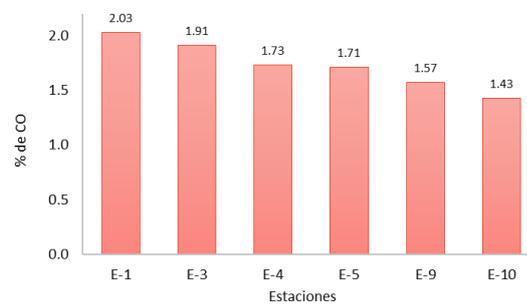


Anexo A 18 Mediana de las concentraciones de HAP por muestreo en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec

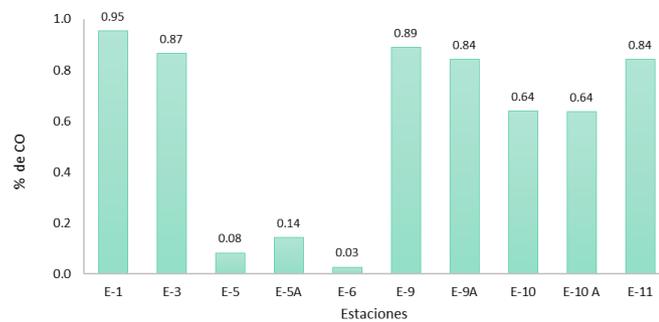
ANEXO B Carbono orgánico en sedimento



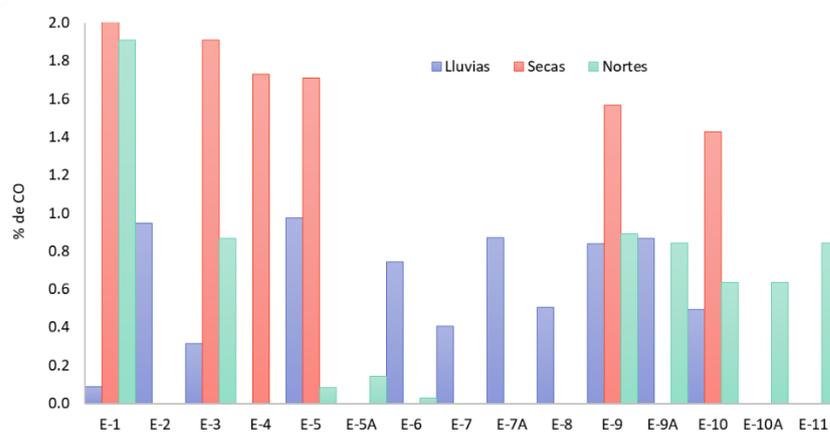
Anexo B 1 Carbono orgánico en sedimento superficial por estación durante lluvias (noviembre 2003)



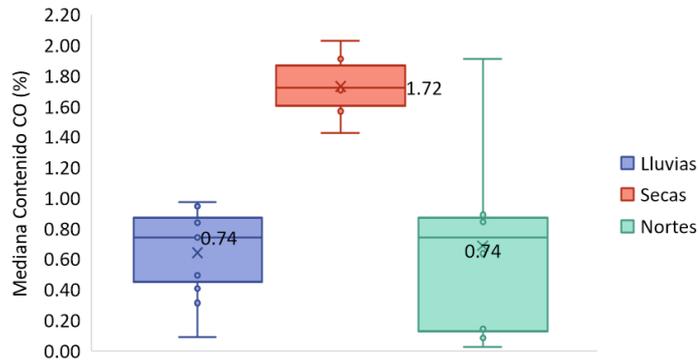
Anexo B 2 Carbono orgánico por estación durante secas (abril 2004)



Anexo B 3. Carbono orgánico por estación durante nortes (febrero 2005)

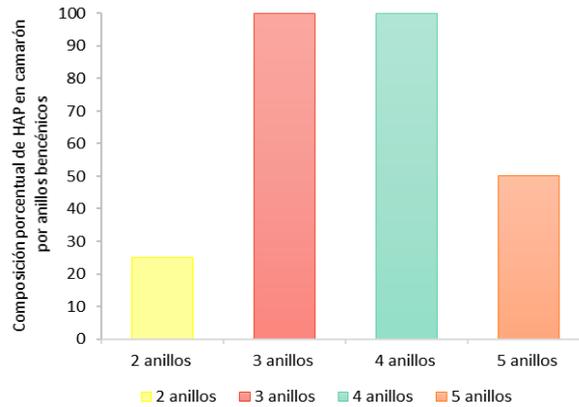


Anexo B 4 Contenido de carbono orgánico por estación en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

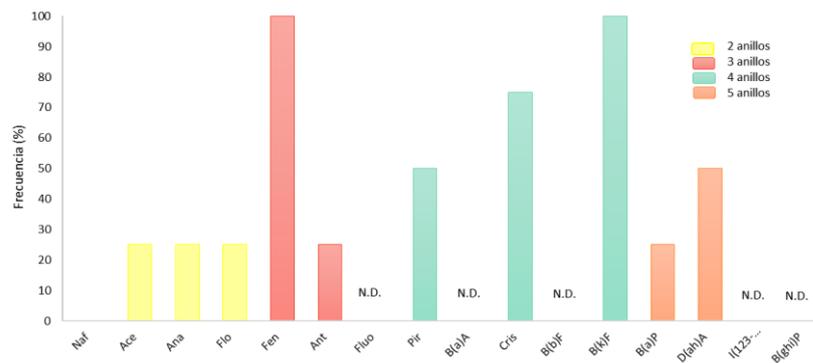


Anexo B 5 Mediana de contenido de carbono orgánico por muestreo en el Complejo lagunar del Istmo de Tehuantepec.

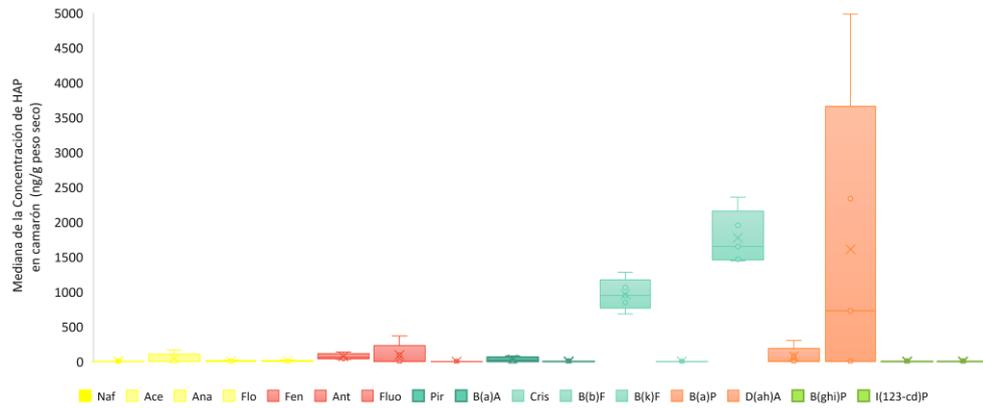
ANEXO C. HAP en camarón



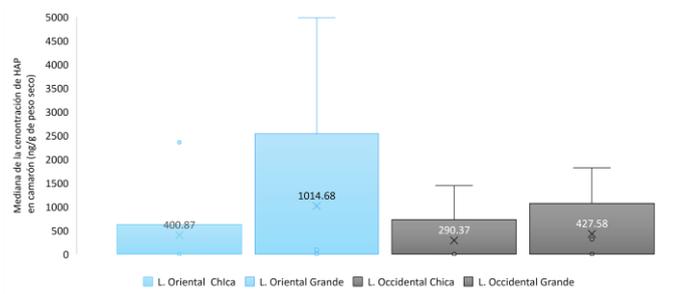
Anexo C 1 Composición porcentual de anillos aromáticos de HAP en tejido de *Litopenaeus vannamei* en lluvias (noviembre 2003)



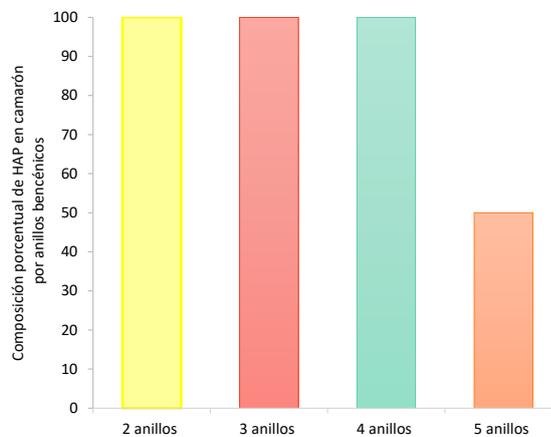
Anexo C 2 Frecuencia de HAP en tejido de *Litopenaeus vannamei* en lluvias (noviembre 2003)



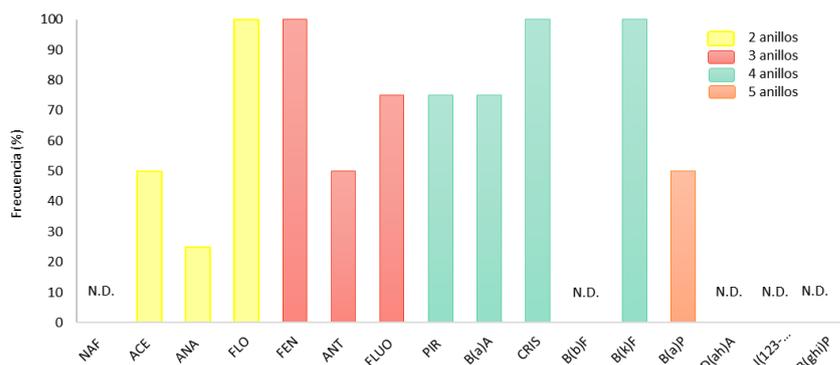
Anexo C 3 Mediana de la concentración de HAP por compuesto en tejido de *Litopenaeus vannamei* en llluvias (noviembre 2003)



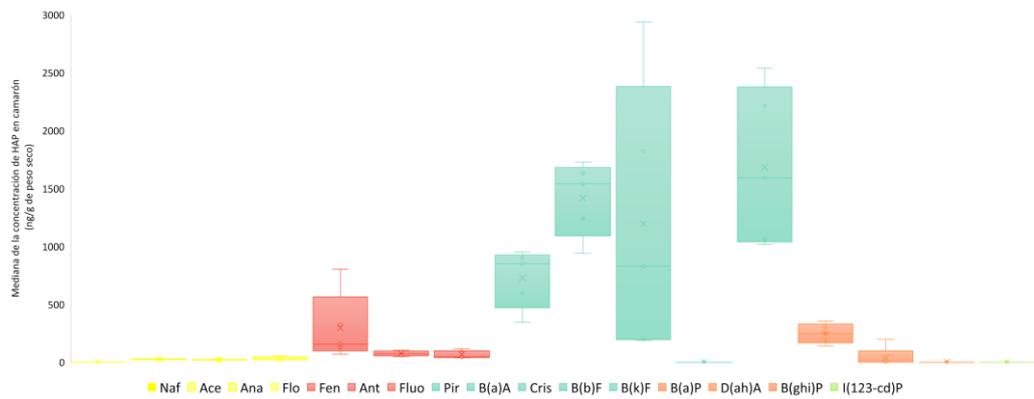
Anexo C 4 Mediana de la concentración total de HAP por tallas en *Litopenaeus vannamei* en llluvias (noviembre 2003).



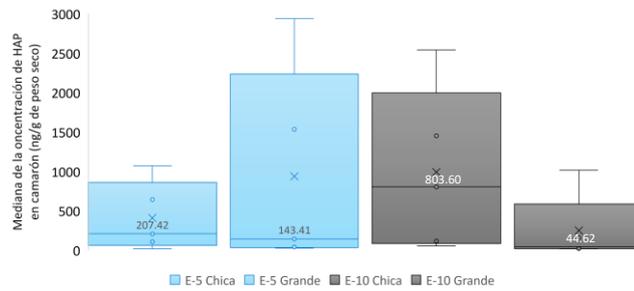
Anexo C 5 Composición porcentual de anillos aromáticos de HAP en tejido de *Litopenaeus vannamei* en secas (abril 2004)



Anexo C 6 Composición porcentual de HAP por compuesto en tejido de *Litopenaeus vannamei* en secas (abril 2004)



Anexo C 7 Mediana de la concentración de HAP por compuesto en tejido de *Litopenaeus vannamei* en secas (abril 2004)



Anexo C 8 Mediana de la concentración total de HAP por tallas en *Litopenaeus vanamei* en secas (abril 2004).