

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



TESIS

**CAMARONES PENAEIDOS Y CARIDEOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINACIÓN Y SU RELACIÓN CON VARIACIONES EN LA
FISICOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS EN LAGUNA MADRE,
TAMAULIPAS, MÉXICO**

**POR
HIRAM HERRERA BARQUÍN**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ACENTUACIÓN EN MANEJO DE VIDA
SILVESTRE Y DESARROLLO SUSTENTABLE**

JULIO, 2019

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO



TESIS

**CAMARONES PENAEIDOS Y CARIDEOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINACIÓN Y SU RELACIÓN CON VARIACIONES EN LA
FISICOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS EN LAGUNA MADRE,
TAMAULIPAS, MÉXICO**

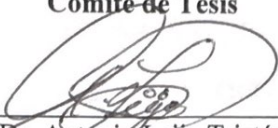
**POR
HIRAM HERRERA BARQUÍN**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ACENTUACIÓN EN MANEJO DE VIDA
SILVESTRE Y DESARROLLO SUSTENTABLE**

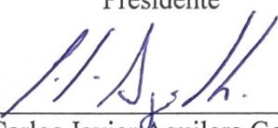
JULIO, 2019

CAMARONES PENAEIDOS Y CARIDEOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINACIÓN Y SU RELACIÓN CON VARIACIONES EN LA FISICOQUÍMICA
DE LOS SEDIMENTOS
EN LAGUNA MADRE, TAMAULIPAS,
MÉXICO.

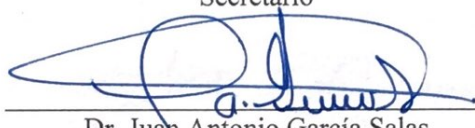
Comité de Tesis



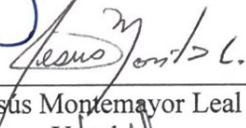
Dr. Antonio Leija Tristán
Presidente



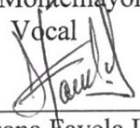
Dr. Carlos Javier Aguilera González
Secretario



Dr. Juan Antonio García Salas
Vocal



Dr. Jesús Montemayor Leal
Vocal



Dra. Susana Favela Lara
Vocal

CAMARONES PENAEIDOS Y CARIDEOS COMO BIOINDICADORES DE
CONTAMINACIÓN Y SU RELACIÓN CON VARIACIONES EN LA
FISICOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS
EN LAGUNA MADRE, TAMAULIPAS,
MÉXICO.

Dirección de Tesis



Dr. Antonio Leija Tristán
Director

AGRADECIMIENTOS

A CONACyT por el apoyo otorgado a través de la beca No. 330167, al PAICYT con clave CN351-15: “Análisis del efecto de los contaminantes presentes en los sedimentos del área meridional de la Laguna Madre, Tamaulipas, en comunidades macrobénticas para determinar la condición biológica del ecosistema”, y al PAICYT con clave CN930-19: “Macrofauna béntica como bioindicadora de contaminación y su relación con variaciones en la fisicoquímica de los sedimentos, en el área meridional de la Laguna Madre, Tamaulipas, México”.

A mi director de tesis, Dr. Antonio Leija Tristán, por darme la oportunidad de formar parte de su grupo de trabajo y desarrollar mi proyecto de tesis. Por su paciencia, optimismo y entera disposición en el trabajo de campo y laboratorio, así como sus conocimientos y guía que fueron de gran ayuda para mi crecimiento profesional.

Al Dr. Carlos Aguilera González, cuya experiencia y argumentaciones me sirvieron en gran medida a dimensionar y estructurar este trabajo.

A la Dra. Susana Favela Lara, a quien le tengo gran admiración y respeto, gracias por ayudarme en las correcciones de mi tesis, y aún más importante, por sus consejos e interés en mi desarrollo como persona y profesionista, me deja una enorme satisfacción el haber forjado amistad con usted.

Al resto de mi comité, Dr. Jesús Montemayor Leal y Dr. Juan Antonio García Salas, por el interés mostrado en los avances de mi tesis y las correcciones oportunas, muchas gracias.

A mis compañeros de laboratorio, a la vez amigos, compadre M.C. Alejandro González Treviño, quien siempre estuvo presente para las salidas a campo, aún cuando no era parte de su trabajo, mostrando toda la disposición a ayudar en lo que pudiera, al Biol. Reynaldo de León Ibarra y Biol. Yovanni Pérez, a todos gracias.

Al resto de mis compañeros/amigos/colegas del departamento de Ecología: Cony, Tere, Memo, Brian, Silvana, Paola, Liz, con quienes estreché amistad, cuyas conversaciones mantuvieron la jarra de café siempre llena y junto con sus experiencias aligeraron la pesada carga del trabajo de mi tesis, gracias.

Al Dr. David Larry Wilson y Dr. David Lazcano Villarreal por su ayuda en la traducción del resumen de esta tesis.

A todos mis maestros del doctorado, gracias, sin duda voy a echar de menos sus
invaluables enseñanzas e ímpetu por el estudio de la vida.

DEDICATORIAS

A mis padres Iram Herrera Fernández y Martha Barquín Pérez. No me alcanzan estas líneas para expresar la enorme gratitud que les tengo, por apoyarme, sin reparo alguno, en mi superación como profesionista. Nunca dudaron de mí, nunca me privaron de su amor, sus palabras de orgullo y aliento, aún después de tantos años, tanta separación e intermitencia y sin entender las cosas raras de trabajo que estaba haciendo, aún así ustedes confiaron en mí más que yo mismo. Los amo mucho papás, de aquí hasta la eternidad.

A mis hermanas Nalleli y Yareni (Nane y Yaris), mis compañeras de la infancia, amigas, confidentes, a quienes solapaba en sus tonterías o me hacían enojar, o hacía enojar con mi lentitud en el álgebra (Yare), gracias por su cariño, por ser parte de mi vida, todo ese camino de grandes experiencias son el cimiento de lo que soy y seré, las quiero mucho.

A ti, mi sunny, mi cielo hermoso, mi lovecito bonito, mi compañera de vida, Eugenia, también te dedico este trabajo, porque siempre estuviste presente, alentándome, escuchando mis pesares, sintiendo mis miedos y frustraciones, siendo parte de mis momentos más felices y más oscuros, de mis incansables inseguridades, aquellas que siempre me ayudaste en aceptar, en combatir. Porque me conoces mejor que nadie. Te agradezco todo, para siempre, donde quiera que estemos, todo te lo agradezco: tu paciencia, nobleza, empatía, tus consejos, el inconmesurable amor que me das, el que has despertado y agrandado en mí para ti a lo largo de estos años. No sabes lo agradecido que estoy por ti, por el hecho de ti. Te amo con todas mis fuerzas, con todo mi ser...hasta el infinito, te amo.

A mis queridos sobrinitos, mis hijos por elección, Justin y Areidy, gracias por ser parte de mi vida y alegrarla con todas sus ocurrencias. Tengo la dicha de haberlos visto crecer poco a poco y ser testigo de su evolución hacia personas buenas y de noble carácter. Su cariño y el que les tengo también son parte de este esfuerzo que les dedico. Cuenten conmigo siempre.

A la Biología, que me ha dado los medios para comprender nuestro hermoso entorno natural y a los maravillosos seres que lo conforman. Gracias por incitar mi voluntad, amor propio y empatía hacia el mundo que nos rodea.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	iiv
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN GENERAL	3
JUSTIFICACIÓN	8
ANTECEDENTES	13
Sedimentos	13
Análisis de parámetros fisicoquímicos en sedimentos	13
Contaminantes en Sedimentos	17
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	17
Metales Pesados	22
Comunidad y Población	27
Variaciones de la comunidad de invertebrados por influencia de la fisicoquímica y contaminantes en sedimento	27
Calidad del agua y condición biológica del ecosistema	31
Variación poblacional	34
Indicadores Bioquímicos de Contaminación	40
HIPÓTESIS	44
OBJETIVOS	45
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	46
METODOLOGÍA GENERAL	50
Sitios de Muestreo	50
Colectas Científicas	50
Recolecta de Sedimentos	52
Recolecta de Material Biológico	52
CAPÍTULO I. CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS	54
Resumen	54
Introducción	55
Material y Métodos	57

Características fisicoquímicas	57
Determinación de pH medido en agua	57
Determinación de la concentración de la materia orgánica mediante el método de Walkley-Black	57
Determinación de la textura de los sedimentos mediante el método de Hidrómetro de Bouyocos	60
Medición de la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de sales solubles mediante el Método de Extracto de Saturación	62
Contaminantes en sedimentos	64
Determinación de Metales Pesados	64
Índice de Geoacumulación (Igeo)	64
Factor de Enriquecimiento	65
Determinación de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	66
Resultados	69
Caracterización ambiental de los sitios de muestreo	69
Análisis de parámetros fisicoquímicos en sedimento	69
Determinación de pH medido en agua	69
Materia orgánica en sedimento	69
Granulometría en sedimento	70
Conductividad eléctrica y sales solubles en sedimentos	72
Contaminantes en sedimentos	72
Concentración de metales pesados	72
Índice de geoacumulación y Factor de enriquecimiento	74
Concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos	77
Discusión	78
Conclusión y Recomendaciones	89
CAPÍTULO II. COMUNIDAD Y POBLACIÓN	90
Resumen	90
Introducción	91
Material y Métodos	93

Procesamiento general e identificación taxonómica del material biológico	93
Análisis de la comunidad carcinológica	94
Índices de diversidad	94
Índices bióticos	97
Análisis poblacional	104
Resultados	107
Comunidad biológica	107
Índices de diversidad e Índices Bióticos	124
Análisis Poblacional	131
Discusión	138
Conclusión y Recomendaciones	152
CAPÍTULO III. INDICADORES BIOQUÍMICOS	154
Resumen	154
Introducción	155
Material y Métodos	157
Homogenización, preparación de extractos y alícuotas	157
Determinación de la concentración de proteína en las alícuotas	157
Evaluación de los indicadores bioquímicos	158
Análisis estadístico	161
Respuesta Integrada de Biomarcadores (IBR: Integrated Biomarker Response)	162
Resultados	163
Biomarcadores	163
Respuesta Integrada de Biomarcadores	163
Discusión	169
Conclusión y Recomendaciones	180
CONCLUSIÓN GENERAL	182
PERSPECTIVAS	184
LITERATURA CITADA	185
RESUMEN BIOGRÁFICO	242
ANEXO	243

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla		Página
1	Criterios de clasificación de concentración de Materia Orgánica para suelos no volcánicos (NOM-021-RECNAT-2000).	59
2	Clasificación del suelo en base a su conductividad eléctrica.	63
3	Clases del índice de geoacumulación y su relación con la calidad del sedimento (tomado de Förstner y Müller, 1981).	65
4	Niveles de enriquecimiento del sedimento, con base en el valor del Factor de Enriquecimiento (Chen et al., 2012).	66
5	Valores de los parámetros fisicoquímicos del agua medidos en los sitios y temporadas de estudio (S= secas; LL= lluvias; N= nortes).	69
6	Datos de pH en sedimentos colectados en marzo 2014 y agosto 2014, y clasificados según la NOM-021-RECNAT-2000.	70
7	Contenido de materia orgánica en muestras sedimentológicas de los sitios y temporadas evaluadas, así como su clasificación según la NOM-021-RECNAT-2000.	70
8	Porcentajes granulométricos y clasificación textural de las muestras sedimentológicas por sitio y temporada de estudio.	71
9	Conductividad eléctrica en los sedimentos evaluados y categoría de salinidad asignada de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000.	72
10	Concentración de metales en sedimentos durante ambas temporadas de colecta.	73
11	Concentración de metales en sedimento por temporada y sitio de colecta, comparados con el criterio de la NOM-001-SEMARNAT-1996, guías internacionales de calidad de sedimentos y los niveles de efecto a la fauna bentónica establecidos por Long et al (1995).	74
12	Valores del Igeo y calidad del sedimento correspondiente por metal, localidad y temporada.	75
13	Valores del factor de enriquecimiento y categoría de enriquecimiento de cada metal evaluado por sitio y temporada de colecta.	76
14	Cuadro comparativo de los niveles de sedimento obtenidos para este estudio, los establecidos por normas nacionales y guías de calidad extranjeras, así como niveles de efecto a la biota bentónica (cantidades en mg/kg).	77
15	Clasificación de la condición biológica de los ecosistemas acuáticos en base a los criterios de Wilhm y Dorris (1968) y Staub (1970) (modificada de Seginini 2003).	95

16	Condición biológica del ecosistema y calidad del agua con base al Índice Biótico (Modificado por Hilsenhoff 1977).	98
17	Calidad del agua y grado de contaminación orgánica con base en el Índice Biótico de Hilsenhoff (modificado de Seginini, 2003).	99
18	Rangos de valores del Índice de Calidad Béntica y estatus de calidad ecológica (tomado de Pinto et al. 2009).	101
19	Valores BMWP para el área de estudio y clases de calidad del agua (tomado de Roldán-Pérez 2003).	104
20	Categorías de condición en base a los valores de peso relativo (modificado de Barajas-Martínez 2000).	106
21	Índices de diversidad alfa estimados para cada localidad durante las tres épocas de muestreo.	125
22	Índices de diversidad beta estimados entre localidades para cada temporada de muestreo.	125
23	Análisis de contaminación de los sitios muestreados con base en los resultados del índice de Shannon.	126
24	Estatus del ecosistema con base al análisis del Índice Biótico (Hilsenhoff 1977)	127
25	Calidad del agua y grado de contaminación orgánica con base en los resultados del Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH).	128
26	Valores del BQI y estatus de calidad ecológica para cada estación de muestreo.	128
27	Valores de bioindicación de las especies consideradas para el cálculo del BMWP.	129
28	Puntajes del BMWP para cada localidad y temporada de estudio, y calidad del agua correspondiente (Roldán-Pérez 2003).	130
29	Peso relativo y categoría de condición de las cohortes poblacionales analizadas	137
30	Media± desviación estándar de los biomarcadores analizados en <i>Tozeuma carolinense</i> del área central de Laguna Madre, Tamaulipas.	165
A1	Abundancias de camarones penaeidos y carideos colectados en el área de estudio.	243
A2	Abundancias, número esperado de especies por taxa y localidad (H y ES50, respectivamente) y valores de sensibilidad (ES50 _{0.05i}) usados para calcular el Índice de Calidad Béntica del sitio Ostión.	244
A3	Abundancias, número esperado de especies por taxa y localidad (H y ES50, respectivamente) y valores de sensibilidad (ES50 _{0.05i}) usados para calcular el Índice de Calidad Béntica del sitio Zona Profunda	245
A4	Abundancias, número esperado de especies por taxa y localidad (H y ES50, respectivamente) y valores de sensibilidad (ES50 _{0.05i}) usados para calcular el Índice de Calidad Béntica del sitio Bahía de Catán.	246

A5	VARIABLES comprendidas en la estimación de la calidad físicoquímica (Peq) por sitio de muestreo (Ci min y Ci max corresponden, respectivamente, a los valores máximos y mínimos del parámetro en cuestión reportados para el área de estudio.	247
A6	Matriz de datos utilizada para la estimación del BMWP en el área de estudio	248
A7	Especies con clases de abundancia promediadas por encontrarse en el mismo intervalo Peq.	249
A8	Ecuación peso-longitud, coeficiente R ² , tipo de crecimiento, factor de condición (K) y condición relativa (WR) de las cohortes de cada especie considerada para el análisis poblacional.	250

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Mapa del área de colecta de muestras para el presente estudio.	51
2	Método de transecto cuadrante seguido en el presente estudio.	53
3	Triángulo de nomenclatura textural. Tomado de Torres-Cerón (2012).	62
4	Ubicación textural de los sedimentos analizados mediante el triángulo de Alexander (1980) por temporada y sitio de muestreo.	71
5	Relación peso-longitud de <i>Farfantepenaeus aztecus</i> en ambas temporadas para datos agrupados.	132
6	Relación peso-longitud en machos de <i>Farfantepenaeus aztecus</i> para ambas temporadas de estudio.	132
7	Relación peso-longitud en hembras de <i>Farfantepenaeus aztecus</i> para ambas temporadas de estudio.	133
8	Relación peso-longitud de <i>Farfantepenaeus duorarum</i> en ambas temporadas para datos agrupados.	133
9	Relación peso-longitud en machos de <i>Farfantepenaeus duorarum</i> para ambas temporadas de estudio.	134
10	Relación peso-longitud en hembras de <i>Farfantepenaeus duorarum</i> para ambas temporadas de estudio.	134
11	Relación peso-longitud de <i>Tozeuma carolinense</i> en ambas temporadas para datos agrupados.	135
12	Relación peso-longitud en machos de <i>Tozeuma carolinense</i> para ambas temporadas de estudio.	135
13	Relación peso-longitud en hembras de <i>Tozeuma carolinense</i> para ambas temporadas de estudio.	136
14	Gráfico de estrella del IBR obtenido en <i>T. carolinense</i> de cada sitio y temporada de colecta (a), y de todos los biomarcadores analizados por sitio, comparando épocas (b-d) en el área central de Laguna Madre de Tamaulipas, México. El tamaño y la forma de los polígonos indican la respuesta enzimática. Los valores de IBR se mencionan en el texto.	166
15	Gráfica de estrella del IBR obtenido para todos los biomarcadores evaluados en <i>T. carolinense</i> (a), así como de los IBR de cada biomarcador en los sitios (OT, ZP, BC) y temporadas (secas y lluvias) analizadas (b-h) en el área central de Laguna Madre de Tamaulipas, México. El tamaño y forma de los polígonos indican la respuesta enzimática. Los valores del IBR son presentados en el texto.	168

RESUMEN

La Laguna Madre de Tamaulipas es una laguna costera de gran dinamismo y complejidad biótica y abiótica, vulnerable a los impactos antropogénicos de la zona costera y a lo largo de las cuencas de escorrentía. Dichos impactos pueden evaluarse a diferentes niveles de organización biológica haciendo uso de bioindicadores de contaminación. Se llevó a cabo una caracterización ambiental de tres sitios asociados a pastos marinos con diferente influencia antrópica en tres temporadas, a través del establecimiento de indicadores de contaminación utilizando a los camarones carideos y penaeidos como organismos monitores de disturbio por efecto de xenobióticos en sedimentos de la región meridional de Laguna Madre de Tamaulipas. Se colectaron muestras de sedimento para determinar sus características fisicoquímicas, así como el contenido de metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y la estimación del factor de enriquecimiento e índice de geoacumulación. De los contaminantes, sólo el Pb y en mayor grado el Zn mostraron concentraciones y niveles de enriquecimiento interesantes, probablemente en función de granulometría fina y mayor cobertura vegetal observada en la zona profunda (ZP). Asimismo, se analizaron la población y la comunidad de camarones penaeidos y carideos como indicadores de salud ecosistémica estimando índices de diversidad, índices bióticos e indicadores de condición, mostrando, en general, calidad del agua pobre, contaminada o muy contaminada, condición biológica del ecosistema con disturbio significativo-severo y estatus ecológico malo. No obstante, estos resultados dependieron de la riqueza y abundancia de las especies por efecto de sus fluctuaciones naturales dados los bajos niveles de contaminantes en sedimento. Por último, se analizaron indicadores bioquímicos de contaminación en muestras del carideo *Tozeuma carolinense*, cuyas respuestas se estandarizaron en un análisis de IBR para facilitar su interpretación. Las esterasas y la GST fueron los marcadores de mayor respuesta, probablemente indicando daños neurotóxicos y procesos de detoxificación de xenobióticos en el sedimento, o bien, muy probablemente como consecuencia de la influencia de factores abióticos del ecosistema, dadas las disparidades observadas con los resultados del IBR. El complejo dinamismo de Laguna Madre dificulta la interpretación de los resultados y se deben realizar ajustes metodológicos para robustecer futuros análisis.

ABSTRACT

Laguna Madre of Tamaulipas is a coastal lagoon of great dynamism, and biotic and abiotic complexity, vulnerable to anthropogenic impacts along the coastal zone and areas of surface runoff. These impacts can be assessed at different levels of biological organization through the use of biomarkers of contamination. We carried out an environmental characterization of three sites associated with seagrasses with different degrees of human influence, establishing biomarkers of environmental pollution using caridean and penaeid shrimps as biomonitors of sediment toxicity in the southern region of Laguna Madre of Tamaulipas. We collected sediment samples to determine physicochemical parameters, including heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content, as well as the enrichment factor and the geoaccumulation index. From these analyses, only Pb and, in a greater magnitude, Zn showed notable sediment content and enrichment levels in the sampling station adjacent to deep zones of the lagoon (ZP), possibly due to a smaller grain size and greater presence of vegetation. At population and community levels, we chose caridean and penaeid shrimp communities to assess environmental health through the calculation of diversity, biotic and condition indices, which, in general, exposed poor water quality, polluted and very polluted water, significant–severe biological condition of the ecosystem, and poor ecological status. Nevertheless, these results were influenced by natural induced variations in species abundance and richness given the observed low levels of sediment pollutants content. Finally, we analyzed biochemical indicators of pollution in samples of the caridean shrimp *Tozeuma carolinense*, whose responses were standardized and integrated in an IBR analysis to facilitate their interpretation. Esterases and GST were the biomarkers that showed greatest response, possibly due to neurotoxic damage and detoxification processes of xenobiotics within sediments, or, more likely, as a consequence of the influence of environmental physical factors, mostly due to sediment contaminant–IBR impairments observed in the present study. The complex dynamism of Laguna Madre makes it difficult to interpret the results and methodology adjustments must be undertaken in order to strengthen future analysis.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ambientes estuarinos representan uno de los ecosistemas costeros de mayor relevancia ecológica y económica por ser sitios de transición entre la zona terrestre y la zona marina, resultando en una de las áreas más productivas, complejas y variables en su geomorfología, hidrografía, salinidad, mareas, sedimentación y energética del ecosistema (Escobar-Briones 2004). Las lagunas costeras son un tipo de sistema estuarino que se definen geomorfológicamente como depresiones en la costa por debajo del promedio máximo de las mareas más altas, separadas del océano por una barrera física o hidrodinámica, y con comunicación efímera o permanente con el medio marino (Contreras et al. 2010). Los dos tipos de masas de agua que las conforman poseen características fisicoquímicas particulares, de esa manera proveen de hábitat a organismos adaptados tanto al ambiente dulceacuícola como al marino y al típicamente estuarino (Contreras y Castañeda 2004), e inclusive con tendencias variables en la dominancia de especies en función de la estacionalidad (Knoppers y Kjerve 1999; Alber 2002; Contreras y Castañeda 2004); asimismo, son ambientes de alta productividad primaria por lo que soportan un amplio espectro de biodiversidad (Contreras et al. 2010).

Los sistemas estuarino-lagunares son energéticamente abiertos y altamente subsidiados por los ambientes adyacentes (terrestres, marinos y atmosféricos); se encuentran continuamente expuestos al aporte de nutrientes y materia orgánica, acarreados mediante la escorrentía continental para finalmente ser depositados en las costas; no obstante, además de la elevada carga de nutrientes y materia orgánica, también se transportan partículas y sustancias contaminantes derivadas en su mayoría por un gran número de actividades antropogénicas desarrolladas a lo largo de las cuencas hidrológicas, sobresaliendo las pesquerías ribereñas, turismo, ganadería, agricultura y extracción de petróleo (Leija-Tristán et al. 2000a; Contreras y Castañeda 2004; Leija-Tristán 2005). Adicionalmente, las poblaciones humanas asentadas en la zona costera descargan sus desechos domésticos en los ríos, estuarios, lagunas costeras y el mar con diferente grado de tratamiento (Botello et al. 1996a; De la Maza y Bernárdez 2004).

La Laguna Madre es una laguna costera que abarca buena parte de los litorales texano y tamaulipeco, ya que se extiende sobre una línea de costa de 445 km de longitud (Tunnel y Judd 2001). Se separa del medio oceánico por una barrera arenosa, y las cuencas de

Texas y Tamaulipas quedan divididas por el delta del Río Bravo. Por ser la transición entre el medio terrestre, dulceacuícola y oceánico, se constituye como un extenso ecotono de elevada complejidad física, química, biológica y estructural, formando una variada gama de ambientes como llanuras de inundación, dunas, marismas, estuarios, deltas, playas, bahías, etc.; este paisaje heterogéneo posibilita el desarrollo de diversos tipos de hábitats, los cuales son colonizados por una gran riqueza de especies de organismos. Asimismo, al ser un ecosistema estuarino es receptor de todas las descargas continentales acarreadas por los sistemas fluviales, haciéndola vulnerable a los impactos derivados de las actividades antropogénicas que tienen lugar en la zona costera y a lo largo de las cuencas de esorrentía.

Como consecuencia, se ha detectado la presencia de metales pesados, compuestos orgánicos persistentes e hidrocarburos en los sedimentos (De la Maza y Bernárdez 2004). Los sedimentos son capaces de retener contaminantes, pero pueden convertirse en fuentes de contaminación bajo ciertas circunstancias (Wöltz et al. 2009). Al estar contaminados, tienen el potencial de causar efectos adversos a los organismos aún cuando los niveles de los contaminantes en la superficie del agua son bajos (Chapman 1990); esto depende de la biodisponibilidad de los xenobióticos, el ambiente, la condición fisiológica de las especies o las características fisicoquímicas del sedimento como el pH, contenido de materia orgánica o la granulometría, la cual determina la capacidad de adsorción de contaminantes orgánicos y metales pesados (Tessier et al. 1984). Por lo anterior, el sedimento contaminado representa un riesgo para la biota acuática en general, pero particularmente para los organismos bentónicos-detritívoros.

Los contaminantes que se encuentren biodisponibles podrían fomentar potencialmente el decremento en la salud del ecosistema a través del deterioro súbito o crónico de las poblaciones que lo habiten, y sus efectos pueden ser medidos a diferentes niveles de organización biológica: organismo, población, comunidad y a nivel de ecosistema (Akkerman et al. 1991), e incluso a escala molecular y celular (Gould-Bouchot & Zapata-Pérez 2004).

Los bioindicadores de contaminación son herramientas funcionales que permiten evaluar la salud ambiental de los ecosistemas de manera espacial y temporal. Su empleo se sustenta en la medición de la diversidad y presencia o ausencia de organismos específicos

(De la Lanza et al. 2000; Ortiz-Zarragoitia y Cajaraville 2006), así como también de fluidos corporales, celulares o tisulares que indican en términos bioquímicos la presencia de contaminantes o la magnitud de la respuesta del huésped a tales contaminantes (Livingstone et al. 2000). La ventaja del uso de bioindicadores de contaminación es que éstos pueden ser rápidos y baratos de analizar, y relativamente fáciles de interpretar, ya que indican si un organismo ha estado expuesto e incluso si está siendo afectado por la presencia de contaminantes tóxicos u otros estresores como la falta de oxígeno (Gold-Bouchot & Zapata-Pérez 2004).

Las especies consideradas como bioindicadoras son seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia a varios parámetros, pues de ello depende su respuesta a los diferentes efectos de los impactos en el ecosistema a través de un tiempo determinado (Figuerola et al. 1999; Vázquez-Silva et al. 2006).

El plancton, los peces y los invertebrados han sido los grupos más usados en los estudios de bioindicación. De entre ellos destacan los macroinvertebrados bentónicos, los cuales incluyen grupos como los moluscos, anélidos, platelmintos, crustáceos y estadios juveniles de algunas especies de insectos (Seginini 2003). En particular, los crustáceos han sido usados como bioindicadores de contaminación en ambientes acuáticos (Hagger et al. 2006; Vioque-Fernández 2008), principalmente por su gran plasticidad ecológica, capacidad de alterar sus funciones fisiológicas y bioquímicas para sobrevivir en presencia de contaminantes, y amplia distribución (Naqvi et al. 1990; Madigosky et al. 1991; Vioque-Fernández 2008; Pinto-Rodrigues 2014). Además, son adecuados por tener tolerancias ambientales estrechas; presentan gran abundancia en sitios donde se registra la ausencia de otras especies que bajo condiciones normales se encontrarían presentes; son de escasa movilidad o sedentarios; tienen una relación positiva entre la concentración del contaminante en sus tejidos y la concentración del mismo en el ambiente, etc. (Raz-Guzmán 2011).

Entre la gran variedad de especies que conforman el subfilo Crustacea, el orden Decapoda, la cual abarca a los camarones, langostinos, langostas y cangrejos, representa uno de los órdenes más diversos de crustáceos. Dentro del extenso grupo de decápodos englobados en el patrón morfológico de “camarón” destacan, por un lado, los pertenecientes al infraorden Caridea o camarones carideos, que, con casi 3,500 especies descritas al

momento, son el segundo infraorden más diverso de decápodos y el primero de camarones (De Grave & Fransen 2011); por el otro, sobresalen aquellos incluidos en el suborden Dendrobranchiata, que abarca aproximadamente 500 especies repartidas en 7 familias: Aristeidae, Benthesicymidae, Penaeidae, Sicyoniidae, Solenoceridae, Luciferidae y Sergestidae (Pérez-Farfante & Kensley 1997). Entre ellas, Penaeidae y Sicyoniidae contienen especies que se capturan comercialmente en los trópicos y subtropicos alrededor del mundo. La familia Penaeidae es por mucho la que provee de una mayor cantidad de recurso alimenticio. En México, la captura total de camarón se deriva tanto de la actividad pesquera en altamar como de acuicultura (Rosa-Vélez et al. 2000), destacando las pesquerías de especies como *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris*, *L. setiferus*, *Farfantepenaeus californiensis*, *F. duorarum*, *F. aztecus*, entre otras.

Ambos grupos de camarones son ecológicamente relevantes por su diversidad y presencia en una gran variedad de ambientes (Bauer 2004); residen temporal o permanentemente en zonas costeras estuarinas donde son un componente numérico abundante, son primordiales por ser eslabones de la red trófica al transferir energía a niveles superiores (Almeida et al. 2013), reciclar nutrientes a través de las deposiciones fecales y contribuir al mantenimiento de hábitats de vegetación acuática sumergida (VAS) (Barba-Macías 2012), de los cuales dependen ampliamente por regular factores ecológicos como la complejidad estructural, temperatura, oxígeno disuelto, depredación y salinidad, representar zonas de refugio, reproducción y alimentación, condicionando en buena medida la abundancia y diversidad de las especies que los habitan (Barba et al. 2005). Adicionalmente, la relevancia ecológica de estas comunidades vegetales se potencializa en ambientes de agua somera, ya que la penetración de la luz favorece un prolífico crecimiento de algas bénticas y pastos marinos, lo que hace que la VAS sea el principal productor primario de este tipo de ecosistemas costeros (Rendón-Von-Osten & García Guzmán 1996; Kennish & Paerl 2010), aumentando con ello la importancia que recae en su manutención.

Al tener presencia temporal o permanente dentro de los ecosistemas estuarino-lagunares, ser ecológicamente importantes y representar fuentes primordiales de alimento e ingresos para las poblaciones humanas, los camarones penaeidos y carideos han sido utilizados en varios estudios sobre bioindicadores de perturbación ambiental, contaminación,

exposición, estrés oxidativo y respuesta a impactos por xenobióticos como metales pesados, plaguicidas, e hidrocarburos a través del tipo de crecimiento, tamaño, capacidad reproductiva, supervivencia o mediante el uso de marcadores bioquímicos de contaminación (Moksnes et al. 1995; Dias-Bainy 2000; Sreeman y Menon 2005; Leight et al. 2005; Key et al. 2006; Menezes et al. 2009).

El presente estudio tiene como propósito llevar a cabo una caracterización ambiental de las zonas de influencia asociadas a pastos marinos en la región meridional de la Laguna Madre de Tamaulipas durante tres temporadas de muestreo, mediante el uso de los crustáceos penaeidos y carideos bentónicos como bioindicadores de contaminación. Para lo cual se analizan los factores fisicoquímicos del sedimento como la granulometría y materia orgánica, así como niveles de concentración de metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos. Esto permitirá evaluar, en tiempo y espacio, el grado de contaminación de la laguna y cómo esto afecta a la comunidad de especies monitoras que denoten la calidad del ecosistema, constituyendo un análisis integral que permita identificar con mayor exactitud los niveles reales de afectación. Con base en lo anterior se pretende generar información que sea de utilidad para proponer alternativas de manejo para la conservación del ecosistema y la sustentabilidad de sus recursos naturales.

JUSTIFICACIÓN

México en sus cuatro vertientes (Golfo de México y Caribe, Pacífico tropical, Golfo de California y Costa occidental) cuenta con 11,122 km de litoral, de los cuales 1, 567, 300 ha están cubiertas por superficies estuarinas (INEGI 2001), repartidas en 892, 800 ha para el Pacífico y 674, 500 para el Golfo de México, con Tamaulipas concentrando alrededor de 231, 200 ha de superficie estuárica en un litoral extendido de 457 km, localizándose el 14.7% de los estuarios del país (Contreras, 2000; Ortiz-Lozano *et al.* 2000; Leija-Tristán, 2005). En todo el territorio, existen entre 125 y 130 lagunas costeras que abarcan, aproximadamente, 15,000 km² de área. La Laguna Madre de Tamaulipas es la laguna costera más grande de México (Contreras y Castañeda 2004), y al igual que otros cuerpos de agua costeros, constituye una amplia zona de transición con elevada complejidad (Escobar-Briones 2004), de alta dinámica y características ambientales particulares (Aubriot *et al.* 2005). Dicha dinámica varía dependiendo primordialmente de la estacionalidad en la distribución de la salinidad, pasando de agua marina a salobre y luego dulceacuícola, lo que la hace una zona de gran interés y riqueza biológica, tanto en enfoque científico como en explotación de recursos (Contreras y Castañeda 2004).

Las costas del Golfo de México soportan actividades humanas que se incrementan en variedad e intensidad, afectando particularmente a ecosistemas lagunares-estuarinos por ser ambientes de depósito previo a la intrusión al mar (Yáñez *et al.* 2004). La gran variedad de sustancias que se derivan de ellas y que llegan a la costa, pueden permanecer suspendidas en la columna de agua y adsorberse en la materia orgánica particulada, ser ingerida por la biota acuática o depositarse en el fondo para incorporarse a los sedimentos (González-Lozano *et al.* 2006). Por lo anterior, dichos compuestos tienen el potencial de interactuar (y en su caso afectar) tanto con los organismos planctónicos (Andreotti & Gagnetem 2006; Caeiro *et al.* 2009) como bentónicos, desde su llegada a los ambientes costeros hasta su depósito final en los sedimentos.

Los sedimentos que adsorben y acumulan químicos tóxicos y persistentes tienen el potencial de ejercer efectos letales y/o crónicos sobre la biota, que se ven reflejados en la capacidad de sobrevivencia, fecundidad y crecimiento de los individuos, o inclusive en peldaños superiores de la red trófica como resultado de eventos de biomagnificación, constituyendo un posible riesgo para la salud humana (USEPA 1999) en caso de alterar la

salud de organismos de importancia alimenticia. Un caso, en la Laguna Madre, es el del ostión americano *Crassostrea virginica*, cuyos bancos naturales se reportan como sobreexplotados, reduciendo el volumen de captura para la entidad, el cual contribuyó, en el periodo 2004-2013, con un promedio anual de 1,763.3 toneladas en peso vivo (CONAPESCA 2013), representando el cuarto recurso pesquero más importante en la entidad y el tercero en la laguna.

Otra actividad pesquera que podría verse afectada, en gran medida, es la pesquería de camarón, la más importante para Tamaulipas con una participación del 35.64% en el periodo 2008-2017, así como con 12,710.2 toneladas promedio en peso vivo donde los esteros y bahías contribuyeron con una tercera parte (4,018.8 toneladas). Estas capturas registradas han mantenido a Tamaulipas como el tercer productor de camarón a nivel nacional. Adicionalmente, la entidad participó en el mismo periodo con una media anual de \$656,512.8 en el valor de captura de camarón destinada a consumo humano directo, correspondiendo al 62.7% del monto promedio generado por todos sus recursos pesqueros a lo largo de esos años (\$1, 046, 512.5) (CONAPESCA 2008-2017). Lo anterior pone de manifiesto la importancia pesquera del camarón en el estado de Tamaulipas y la de los ecosistemas costeros en la obtención del mismo, reflejando el papel que juega el sistema Laguna Madre como motor de desarrollo socioeconómico de los asentamientos humanos adyacentes a través de las pesquerías artesanales.

Laguna Madre es un extenso sistema costero integrado por la Laguna Madre de Tamaulipas y la Laguna Madre de Texas, separadas por el delta del Río Bravo. Entre ambas constituyen el sistema hipersalino más grande del mundo (Tunnel & Judd 2001), donde coexiste una gran diversidad de hábitats que de manera directa o indirecta reúnen condiciones para disponer de fuentes de alimento, refugio y/o zonas de crianza para la flora y fauna acuáticas o semiacuáticas, e incluso terrestres que dependen del mismo ecosistema (Marroquín y García 2000). Por ello, es natural encontrar especies migratorias locales entre el mar y la laguna, ya que representa una fuente importante de alimento y área de protección para las fases iniciales de su desarrollo, como es el caso de los camarones penaeidos. Los individuos que migran al mar se reproducen para que posteriormente sus larvas y crías emigren a la laguna, ahí se alimenten, se desarrollen y vuelvan al mar para reproducirse, cumpliendo así el ciclo. Esto propicia el desarrollo de

una actividad pesquera de tipo secuencial, es decir, una parte en el mar y otra en las lagunas costeras, definidas respectivamente como pesquería industrial y artesanal. Las especies pesqueras más importantes en Laguna Madre por su demanda y precios alcanzados son las de camarón (*Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus*), lisa (*Mugil cephalus*), ostión (*Crassostrea virginica*) y jaiba (*Callinectes sapidus*) (DOF 2014). El alto valor socioeconómico de estos recursos, principalmente el camarón, hacen de la pesca la actividad más importante dentro de la laguna, por lo que es importante la protección de las áreas de crianza específicas para el sostenimiento de ambos tipos pesquerías a largo plazo.

En términos de biodiversidad, Laguna Madre de Tamaulipas está conformada por diversa vegetación halófila en zonas con elevada salinidad; a grandes rasgos su fauna se compone de 29 especies de ictioplancton; 9 de carideos; 78 de peces; con 38 especies de moluscos; además, en total se reconocen en el área 219 especies de aves, de las cuales 117 son acuáticas y semiacuáticas y 102 especies terrestres (Carrera 2004; Contreras & Castañeda 2004).

Desde un punto de vista biogeográfico y bioecológico, es un ecosistema de afinidad caribeña, caracterizado por ser una zona de transición entre las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical, donde más del 50% de las especies de peces, la mayoría de los invertebrados y las plantas vasculares acuáticas son bentónicas. Su productividad primaria se sustenta principalmente en las fanerógamas marinas (pastos marinos), donde superan al fitoplancton en importancia, además de contribuir al mantenimiento de una alta densidad y riqueza de especies de fauna estuarina (Vose & Bell 1994; Llansó et al. 1998; Corona et al. 2000), siendo el área de crianza para las especies comerciales *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus* (Britton & Morton 1989; Rendón Von-Osten & García Guzmán 1996), que a la vez necesitan de este hábitat para completar su ciclo de vida.

Adicionalmente, está comprendida en el área 44 de las Regiones Marinas Prioritarias de México (Arriaga et al. 1998); está categorizada como Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo e incluida dentro de la Convención de los Humedales de Importancia Internacional (Convención RAMSAR) desde 2004 (SEMARNAT 2015). Es particularmente relevante para la avifauna albergando un 15% del total de aves

migratorias que llegan a México provenientes de Canadá y Estados Unidos; provee de alimento y sitios de anidación de manera permanente a aves residentes, destacando el pato cabeza roja (*Aythya americana*), del cual se estima que el 36% de su población mundial hace uso de la laguna en la temporada invernal; aquí se encuentra la única población reproductora de pelícano blanco (*Pelecanus erythrorhynchos*) en las costas mexicanas, por lo que algunos sitios han sido designados dentro de la Red Hemisférica de Aves Playeras, y son reconocidos por Birdlife International como Área de Aves Endémicas del Mundo (Endemic Bird Areas of the World) (SEMARNAT 2015).

La gran importancia biológica y económica de la laguna propicia que se encuentre sometida a presiones de diversa índole, siendo las principales amenazas la modificación del entorno (remoción de pastos y manglar), pesca intensiva, contaminación, sobreexplotación de recursos pesqueros, violación de las vedas establecidas, alta deforestación en la zona continental, asentamientos humanos, entre otras (Arriaga-Cabrera et al. 1998; Benítez et al. 1999; RAMSAR 2003). Dichas presiones generan cambios espaciales y temporales, que pueden llegar a medirse mediante parámetros fisicoquímicos (agua, sedimento, temperatura, salinidad) y parámetros biológicos (poblaciones, comunidades, enzimas, bioensayos). No obstante, hay un desconocimiento de los efectos de los xenobióticos y la falta de análisis sistemáticos y de buena calidad de contaminantes en muestras marinas ocasiona que la información producida sea escasa o esté dispersa.

Además, los análisis químicos por sí mismos implican altos costos debido a que requiere de técnicas muy sofisticadas, instalaciones e instrumentos analíticos caros, reactivos de alta pureza y personal altamente entrenado. Por ello una alternativa para evaluar el posible efecto ambiental de los contaminantes es a través de la determinación de biomarcadores, ya que representan una medida más rápida y barata que el análisis químico (Gold-Bouchot & Zapata-Pérez 2004). No obstante, el conocimiento de los principales parámetros fisicoquímicos ofrece claves para el manejo de las cuencas y ecosistemas costeros, generando bases de datos apoyadas en sus características bióticas y abióticas que posibiliten establecer índices en el monitoreo y control de la salud de dichos ecosistemas (Contreras & Castañeda 2004).

Por esta razón es vital monitorear la salud en tiempo y espacio del ecosistema, dado que la información recopilada permitiría analizar la problemática desde dos puntos de vista: primero, los parámetros fisicoquímicos, contenido de xenobióticos y el grado de toxicidad asociados a los sedimentos; y segundo, mediante el uso de bioindicadores a diferentes niveles de organización biológica (enzimático, población y comunidad) para reconocer los niveles y efectos reales de los contaminantes que ayuden a establecer pautas para elaborar modelos de manejo y sustentabilidad del sistema y sus recursos naturales.

ANTECEDENTES

CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS

Análisis de parámetros fisicoquímicos en sedimentos

La importancia de los sedimentos ha sido ampliamente reconocida en el manejo y evaluación de la calidad global de los ambientes estuarinos, ya que acumulan diversos materiales provenientes de los escurrimientos continentales, de entre los cuales pueden encontrarse químicos tóxicos (Caeiro et al. 2009), así como nutrientes, materia orgánica y otros elementos traza (Calva et al. 2009). También pueden actuar como trampas de varios contaminantes que previamente fueron depositados en la columna de agua y que poseen afinidad con las partículas que los conforman, uniéndose a ellas, asentarse en el fondo y permanecer inocuos (Calva et. al. 2009). No obstante, pueden convertirse en fuentes de contaminación bajo ciertas circunstancias, como eventos de dragado o periodos de inundación que resuspenden las partículas (Wölz et al., 2009), o el constante aporte de xenobióticos que propicia que la contaminación química alcance una concentración a la cual se produzcan daños sobre la biota acuática (Burton 2002), principalmente a los organismos bentónicos por estar en contacto con el sustrato.

Adicionalmente, las características fisicoquímicas del sedimento afectan el comportamiento de los contaminantes contenidos en él; por ejemplo, la granulometría y el contenido de materia orgánica (MO) se relacionan con la adsorción de contaminantes orgánicos hidrofóbicos y metales (Calva et al. 2009), así como también hidrocarburos (Gold-Bouchot et al. 1997); o si es un suelo rico en humus o arcillas adsorberá mayor cantidad de plaguicidas que los suelos arenosos de textura más gruesa (Albert et al. 1996; Albert y Benítez 1996).

La Laguna Madre de Tamaulipas es un sistema cuyos sedimentos han sido delimitados en 3 grupos: I) arena fina muy bien clasificada; II) sedimentos mixtos limo-arcillosos, los cuales forma los depósitos más importantes de la laguna; III) sedimentos finos, arcillas y limos muy mal clasificados, los cuales son mantenidos en suspensión por la constante agitación del agua producida por los vientos y que tienden a depositarse en las partes más profundas y protegidas (e.g. Bahía del Catán, zonas interna y profundas de la laguna) (Yáñez y Schlaepfer 1968). Debido a esto la laguna puede ser susceptible a acumular contaminantes. Dado que la fuente principal de sus sedimentos es la cuenca del Río Bravo

(Yáñez y Schlaepfer 1968), los depósitos arriban al sistema acompañados de sustancias y elementos acarreados por los escurrimientos que atraviesan amplias zonas agrícolas, así como asentamientos rurales y urbanos, que aunado a las descargas de las comunidades aledañas presentes en buena parte de los 210 km de costa que abarca (Estavillo y Aguayo 1981), hacen del sistema una extensa zona de recepción y filtrado de todos esos nutrientes, sedimentos, xenobióticos, materia orgánica, etc., arrastrados desde el continente.

Estos elementos acarreados y que alimentan al sistema costero influyen en procesos físicos, químicos, hidrológicos, edafológicos y biológicos. Por ejemplo, la cantidad y composición bioquímica de MO en el sedimento modifica los patrones de distribución de la riqueza y abundancia de los organismos bentónicos, ya que normalmente siguen un determinado aporte de nutrientes (Calva et al. 2009). Por otro lado, el exceso de nutrientes sobresaatura al sistema de productores primarios en la columna de agua, los cuales no son ingeridos por sus consumidores y conlleva a una acumulación de materia orgánica en el fondo, agotando el oxígeno disuelto en la interfase agua-sedimento, provocando hipoxia o anoxia y matando a los organismos asociados al bentos (Escobar-Briones 2004). Este fenómeno es común en los estuarios y se define como la disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de 2 mg O₂ /l (Dauer et al. 1992). No obstante, los niveles de efecto pueden variar de un sistema a otro. Ritter & Montagna (1999), postularon un umbral de efecto a los 3 mg O₂ /l en las comunidades bénticas de la bahía de Corpus Christi, Texas. Normalmente es poco frecuente en aguas someras influidas por vientos y bien mezcladas, pero ha sido reportada para algunas localidades aisladas de las costas texanas (Gunter 1942), sobretodo en verano en la bahía de Corpus Christi (Montagna & Kalke 1992; Martin & Montagna 1995), donde el tiempo de residencia de sus aguas es largo, hecho que también sucede en Laguna Madre de Tamaulipas, haciéndola propensa a desarrollar fenómenos de hipoxia por acción de su hidrología, entrada de MO y nutrientes.

No obstante, la materia orgánica no siempre se relaciona con altas concentraciones de contaminantes por depender de la naturaleza de los mismos, como lo mencionan González-Lozano et al. (2006), que no encontraron una correlación significativa entre la MO y concentraciones altas de metales, concluyendo que no son de naturaleza biogénica. También observaron una correlación positiva entre las arenas y el Fe, así como

correlaciones altas entre valores de finos (limos + arcillas) con el Cu, Pb y el Zn, que pudo haber ocurrido porque los metales pesados tienden a ser más abundantes en los sedimentos finos por su alta superficie específica que ofrece una mayor adsorción, y también por la atracción iónica de cargas negativas de las partículas arcillosas (McCave 1984; Horowitz y Elrick 1987; González-Lozano et al. 2006), lo que permitió esta relación de los contaminantes con el tipo de sedimento.

La MO y la granulometría también pueden influir en la concentración de hidrocarburos en el sedimento y mostrar variabilidad estacional, como concluyeron Gould-Bouchot et al. (1997) en cuyo estudio encontraron niveles de hidrocarburos totales en sedimento comparativamente altos en los meses de mayo y junio (temporada de secas), correspondiendo a septiembre (lluvias) los valores más bajos; asimismo, dichos valores no se relacionaron con la salinidad que, en cambio, ha presentado correlación positiva con el pH y sedimentos de textura arenosa (Calva et al. 2009). Debido a que las altas concentraciones de bicarbonato, calcio, y otros iones en aguas con altas salinidades proveen de una cierta capacidad amortiguadora contra los cambios en el pH, éste generalmente es referido como un factor de preocupación menor (Knezovich, 1994). No obstante, cabe mencionar que la escala de potencial de hidrógeno es logarítmica, por lo que incluso un cambio de 0.2–0.5 unidades pueden tener diversas implicaciones a nivel fisiológico (Ringwood & Keppler, 2002).

Las variaciones espacio-temporales en el grado de contaminación y las características granulométricas del sedimento también ejercen cambios en la fisiología y estructura de las comunidades bentónicas, así como la profundidad, la fisicoquímica del agua, la energía del oleaje (Baqueiro 1979), o el espacio intersticial entre los granos de sedimento (Remane 1933).

Ringwood & Keppler (2002) evaluaron el efecto del pH en el crecimiento de la almeja *Mercenaria mercenaria*, encontrando que lo afecta de manera significativa en sitios con regímenes de salinidad < 25‰; asimismo, observaron correlación positiva entre la tasa de crecimiento con los niveles máximos de oxígeno disuelto medidos en los sitios con baja salinidad, pero sin mostrar esta respuesta en las estaciones de alta salinidad (>25‰), demostrando un sistema de compensación y condicionamiento entre las características fisicoquímicas hacia determinados procesos biológicos, como el crecimiento. Por otro

lado, en términos de contaminación, la salinidad y la concentración de los contaminantes se han relacionado con la prevalencia de lesiones histopatológicas en tejido blando del ostión *Crassostrea virginica* (Gold-Bouchot et al. 1997).

Franzoso et al. (2002) observaron que la interacción entre la temperatura y el tipo de sedimento determina la presencia y abundancia de especies de crustáceos penaeidos y carideos, al medir mayor riqueza y diversidad en zonas con sedimentos de grano más fino y con alto contenido orgánico, así como durante los meses donde se presentaron las temperaturas promedio más bajas. Castilho et al. (2008) observaron que la temperatura y la profundidad condicionan la abundancia de los camarones *Xiphopenaeus kroyeri* y *Pleoticus muelleri* en el sureste brasileño, influenciados en buena medida por las temperaturas del Agua Central del Atlántico Sur (South Atlantic Central Water). Por otro lado, el sedimento juega un papel importante en la distribución del carideo *Crangon crangon* al condicionar su capacidad para cavar madrigueras, ya que se ha observado en mayor abundancia dentro sedimentos con un rango de granulometría entre limo y arena gruesa (Bilgin et al. 2008). Asimismo, la salinidad también define de manera importante los patrones de distribución de los camarones carideos. En Laguna Madre, las mayores densidades de especies de carideos se han registrado entre 27-50 psu de salinidad (polihalino-hipersalino), y asociándose fuertemente con sustratos de vegetación acuática sumergida, ya que el 72% de la riqueza de especies, así como más del 80% de la densidad de especímenes, han sido encontrados en estos hábitats (Barba et al. 2005). La salinidad también afecta la distribución de especies con hábitats y hábitos de alimentación similares como los carideos del género *Palaemon*, y los penaeidos *Farfantepenaeus* y *Litopenaeus* (Barba et al. 2005). En términos generales, los patrones de distribución de los camarones carideos están relacionados con la heterogeneidad ambiental, a su vez representada principalmente por la salinidad y el tipo de hábitat (Barba et al. 2005; Barba 2012).

Botello (1978) realizó un estudio sobre la variación de los parámetros hidrológicos de la Laguna de Términos, reportando los valores medidos en los meses de mayo (época de sequías) y noviembre (época de nortes), encontrando que la temperatura presentó valores promedio de superficie de 29.9°-24.96°C para mayo y noviembre respectivamente; una salinidad de superficie de 33.4-19.8 ‰; pH de 8.20-8.28; oxígeno disuelto 4.58-5.35 ml/l. Cabe mencionar que en ese tiempo la laguna se mantenía como un medio ambiente

estuarino ligeramente impactado por las actividades humanas (Mandelli y Botello 1975; Botello 1978), con una condición natural inalterada, por lo que los datos obtenidos sirven como patrón de comparación con otras lagunas costeras en el Golfo de México.

Contaminantes en Sedimentos

Como se ha mencionado con anterioridad, los sedimentos actúan como trampas de contaminantes previamente vertidos por los efluentes derivados de diversas actividades urbanas, industriales y agrícolas (Nipper 1998; Andreotti y Gagnetem 2006). Acumulan químicos tóxicos persistentes e intervienen en el intercambio de elementos químicos entre las fases particulada, disuelta y biológica, así como también pueden modificar la concentración de contaminantes en la columna de agua afectando a los organismos planctónicos (Andreotti y Gagnetem 2006; Caeiro et al. 2009). Es por ello que la evaluación de la calidad de los sedimentos es determinante para la protección y manejo de los ecosistemas acuáticos (Smith et al., 1996), influenciada asimismo por el ambiente, las especies que lo habitan y sus características fisicoquímicas: pH, salinidad, materia orgánica, etc. (Hakanson, 1992; Galar-Martínez et al., 2006).

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

La contaminación por petróleo ha jugado un papel importante en la disminución de la calidad de los ecosistemas. El petróleo está constituido por miles de compuestos diferentes, principalmente hidrocarburos. Estos pueden ser de fracción pesada, que son mezclas de hidrocarburos cuyo peso molecular es mayor a C18 (NOM-138-SEMARNAT/SS-2003), y también pueden provenir de distintos orígenes, ya sean biogénicos o diagenéticos (formados por combustión), o antropogénicos (Botello 1995). Cuando estos compuestos llegan a ambientes acuáticos, entran en una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que en conjunto se denominan intemperismo, los cuales modifican de manera variable su composición. Esto es particularmente importante al momento de determinar el origen de fuentes de contaminación por hidrocarburos (Wang y Fingas, 2003; Gold-Bouchot 2003).

En el Golfo de México se localizan algunas de las más grandes provincias petroleras a nivel internacional, y ha sido la mayor área de perforaciones de plataforma continental en el mundo (Ponce-Vélez & Botello 2005). Diversos estudios han generado resultados que demuestran la intensa actividad petrolera y los aportes persistentes de hidrocarburos de

petróleo a los ecosistemas costeros mexicanos (Botello et al. 2005), incluyendo aquellos del litoral tamaulipeco, impactados por las actividades de refinamiento de petróleo y procesamiento de gas (Tampico, Cd. Madero y Altamira). La plataforma continental de Tamaulipas es una región donde el desarrollo industrial y petrolero ha tenido gran auge en los últimos 50 años. Además, se caracteriza por ser una zona de filtraciones naturales de petróleo, así como poseer una alta dinámica costera como es el caso del Anticiclón Mexicano (Ponce-Vélez et al., 1994), por lo que no sería ajena la existencia de estos compuestos en ecosistemas litorales como humedales, estuarios y lagunas costeras. Tal situación ha generado esfuerzos de investigación dirigidos a evaluar la presencia de distintos tipos de hidrocarburos en el litoral mexicano principalmente hidrocarburos totales de petróleo (HTP), e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs).

Los HAPs (PAHs por sus siglas en inglés) son una clase diversa de compuestos orgánicos constituidos por dos o más anillos bencénicos fusionados. Son contaminantes ambientales ubicuos que se encuentran en el aire, agua y el suelo (Yang et al. 1991; Kennicutt et al. 1994; Anyakora et al. 2005; Anyakora et al. 2010). Se introducen al ambiente marino por varias vías como derrames de petróleo, tráfico marítimo, escurrimientos urbanos, descargas de aguas residuales e industriales, así como combustión de combustibles fósiles, incendios forestales, erupciones volcánicas y precipitación atmosférica de emisiones vehiculares (Tolosa et al. 2009; Vavalanidis et al. 2008; Tam et al. 2001; Mirza et al. 2011; Mirza et al. 2012). Las mayores concentraciones de estos contaminantes han sido reportadas en sedimentos costeros cerca de áreas industriales y urbanas. Debido a su carácter hidrofóbico tienden a asociarse con partículas suspendidas orgánicas e inorgánicas que eventualmente se depositan en los sedimentos acuáticos, elevando el riesgo de exposición de la biota bentónica residente (Tam et al. 2001; Hong et al. 1995; Zaghden et al. 2007; Chu y Chan 2000).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés) ha identificado 16 HAPs considerados como los contaminantes prioritarios más frecuentes y/o peligrosos, dividiéndolos en carcinogénicos y no carcinogénicos. Los HAPs carcinogénicos son: benzo(a)antraceno, benzo(a)pyreno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, criseno, dibenzo(a)antraceno, e indeno(1,2,3-c,d)pireno. Mientras

que los HAPs no carcinogénicos son: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(g,h,i)perileno, fluoranteno, fluoreno, naftaleno, fenantreno, y pireno (Keith 2015). La presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos se debe también a actividades antrópicas como procesos de combustión incompleta (incendios forestales, chimeneas de fábricas, etc.), asfaltos de pavimentación de calles o de productos de refinación de petróleo como los aceites para motor, en especial los HAPs de alto peso molecular (Wade et al. 1994, Noreña-Barroso et al. 1998; Gold-Bouchot 2003). El análisis de la concentración de HAPs en sedimentos costeros es importante porque pueden sugerir procesos de acumulación de estos compuestos, así como las fuentes de las que provienen. Además fungen como indicadores de la entrada de este tipo de contaminantes a los ambientes acuáticos (Vázquez-Botello et al., 1993). Al llegar a los ecosistemas costeros, se dispersan en la columna de agua y pasan a sedimentarse y acumularse paulatinamente, presentando tiempos de residencia variables, que en el caso de hidrocarburos fósiles en sedimentos puede ser de 3 a 10 años, según la velocidad de degradación de éstos (Botello et al. 1996a). En 1975 fueron muestreados sedimentos en las principales lagunas costeras del Golfo de México para determinar la concentración de hidrocarburos, mostrando que las concentraciones más altas correspondieron a las zonas cercanas a complejos petroquímicos y/o pozos petroleros (la Laguna de Pueblo Viejo, Laguna Tamiahua, Laguna del Carmen y Machona), mientras que Laguna Madre mostró una concentración porcentual de hidrocarburos totales de 0.004% para el área de San Fernando con un Carbon Preference Index de 3.5 (Botello, 1978), indicando origen biogénico (Choiseul et al. 1998). Asimismo, Botello et al. (1996a) reportaron para Laguna Madre valores promedio de hidrocarburos en sedimento de 26 ppm (partes por millón), lo que no supera el límite permisible de 70 ppm para zonas no contaminadas establecido por la UNESCO (1976). En ese mismo estudio, las máximas se observaron para el sistema estuarino Río Tonalá, con un valor promedio de 1189 ppm, seguido por los sedimentos del Río Coatzacoalcos (680 ppm) y los de la Laguna del Ostión (120 ppm), en Veracruz. En Veracruz, las lagunas costeras volvieron a mostrar concentraciones de HAPs que rebasan el valor considerado como alto (2.4 µg/g) en el norte del Golfo de México por la Administración Nacional Atmosférica y Oceanográfica (NOAA) de los Estados Unidos de América (O'Connor 1990), de acuerdo a un estudio realizado por Gold-Bouchot (2003)

sobre hidrocarburos en el sur del Golfo de México en el que reporta los valores siguientes: Salada= 6.65 $\mu\text{g/g}$, El Llano= 5 $\mu\text{g/g}$, Mandinga= 5.68 $\mu\text{g/g}$, Mancha= 6.73 $\mu\text{g/g}$, Pueblo Viejo= 3.81 $\mu\text{g/g}$, Tamiahua= 3.42 $\mu\text{g/g}$ y Tampamachoco= 4.48 $\mu\text{g/g}$. No obstante, éstos resultados no sobrepasaron al valor crítico establecido por Long y Morgan (1990) de 35 $\mu\text{g/g}$, a partir del cual se considera probable que haya daños a la biota bentónica.

Vázquez-Botello et al. (1993) reportaron que para el área costera del Golfo de México las concentraciones más altas de HAPs correspondieron a las lagunas La Mancha y Salada, Veracruz, con 5.01 $\mu\text{g/g}$ para sedimentos y 4.82 $\mu\text{g/l}$ para agua superficial. Por otro lado, los sedimentos de la plataforma continental de Tamaulipas y Veracruz también registraron valores altos de HAP's (4.45 $\mu\text{g/g}$ y 3.30 $\mu\text{g/g}$);

Un estudio realizado por Sharma et al. (1997) analizó las concentraciones de hidrocarburos de petróleo en sedimentos de la Laguna Madre de Texas, encontrando 12 sitios con concentraciones de hidrocarburos alifáticos mayores o iguales a 50 $\mu\text{g/g}$ de peso seco y un promedio de concentración de HAP's de 2.6-692 $\mu\text{g/g}$, vinculándolas con áreas de actividades industriales y recreacionales; también mencionaron que los altos niveles de contaminación alifática pueden ser resultado de su liberación desde densas poblaciones de pastos marinos (Quammen & Onuf, 1993). Igualmente, ubica las concentraciones de benceno en un rango de 30.8-44.5 $\mu\text{g/g}$ de peso seco, mientras que el naftaleno se encontró de 8.50-721 $\mu\text{g/g}$ de peso seco, atribuyendo las concentraciones del benceno a procesos de producción petrolera donde pudiera haber fenómenos de lixiviación. Al comparar sus resultados con concentraciones de hidrocarburos en otros sitios del mundo, se mostraron mayores en la mayoría de los casos, y concluye que las fuentes potenciales de hidrocarburos en la Laguna Madre de Texas son de origen tanto natural como antropogénico. También se resalta que los niveles máximos de HAPs para cada sitio sobrepasaron el límite inferior del intervalo establecido por Long et al. (1995) de 4–44 $\mu\text{g/g}$, que indica efectos deletéreos sobre la biota bentónica, por lo que es necesario continuar con programas de vigilancia en relación con la contaminación por petróleo.

Los hidrocarburos representan un riesgo para la integridad natural de los ecosistemas acuáticos y para la salud humana, ya que al momento de sedimentarse en los fondos de las lagunas costeras las comunidades biológicas se ven afectadas, en especial las bénticas. Algunas fracciones de hidrocarburos y de metales como el Cd se han asociado con la

presencia de lesiones histológicas en tejidos blandos de *Crassostrea virginica* (Gold-Bouchot et al. 1995; Gold-Bouchot 2003) en lagunas costeras de Veracruz y Tabasco. Los hidrocarburos en sedimentos de las lagunas el Yucateco y Santa Anita, en Tabasco, inhibieron la acetilcolinesterasa del cerebro de la tilapia *Oreochromis niloticus* (Rodríguez-Fuentes y Gold-Bouchot 2000; Gold-Bouchot 2003). Los bagres *Ariopsis assimilis* de la bahía de Chetumal presentaron lesiones histológicas y tumores hepáticos derivados de contaminantes como los HAPs y plaguicidas en el hígado (Noreña-Barroso et al. 2004; Gold-Bouchot 2003). Adicionalmente, Zapata-Pérez et al. (2000) demostraron que los sedimentos de la bahía de Chetumal son tóxicos (Gold-Bouchot 2003). Sin embargo, en México se han efectuado muy pocos estudios encaminados a evaluar el contenido de diversas sustancias contaminantes en especies de consumo humano, muchas veces capturadas en sistemas estuarinos.

Las máximas concentraciones de hidrocarburos en organismos han sido registradas en Sonda de Campeche con concentraciones promedio de 20.2 ppm (Botello et al. 1996a). El estado de Veracruz registra un valor promedio de 3.3 ppm que, aunque parezca pequeño, cae dentro del rango de 0.2-10 ppm reportado por Neff (1982) en el que se ha observado una toxicidad aguda para organismos acuáticos a nivel celular y de alteraciones metabólicas. Así también, Botello et al. (1987) encontraron concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos en organismos del Río Coatzacoalcos, Veracruz en rangos de 77 a 877 ppb, lo cual tiene significancia desde el punto de vista de salud pública ya que todos los compuestos detectados se reportan como nocivos y algunos cancerígenos, como el benzeno(a)antraceno, el benzofluoranteno, el benzo(a)pireno y el benzo(ghi)perileno.

Aunado a lo anterior, el efecto de los HAPs ha sido estudiado en varias especies de crustáceos, pudiendo ejercer alteraciones sobre el comportamiento de tipo predatorio del cangrejo *Carcinus maenas*, tanto en campo como en ensayos in vitro de exposición a 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ de pyreno por 28 días (Dissanayake et al. 2010). Igualmente, los HAP interrumpen la búsqueda de pareja en anfípodos (Krang 2007), así como el comportamiento agresivo y funciones locomotoras en decápodos (Pearson y Olla 1990; Culbertson et al. 2007; Dissanayake et al. 2009). Benchmann et al. (2010) reportaron acumulación de HAPs en tejido de *Pandalus borealis*, así como una reducción en la sobrevivencia de sus larvas.

Asimismo, la capacidad reproductiva y sobrevivencia de larvas y adultos de *Palaemon pugio* y del copépodo *Amphiascus tenuiremis* se ve afectada cuando se exponen a sedimentos asociados a HAPs (Wirth et al. 1998).

Metales pesados

Entre los contaminantes más estudiados en el ambiente costero están los metales potencialmente tóxicos. Existen varias definiciones del término "metales pesados", pero por lo general se acepta que son aquellos elementos cuya densidad es mayor a 5 g/ml (Cervantes y Moreno 1999; Goldaracena 2007); o también se definen como aquel grupo de elementos químicos con un peso atómico que varía entre 63.564 g/mol y 200.590 g/mol, caracterizados por poseer una distribución electrónica externa similar (Páez-Osuna 2005) y se les encuentra en forma natural en la corteza terrestre.

La mayoría de los metales son ampliamente utilizados en las diversas ramas de la industria en la región costera del Golfo de México, como las del refinado del petróleo y la producción de fertilizantes. Las actividades mineras constituyen también otra de las fuentes principales de suministro de metales en la zona del Golfo de México, así como los efluentes domésticos que aportan hacia los ríos descargas enriquecidas de Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd y Ag (Páez-Osuna 1996b). No obstante, para la mayoría de los metales la fuente dominante hacia el medio marino son las aguas de escurrimiento, excepto para algunos elementos como el Hg y el Pb, cuya ruta atmosférica es importante y significativa (Simpson 1994). El hecho de que Veracruz es uno de los estados costeros con mayor porcentaje de esorrentía, sumando al acarreo del estado de Tamaulipas, convierten a la zona costera del Golfo en un importante receptor de los desechos procedentes de zonas lejanas a su litoral, que previamente se vertieron en las cuencas y que llegan al mar sin ningún tipo de tratamiento (OCDE 1998).

Varios estudios han demostrado que la entrada de metales a un ecosistema se ve reflejada por su concentración en los sedimentos (Green-Ruiz y Páez-Osuna 2003). En las costas del Golfo de México se ha demostrado la presencia de elevadas concentraciones de metales tóxicos como el Cd, Cu, Pb y Ni, donde los problemas más severos de contaminación ocurren en cuerpos de agua semicerrados, particularmente en bahías, estuarios y lagunas costeras (Vázquez-Botello et al. 2004), donde eventualmente, una parte se acumula en los sedimentos ya sea por medio de precipitación, floculación o

adsorción (Loring 1979). En otras palabras, los ambientes estuarinos son muy sensibles a ser afectados por las descargas antrópicas porque tienden a actuar como trampas de sedimentos finos asociados con los contaminantes (Rosales Hoz et al. 2003).

No todos los metales representan un riesgo para el ambiente. Algunos no son tóxicos, mientras que otros, aun cuando lo sean, son muy escasos o sus compuestos son insolubles (Suárez y Reyes 2002). De hecho, los metales entran en el ambiente acuático de manera natural a través del intemperismo y meteorización de las rocas, la degasificación, el vulcanismo terrestre y submarino, y los procesos relacionados con los sedimentos marinos (Páez-Osuna 2005). Sin embargo, estos se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera mediante actividades humanas. Algunos metales denominados metales de transición, tales como el Co, Cu, Mn y Zn, son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones, pero tóxicos en altas; no obstante, los metales y metaloides como el Pb, Cd, Hg, As, Se y Sn son tóxicos incluso en bajas concentraciones, pero no son requeridos para el metabolismo. Ambas categorías de metales conforman los llamados "metales potencialmente tóxicos" (Páez-Osuna 2005).

La mayoría de los metales son insolubles en agua a valores de pH neutros o básicos, pero al ser fácilmente adsorbidos en el material particulado o en sedimentos su concentración puede llegar a ser de 10^3 a 10^7 mayor que en la columna de agua (Botello et al. 2004). Gran parte de las variaciones en el contenido de algunos metales (como el mercurio) en sedimentos de lagunas costeras, pueden ser atribuidas principalmente a las diferentes composiciones edáficas de éstos (Villanueva y Osuna 1996). La concentración de metales como Zn, Cu, Fe, Mn y Ni están en función del tamaño de grano y del contenido de materia orgánica de los sedimentos (Álvarez et al. 1986).

Osuna-López et al. (1986) examinaron los sedimentos superficiales de 10 estaciones en el puerto y antepuerto de Mazatlán, México, considerando el carácter textural, carbonatos, materia orgánica y contenido total y biodisponibilidad de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn, encontrando concentraciones totales de: Cd (0.3-1.7ppm), Co (5.8-24.4 ppm), Cr (10-4-67.1 ppm), Cu (2.5-79.9 ppm), Fe (1.14-5.05 ppm), Ni (15.0-20.2 ppm), Pb (15.1-50.5 ppm) y Zn (34.0-172.2 ppm), concluyendo que varían dependiendo del sitio y textura de los sedimentos.

Un análisis de Cd total en los sedimentos de siete sistemas costeros del estado de Veracruz (Rodríguez 1994), y catorce del estado de Tabasco (Botello 1996) arrojó valores altos, principalmente en los núcleos de la laguna El Yucateco (5.18 µg/g) y la laguna Limón (3.22 µg/g), en Tabasco; mientras tanto, en Veracruz se registraron valores de cadmio totales que van de 1.09 µg/g para la Laguna de Mandinga, a 2.18 µg/g para el Río Coatzacoalcos. Así, el contenido de este metal en los sedimentos de todas las lagunas y ríos de estas entidades se encontró por encima de la concentración mínima para producir efectos biológicos adversos a los organismos acuáticos (1.22 µg/g) (Long et al. 1995).

Sharma et al. (1999) analizaron varios metales pesados en sedimentos de Laguna Madre de Texas observando una mayor correlación entre la concentración con texturas finas. No obstante, las arenas predominaron en el análisis, además de que todas las concentraciones de metales analizados estuvieron por debajo del umbral de efecto o daño a los organismos marinos y estuarinos (Long et al. 1995), con excepción del Pb y el Cd que sí sobrepasaron dicho umbral en algunos sitios. Asimismo, en base al factor de enriquecimiento del Pb dedujeron su procedencia antropogénica (gasolina con plomo). Por otro lado, Whelan et al. (2005) encontraron en Laguna Madre de Texas valores menores o iguales de metales traza (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb y As) que aquellos observados en sitios no contaminados de otras partes del mundo. Más adelante, Robles-Hernández (2011) analizó mensualmente en un periodo de 10 meses las concentraciones de metales pesados en agua, camarón y sedimento de la Laguna Madre de Tamaulipas, reportando que existe mayor variación temporal en agua y camarón que en sedimento, pero que dichos niveles no sobrepasaron los límites máximos permitidos por las normatividades mexicanas. Asimismo, encontró que las concentraciones de Cd, Cu, Ni y Pb estuvieron por debajo del nivel de efectos adversos a la fauna acuática (Long et al. 1995).

Sin embargo, aunque los datos de concentraciones totales son útiles, resultan insuficientes como medida para evaluar el transporte y tiempo de residencia de los metales en los sedimentos, porque una parte del contenido de metales se conjuga con los minerales y las partículas sólidas, mientras que la otra es la forma biodisponible incorporada a los sedimentos. Por consiguiente, esta fracción es susceptible para la acumulación de la biota acuática (Loring 1979; Luoma y Jenne 1976). En el caso del contenido de Cd en sedimentos de sistemas costeros del estado de Veracruz, las fracciones biodisponibles

variaron de 0.22 µg/g en el Río Blanco, a 1.84 µg/g en el Río Coatzacoalcos, superando el valor establecido por Long et al. (1995) antes mencionado.

Villanueva y Botello (2005) muestrearon por 7 años los metales pesados en sedimentos y organismos de la laguna El Yucateco, en Tabasco. Encontraron niveles elevados de Cd, Cr, Pb y Ni en sedimentos y tejidos musculares de 7 especies de peces y 2 de crustáceos (*Callinectes similis* y *Callinectes rathbunae*). En sedimento, las concentraciones totales de metales sobrepasaron el límite establecido para producir efectos biológicamente adversos (Long et al. 1995) y puntualizaron que el Ni mostró fluctuaciones en función a la temporada de lluvias y secas, viéndose incrementadas durante la primera. Asimismo, mencionaron que el decremento en las concentraciones de V pudieron deberse a las características de pH neutro-alcalino presentes actualmente en el sistema. Las concentraciones de Cr se vieron afectadas por la estacionalidad, presentando una tendencia a la baja en temporadas de secas, e incrementándose ligeramente durante las lluvias. En organismos, el contenido de metales varió en ambos cangrejos. Para *Callinectes rathbunae*, los niveles de Cd, Cr y Pb superaron los límites máximos permisibles para consumo de alimentos acuáticos reportados por Nauen (1983), misma situación para *Callinectes similis* con excepción del Cr, el cual no sobrepasó el nivel. Esta variabilidad la atribuyeron a diversas causas tanto fisicoquímicas como biológicas.

En este contexto, la toxicidad de los metales en los organismos está influenciada por factores como salinidad, pH y dureza del agua (Páez-Osuna 1996a), así como su absorción, excreción, almacenamiento y la eficiencia de sus sistemas de regulación o desintoxicación (Bryan 1971). La bioacumulación de metales traza (especialmente metales pesados) es crónica o repentinamente tóxica para varias formas de vida (Palacios-Fest et al. 2003). El Cu al igual que el Hg y Zn, se ha observado que provocan un efecto inhibitorio importante en el metabolismo respiratorio de crustáceos. En los bivalvos se han notado diversos efectos subletales, que van desde la disminución del ritmo cardiaco, deformaciones de la concha, hasta una disminución de la movilidad de los gametos.

En México los estudios sobre metales pesados han sido más intensos en el litoral del Golfo de México tanto en los sedimentos como en los organismos, siendo el ostión *Crassostrea virginica* el más utilizado en los análisis (Botello et al. 1996b), para el cual se ha observado que el contaminante tributil estaño produce deformidades en el crecimiento, muerte de

huevecillos, reducción significativa en los procesos de desove y en el crecimiento después de la fijación de las larvas de ostión (Ellis 1991; Waldock y Thain 1983; Páez-Osuna 1996a).

En camarones penaeidos los metales alteran algunos procesos fisiológicos como son la respiración, la osmoregulación, el crecimiento y la respuesta inmune (Frías-Espericueta et al. 2011). También presentan tendencia a acumularse en tejidos y órganos como el hepatopáncreas, glándula digestiva, antenas, músculo, branquias, etc. (Páez-Osuna y Tron-Mayen 1996). Por otro lado, la ingesta de metales como el Zn por el carideo *Palaemon elegans* puede verse incrementada por diversos factores como un aumento en la temperatura (White y Rainbow 1984). O si las concentraciones de Zn son elevadas, la temperatura y la salinidad favorecen el efecto que ejerce sobre la viabilidad de las larvas de *Palaemon pugio* (McKenney y Neff 1979). Cabe añadir que la exposición de este carideo a los metales MeHg y HgCl provocó alteraciones en su rapidez de respuesta anti-predatoria, además de observarse diferencias en los niveles de tolerancia al contaminante dependiendo de la salud del hábitat (prístino o contaminado) del cual procedieron los organismos analizados (Kraus and Kraus 1986). Nugegoda y Rainbow (1989) demostraron que la ingesta y regulación del Zn en *P. elegans* y *Palaemonetes varians* es afectada por factores fisicoquímicos y por adaptaciones inherentes a la biología de ambas especies, encontrando que un decremento en la salinidad disminuye el límite de concentración al cual los organismos comienzan a acumular este metal. Igualmente, hubo una correlación entre esta disminución y un aumento en la ingesta del contaminante, así como también que los niveles tanto de regulación como de ingesta variaron para ambas especies.

COMUNIDAD Y POBLACIÓN

Variaciones de la comunidad de invertebrados por influencia de la fisicoquímica y contaminantes en sedimento

Las comunidades biológicas de lagunas hipersalinas como Laguna Madre son sumamente activas, de tal manera que sus ciclos en el tiempo requieren de estudios continuos y prolongados que permitan apreciar y entender su dinámica, debido a que en años recientes los niveles de contaminación se han incrementado a gran escala como consecuencia de diversas actividades antropogénicas, por lo que se dificulta identificar los factores asociados a la riqueza específica en los sistemas estuarinos (e.g. factores físicos, del hábitat y los tróficos) que marcan la presencia o ausencia de las especies (Leija-Tristán et al. 2000a; Sarkar 2006).

Un principio básico de la ecología de invertebrados es que el macrobentos es un buen indicador de contaminación (Rhoads y Young 1970; Boesch 1973, 1977; Reice y Wohlenberg 1993). Las comunidades macrobentónicas son componentes importantes y funcionales de los ecosistemas estuarinos, ya que los organismos que las componen alteran aspectos como las características fisicoquímicas de la interfase agua-sedimento, promueven la descomposición de la materia orgánica, reciclan nutrientes para la fotosíntesis, y transfieren energía a otros componentes de la cadena alimenticia (Gaston et al. 1998). Generalmente su riqueza y biomasa se muestran altas en comunidades estables; por el contrario, se van empobreciendo en condiciones de alto disturbio (Pearson y Rosenberg 1978; Boesch y Rosenberg 1981).

Gaston et al. (1998) analizaron la ecología trófica de las comunidades macrobénticas en estuarios del norte del Golfo de México. Señalan que la estructura trófica estuvo significativamente relacionada con varios contaminantes en el sedimento (metales, HAPs, DDT) y tres gradientes medioambientales (salinidad, profundidad, y contenido de limo-arcilla) (Rakocinski et al. 1997); destacaron que en el caso de los contaminantes en sedimento, la mayoría de los sitios muestreados mostraron niveles que sobrepasaron el límite establecido por Long y Morgan (1990) que predice un daño al 10% de la comunidad béntica; igualmente, para las características fisicoquímicas determinaron que altas salinidades (>25ppt) se correlacionan con una mayor riqueza de especies macrobénticas, y también con altas densidades; la granulometría se relacionó mejor con taxas específicos

que con una comunidad trófica en general, pero resaltaron el hecho de la presencia de mayores riquezas específicas y densidades en fondos arenosos que en fangosos. En Carolina del Norte se analizó la calidad del sedimento colectado en 175 estaciones de muestreo localizadas en ambientes estuarinos entre el verano de 1994 a 1997. La calidad de los sedimentos fue evaluada llevando a cabo análisis químicos de los mismos, bioensayos de toxicidad y análisis de la estructura de la comunidad macrobéntica. Se analizaron las concentraciones de los siguientes contaminantes: Si, Al, Fe, Cr, Zn, Mn, As, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Cd, Ag, Hg, PAHs, alcanos, pesticidas y PCBs. La toxicidad de los sedimentos fue evaluada mediante cuatro diferentes bioensayos: 1) Bioensayo de fase sólida Microtox ® basada en el declive de la producción de luz de la bacteria bioluminiscente *Vibrio fischerii*, 2) Bioensayo de supervivencia del anfípodo marino *Ampelisca abdita* de 10 días de duración, 3) Bioensayo de supervivencia del anfípodo marino *A. verrilli*, 4) Bioensayo de efectos subletales sobre el crecimiento de juveniles del bivalvo *Mercenaria mercenaria* de una semana de duración. Para el análisis de la comunidad béntica se calculó el Índice de Diversidad de Shannon-Weinner y el Índice Béntico de Integridad Biótica (B-IBI). El 54±7% de las áreas muestreadas mostraron una buena calidad de sedimentos mediante la salud de las comunidades bénticas, los bajos niveles de concentración y la baja toxicidad mostrada en los bioensayos (Hyland et al. 2000).

Recientemente, en la Laguna Madre fueron reportadas 663 especies de la biota principal, donde destaca el grupo de crustáceos con 96 especies registradas (Leija-Tristán et al. 2000b; Rodríguez-Almaraz et al. 2000); no obstante, Carrera (2004) menciona a 68 especies de crustáceos registrados para el área de la Laguna Madre, Tamaulipas. Araico-Barturen (1992) reportó 10 especies de macroinvertebrados para el litoral arenoso del sur de Tamaulipas, de las cuales cinco son crustáceos. Además, analizó parámetros fisicoquímicos tales como salinidad, oxígeno, temperatura y granulometría, donde la diversidad fue más dependiente de dichos parámetros. Esta correlación también es reportada por Cruz-Valdez (2001) al haber observado 4,279 especímenes de crustáceos decápodos asociados a los bancos naturales del ostión *Crassostrea virginica*, de los cuales se identificaron 20 especies comprendidas en 17 géneros dentro de 14 familias. Las mayores

abundancias se presentaron de manera general con temperaturas mayores de 25°C, a un pH de 6.8 y salinidades entre 35 y 40 ppm.

En Laguna Madre, entre las especies de crustáceos sésiles que se encuentran asociadas a *Crassostrea virginica* están los cirripedios *Balanus amphitrite*, *B. eburneus* y *B. improvisus*; además es común encontrar anfípodos tubícolas, tales como *Corophium louisianum* y *Jassa falcata*, así como especímenes de camarones del género *Alpheus* sp. En cuanto a la comunidad de carideos en Laguna Madre, Leija et al. (2000b) mencionaron 14 especies para toda el área; la mayoría de los trabajos reportan nueve registros para el área meridional de la cuenca (Barba-Macías 1999; Rodríguez-Almaraz et al. 2000; Barba et al. 2005), y posteriormente siete especies (Barba-Macías 2012). Asimismo, Barba-Macías (1999) menciona la presencia de 3 especies de penaeidos: *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus*. La carcinofauna depredadora está conformada por el cangrejo piedra *Menippe adina*, la jaiba azul *Callinectes sapidus*, los cangrejos xántidos *Panopeus simpsoni*, *P. obesus*, *Eurypanopeus depressus* y *Rhithropanopeus harrisi* (Britton y Morton 1989). El cangrejo pinotérico *Pinnotheres ostreum* vive como comensal dentro de la cavidad del manto de *C. virginica* (Christensen y McDermott 1958; Williams 1984; Manning 1993; O'Beirn y Walker 1999).

Escobar-Briones (2004) analizó el estado de las comunidades macrobénticas del Golfo de México, mencionando que entre los factores determinantes de la riqueza biológica en la cuenca se encuentran el tipo de sedimento, la concentración y calidad de materia orgánica en el mismo, la concentración de oxígeno disuelto en el agua de fondo, y el transporte lateral y la resuspensión por corrientes de fondo. Asimismo, explica que el funcionamiento comunitario se expresa en la longitud de las tramas alimentarias, el cambio de la biomasa en tiempo, la tasa metabólica y de remineralización medidas en la interfase agua-sedimento.

Méndez-Ubach et al. (1985) analizó la importancia de la granulometría en la distribución de los organismos bentónicos en playas del estado de Veracruz, encontrando que el sustrato más favorable para el desarrollo de las especies fue la arena fina, seguida de la arena muy gruesa, señalando que las arenas de bien a muy bien clasificadas representan el hábitat más propicio para la fauna. En este contexto, Remane (1933) mencionó que los espacios intersticiales entre los granos de arena, dependiendo de su tamaño, soportan

faunas características, porque representan sitios de refugio y suministro de cantidades variables de alimento en forma de fitoplancton o zooplancton y materia orgánica.

Dauer et al. (2000), señalaron que eventos de niveles bajos de oxígeno disuelto están espacialmente extendidos y fuertemente relacionados con la condición de la comunidad bentónica; sin embargo, esta estuvo menos relacionada con aspectos como los contaminantes en sedimentos y eutroficación (concentración de nitrógeno total en la columna de agua, así como fósforo total, y clorofila).

Carman et al. (2000), analizaron la exposición histórica a hidrocarburos de una comunidad bentónica en dos ambientes diferentes, uno contaminado con hidrocarburos y el otro relativamente sano, para determinar si existe una influencia de la contaminación por diesel sobre el comportamiento de la comunidad, encontrando que las comunidades del ambiente no contaminado fueron más sensibles que las del ambiente perturbado, debiéndose principalmente a una clara diferencia en la tolerancia a los hidrocarburos. Concluyeron que, específicamente, los crustáceos (copepodos, ostracodos, y nauplios) son los más sensibles a estos contaminantes, mostrando reducciones en su abundancia y en su tiempo de forrajeo, contribuyendo a la proliferación de biomasa algal, reducción en la diversidad de copépodos, y alteraciones en las interacciones de competencia entre la meiofauna.

Ward y Young (1982), analizaron el efecto de metales pesados y la granulometría de los sedimentos en la estructura de una comunidad epibéntica en el sur de Australia, encontrando varios patrones de distribución en la fauna. Se observó un decremento en las frecuencias de los organismos (principalmente peces) en función de las concentraciones de metales en sedimentos (Cd, Cu, Pb, Mn y Zn), así como también una correlación entre las frecuencias de especies de crustáceos con la granulometría. Marín-Guirao et al. (2005) evaluaron la calidad de los fondos blandos de la cuenca sur de la laguna del Mar Menor, en el SE de España, a través de distintos métodos, incluyendo un estudio de las comunidades bentónicas utilizando métodos descriptivos clásicos (Shannon, Pielou, Simpson) y multivariados, observando que estos últimos resultaron mejores indicadores de perturbación ambiental que los primeros. Asimismo, destacan que la contaminación por metales podría tener un efecto similar al de los predadores sobre las comunidades bentónicas, al controlar la abundancia de los niveles tróficos inferiores manteniendo comunidades con aparente alta diversidad. Además, concluyen que las concentraciones de

metales en los sedimentos fueron identificadas como los principales parámetros que determinan la estructura de las comunidades bentónicas en la cuenca sur del Mar Menor.

Calidad del agua y condición biológica del ecosistema

La gran diversidad de organismos de los ecosistemas acuáticos hace posible que la contaminación induzca cambios en la estructura de las comunidades, así como en la función biológica de los sistemas acuáticos y del propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y condición reproductiva (Bartram y Ballance 1996). Algunos organismos pueden proporcionar información sobre cambios físicos y químicos en el agua, ya que estos revelan modificaciones en la composición de la comunidad en un determinado tiempo (Laws 1981). Estos organismos son indicadores de la calidad del agua y determinan los efectos de los impactos en el ecosistema acuático a través del tiempo (Chapman 1996), dependiendo de su tolerancia al estrés y el grado de contaminación en el sitio (Whiton 1975). En este contexto, el uso de bioindicadores se sustenta en la medición de la diversidad y presencia y ausencia de organismos específicos (De la Lanza et al. 2000).

De entre todos los organismos que se encuentran dentro de un sistema acuático, los macroinvertebrados bentónicos ofrecen ventajas para ser usados como indicadores de contaminación: I) se encuentran en todos los ecosistemas acuáticos favoreciendo los estudios comparativos; II) son sedentarios y por tanto permiten un análisis espacial efectivo de los efectos de las perturbaciones; III) la taxonomía de muchos grupos es ampliamente conocida; IV) el análisis de las muestras puede llevarse a cabo con equipo simple; V) existen numerosos métodos para el análisis de datos, como índices bióticos y de diversidad (Vázquez-Silva et al. 2006).

La valoración biótica es una evaluación de las condiciones de un cuerpo de agua usando estudios y medidas directas de la biota residente en aguas superficiales (Barbour et al. 1999). Para el monitoreo de la biota en los sistemas acuáticos se han diseñado distintos índices; entre los más comunes están los índices de diversidad, los índices de similitud y los índices bióticos. De los índices de diversidad el más utilizado es el de Shannon-Wiener (H'), el cual se ha hallado correlacionado con la calidad del agua en cuanto a la contaminación orgánica (Pérez-Munguía et al. 2007; Wilhm y Dorris 1968; Dall 1995). Sin embargo, éste y otros índices de diversidad, por sí mismos, tampoco reflejan la

condición del ecosistema, pues la diversidad no necesariamente covaría con su estabilidad (Calow 1992). Los índices bióticos parecen ser los mejores métodos para evaluar la calidad del ambiente de los sistemas lóticos (Dall 1995), y son altamente especializados para un tipo particular de contaminación del agua, que normalmente es de origen orgánica. Algunos índices utilizados para evaluar la calidad del agua o el ambiente bentónico son: sapróbico (1901), Índice Biótico de Beck (1954), Índice Secuencial de Comparación (1971), Índice Estadístico de Pielou (1975), Índice de Hilsenhoff (IBH) (1977), Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) (1978), el AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) (Borja et al., 2000), Índice de Macroinvertebrados Bénticos (1988) (Vázquez-Silva et al. 2006), Benthic Quality Index (o Índice de Calidad Béntica) (Rosenberg et al. 2004), entre otros.

La gran mayoría de estos índices utilizan la diversidad, biomasa y patrones de abundancia de la comunidad bentónica a lo largo de un gradiente de contaminación o disturbio, asignando valores de sensibilidad o puntuaciones a cada especie en función de su tolerancia al estrés o disturbio ambiental, basándose de manera general en el mismo concepto: las especies sensibles son dominantes en ambientes prístinos, mientras que aquellas tolerantes dominan las áreas perturbadas o contaminadas (Fleischer et al. 2007). El índice de calidad béntica (BQI por sus siglas en inglés) integra la sensibilidad de las especies en un determinado sitio con su riqueza específica y se ha utilizado principalmente en aguas de Suecia para calibrar los valores de sensibilidad, así como el grado de incertidumbre de sus variables y el efecto del tamaño de muestreo sobre su estimación (Rosenberg et al. 2004; Fleischer et al. 2007; Leonardsson et al. 2009, 2015). No obstante, también Leonardsson et al. (2009) utilizaron el BQI para evaluar las condiciones ambientales de un fiordo en Suecia con datos de las comunidades desde los años 60, señalando que fluctuaron desde un estatus ecológico “malo” en los primeros años de los 60 a “bueno” en la década de los 70. Adicionalmente, observaron una recuperación de las comunidades bentónicas tras el cierre de un complejo manufacturero de pulpa de celulosa en 1968, el cual ocasionó eventos de hipoxia y condiciones desfavorables del sedimento. De la Lanza-Espino (2000) menciona que el índice biótico de Hilsenhoff muestra un valor de integridad biológica que depende de la sensibilidad o tolerancia de los organismos, la cual es una particularidad local o regional. Barba-Álvarez et al. (2013) estimaron el IBH

utilizando insectos para evaluar la calidad del agua en 3 ríos de México, y observaron que, para los 3 sistemas, el IBH mostró calidad del agua de buena a muy buena. Por otro lado, se utilizaron el Índice Biótico de Familias (FBI por sus siglas en inglés), el BMWP y el índice EPT (riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), para determinar la calidad del agua en una laguna costera de México; los datos del BMWP señalaron calidad del agua aceptable y moderada contaminación antrópica; el valor del FBI correspondió con agua de calidad razonable con contaminación orgánica; mientras que el EPT arrojó valores que corresponden con mala calidad del agua, pero su uso fue más bien recomendado para ecosistemas lóticos (ríos) (Rosas-Acevedo et al. 2014). Además, Henne et al. (2002) observaron alta correlación entre el FBI y los niveles de oxígeno disuelto; concluyeron que este índice no solo fue útil para detectar el nivel de contaminación orgánica, sino también su severidad y efectos deletéreos hacia la comunidad acuática, incluso con una ligera depresión en el oxígeno.

Kalyoncu y Zeybek (2010), utilizaron una serie de índices bióticos (dentro de los cuales se incluye el IBF de Hilsenhoff) e índices de diversidad alfa tradicionales (Shannon-Weinner, diversidad de Simpson y de Margalef) para evaluar la calidad del agua de un río de Turquía. Concluyeron que los índices de diversidad que utilizaron en su estudio reflejaron satisfactoriamente la calidad del agua, siendo Shannon-Weinner el más confiable; en cuanto a los índices bióticos, el Índice Biótico Belga (BBI por sus siglas en inglés) también se mostró como el más confiable; señalaron que los índices bióticos arrojaron resultados similares en las localidades extremadamente contaminadas, pero que fueron variables entre sí en las no contaminadas. Miserendino y Pizzolón (1999) modificaron el BMWP tradicional para adaptarlo a los ríos de la Patagonia, y así desarrollar el BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Streams), concluyendo que es un buen estimador de los niveles de contaminación orgánica. Rosas-Acevedo et al. (2016) aplicaron el BMWP en la Laguna Tres Palos al este de Acapulco utilizando insectos acuáticos, el cual indicó contaminación moderada con eutrofización. Otro estudio en México calibró el BMWP con base en una serie de valores (físicoquímicos y biológicos) para evaluar la calidad del agua de dos ríos, la cual resultó ser de regular-moderada (cerca de actividades agrícolas) a muy contaminada-extremadamente contaminada (aledaña a áreas urbanas); igualmente, este estudio concluyó que el índice es una buena herramienta

para detectar zonas prioritarias para planes de manejo y recuperación ambiental (Ruiz-Picos et al. 2017). No obstante, pocos estudios han utilizado este índice para medir la calidad de los ambientes acuáticos en México y Latinoamérica en general, salvo casos particulares en Colombia (Riss et al. 2002), Costa Rica (Springer et al. 2007), Brasil (Baptista et al. 2007), El Salvador (Sermeño-Chicas et al. 2010), Ecuador y Perú (Ríos-Touma et al. 2014).

Otro estudio realizado por Benetti et al. (2012) presenta los resultados de 10 años de evaluaciones realizadas para determinar la calidad de 10 ríos del norte de España, utilizando la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados, así como varios parámetros ambientales. Concluyeron que la contaminación ejerce influencia sobre la fauna de macroinvertebrados por afectar directamente la calidad del agua; además, observaron relaciones significativas y negativas entre la conductividad y la riqueza y diversidad de especies. En el caso de los taxa, hubo una correlación negativa entre la concentración de oxígeno y la familia Naididae; así como relaciones positivas entre la conductividad y los Hidróbidos. Adicionalmente, utilizaron el BMWP ajustado a la península Ibérica (IBMWP), el cual reveló que la mayoría de las muestras (>95%) presentaron buena calidad del agua (valores del índice por encima de 100).

Un estudio en España demostró que las actividades mineras producen una reducción del número de taxa de macroinvertebrados pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (=riqueza EPT) (García-Criado et al. 1999). El índice EPT mostró una alta correlación con dos parámetros físico-químicos indicativos de contaminación minera (conductividad del agua y la concentración de sulfatos). Este mismo estudio mostró que el índice biótico IBMWP también fue sensible a la contaminación minera. Debido a que la contaminación por metales ocasiona la disminución de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, los índices de riqueza de taxones EPT y el índice biótico IBMWP son adecuados como índices preliminares para valorar este tipo de perturbación.

Variación poblacional

El crecimiento de un organismo implica un cambio de tamaño en el tiempo. Este se puede medir utilizando principalmente a la longitud o al peso como variables. En los peces el crecimiento corporal es muy plástico y por ello resulta un indicador importante de la salud,

producción poblacional y la calidad del hábitat (Maroñas, 2006). Por otro lado, en crustáceos el crecimiento depende en buena medida del sexo, estadio y factores ambientales (Gopalakrishnan et al., 2013), por lo que los análisis que correlacionan dichas variables y los cambios que experimentan en el tiempo y espacio (relación peso-longitud, índice de Fulton, Factor de Condición, Condición Relativa, etc.), han sido útiles en estudios dirigidos a evaluar posibles perturbaciones ambientales, lo cual es importante en la conservación de hábitats prioritarios para poblaciones de especies de valor ecológico y comercial, como es el caso de los camarones penaeidos.

En los ecosistemas estuarino-lagunares es normal la presencia de juveniles y subadultos de camarones penaeidos, ya que de acuerdo a su ciclo de vida las lagunas costeras proveen hábitats de crianza para ambos componentes poblacionales (Dall et al., 1990). Por otro lado, la presencia de organismos adultos es poco frecuente en lagunas costeras; sin embargo, también se ha documentado que cuando la salinidad en estos ecosistemas es similar a la del mar, los camarones pueden permanecer allí incluso hasta su talla adulta (García y Le Reste 1981). Entre las especies de camarones penaeidos que ocurren en Laguna Madre, se ha registrado que el camarón café *Farfantepenaeus aztecus* es el que presenta mayor abundancia con un 66.4%, seguido por *F. duorarum* con un 29.4% y luego por *Litopenaeus setiferus* que fue el menos frecuente en las capturas representando el 4.2% (Pérez-Castañeda 2011); Toledo (1996) menciona que *F. aztecus* y *L. setiferus* son las especies comerciales más importantes de la región noroccidental del Golfo, y que las mayores concentraciones ocurren en las costas de Texas, Louisiana y Mississippi, al contrario de *F. duorarum* que es más común en la Sonda de Campeche, donde constituye la pesquería más importante. La importancia y capacidad de los ambientes estuarinos para soportar las poblaciones de estas especies de decápodos reside en la gran diversidad biológica y de hábitats que pueden llegar a albergar, disponiendo condiciones tanto espaciales como nutricionales que permiten a estos organismos completar su desarrollo y alcanzar la madurez sexual.

El aspecto espacial es un factor determinante en el componente nutricional de los organismos, lo que determina su estado de condición, es decir, mayores o menores valores de peso a una misma longitud. En Laguna Madre, los factores bióticos y abióticos prevalecientes hacia el norte y centro son más propicios para el crecimiento de los

camarones penaeidos que ocurren en ella (Blanco-Martínez 2011). De igual forma se han analizado los patrones espaciales en la condición de los camarones penaeidos juveniles en otras lagunas costeras del Golfo de México, donde se han documentado efectos tanto ambientales como denso-dependientes en la condición (Pérez-Castañeda y Defeo 2002). Por otro lado, Staples y Heales (1991) mostraron mediante un enfoque experimental que el parámetro b (tipo de crecimiento) en la relación peso-longitud ($W = aL^b$) de *Penaeus merguensis*, varió acorde a la temperatura y salinidad. En relación con éste parámetro, las especies de camarón *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus* en áreas de captura de Laguna Madre mostraron valores de b cercanos a 3, indicando crecimiento isométrico, que comparados con los observados en una laguna costera del sureste mexicano resultaron ser menores, los que se atribuyó a los diferentes estadios analizados y a las variaciones en la salinidad (Pérez-Castañeda 2011); en éste mismo trabajo se analizaron los cambios temporales en la talla media de los organismos, los cuales están relacionados con el ciclo de vida y el crecimiento de los camarones, y se encontraron fluctuaciones evidentes y esperadas. Por lo tanto, este patrón temporal de la talla media de los camarones reflejó el crecimiento de los individuos dentro del ecosistema, lo que permitirá en un momento determinado encontrar anomalías debidas a algún cambio de índole biológica o ambiental.

En este sentido, Amani et al. (2015) estimaron la relación peso-longitud y el factor de condición relativa (K_n) en poblaciones mensuales del camarón marino *Parapenaeopsis sculptilis*, observando variaciones que dependieron de la época de desove y el desarrollo del ciclo gonadal, algo que también fue atribuido por Olamide et al. (2014) para los camarones *Nematopalaemon hastatus*, *Farfantepenaeus notialis*, *P. atlantica* y *Macrobrachium macrobrachion* al observar valores del factor de condición (K) bajos. Ajani et al. (2013), compararon el factor de condición en dos especies de penaeidos, *Penaeus monodon* y *P. notialis*, resultando diferente para cada una y lo atribuyeron a diferencias en las tasas de crecimiento, en la tolerancia a la salinidad y al posible efecto de factores ambientales adversos. Amara et al. (2009) utilizaron la tasa de crecimiento, la proporción ADN:ARN y el factor de condición K del lenguado *Platichthys flesus* como indicadores de la calidad de hábitats estuarinos, y mostraron que tanto la proporción ADN:ARN como el factor K fueron significativamente menores en individuos

procedentes de los sitios más impactados; tales diferencias fueron atribuidas a la muy probable contaminación por metales; asimismo, reconocieron que las tasas de crecimiento y el factor de condición K son aproximaciones útiles a la calidad del hábitat por integrar el efecto de múltiples variables ambientales. Adicionalmente, Kerambrun et al. (2012) analizaron el crecimiento e índices de condición de especímenes de *Scophthalmus maximus* expuestos a sedimentos contaminados con metales, HAP y Bifenilos Policlorados (PCB por sus siglas en inglés), observando un decremento de dichos índices en función del nivel de contaminación química. Igualmente, concluyeron que las tasas de crecimiento y el factor de condición K (o índice de Fulton), fueron índices más sensibles a los niveles de perturbación por químicos.

Blanco-Martínez (2011) analizó la estructura poblacional de camarones penaeidos en áreas selectas de la Laguna Madre, concluyendo, entre otras cuestiones, que la relación entre la temperatura promedio mensual y el promedio mensual de la abundancia de camarón se ajustó a un modelo parabólico indicando un rango de valores entre 21 y 26°C donde se maximiza la abundancia total, disminuyendo hacia temperaturas fuera de este rango, lo cual podría explicar las variaciones temporales en la abundancia del organismo. Igualmente analizó otros componentes poblacionales, como las variaciones temporales en la abundancia de *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus*, así como la proporción en sexos (macho:hembra), la cual no difirió significativamente de una proporción 1:1. Se sabe que las proporciones de sexos son muy variables en las poblaciones de camarón (García y Le Reste 1981). Las diferencias en una proporcionalidad 1:1 pueden ser causadas por mortalidad diferencial entre sexos, así como diferencias con respecto a la migración o selección del hábitat (Wenner 1972). Wakida-Kusunoki et al. (2008) analizaron la abundancia de 3 especies comerciales de penaeidos en el norte de Laguna Madre (*F. aztecus*, *F. duorarum* y *L. setiferus*) concluyendo que tienen un uso diferencial de la laguna, con *F. aztecus* siendo más abundante en abril-mayo, *F. duorarum* en diciembre-enero y *L. setiferus* en julio y septiembre.

Sánchez y Soto (1987) trabajaron con camarones de la superfamilia Penaeoidea en la plataforma continental, en el suroeste del Golfo de México, donde relacionaron la distribución espacial y geográfica específica con algunos parámetros asociados al tipo de sedimento, encontrando que *Farfantepenaeus aztecus* se asocia con la concentración de

materia orgánica total, *Sicyonia dorsalis* se relaciona inversamente con la concentración de hidrocarburos y positivamente con fondos limosos, y *Rimapenaeus similis* con fondos limosos. *Litopenaeus setiferus* mostró una relación inversa, no significativa, con el contenido de carbonatos en el sedimento. *F. duorarum* y *S. brevirostris* se capturaron preferentemente en áreas caracterizadas por presentar sustratos arenosos carbonatados y limosos carbonatados, respectivamente.

En México particularmente se ha atribuido a PEMEX la disminución de las capturas de las principales especies pesqueras, como el camarón rosado (*Farfantapenaeus duorarum*), las cuales pasaron en un periodo de 9 años (1992-2001) de 85 mil toneladas a 19 mil en la Sonda de Campeche (Gold-Bouchot 2003); se ha demostrado que este camarón tiene mayor capacidad de degradar petróleo crudo que *F. aztecus*, implicando alta metabolización (Cox y Anderson 1973; Botello 1975; Neff et al. 1976). En un estudio poblacional de Soto y Gracia (1987) no se encontraron variaciones notables relacionadas con actividades petroleras en los patrones de distribución de *F. aztecus*, *F. duorarum* y *L. setiferus* en Sonda de Campeche; por otro lado, sí observaron cambios en la composición de captura de estas especies comerciales, especulando una relación causal con un derrame de hidrocarburos que obligó a las poblaciones a desplazarse, y apuntaron que dicho derrame alteró los estuarios y lagunas costeras. En general, el daño biológico del petróleo o sus componentes es mucho más severo en un ambiente estuarino debido a que en la zona intermareal hay mayor diversidad y abundancia de organismos, así como la presencia de estadíos juveniles de muchas especies oceánicas, como los camarones penaeidos de importancia comercial (Botello et al. 1996a).

Por otro lado, son escasos los estudios que analicen las variaciones poblacionales de los crustáceos carideos en función del impacto ejercido por contaminantes o algún tipo de disturbio ambiental. Sin embargo, Leight et al. (2005) llevaron a cabo un monitoreo de *Palaemonetes* spp. con base en medidas poblacionales en sitios con influencia de escorrentía agrícola en Carolina del Sur; notaron que hubo diferencias entre las tendencias espaciales y temporales en la densidad de los individuos y entre sitios; asimismo, el uso de tierras para agricultura y para campos de golf correspondieron con un decremento en la población de camarones, el tamaño individual y el porcentaje de hembras grávidas. Anteriormente, Lewis et al. (2001) revelaron que el agua de poro de sedimentos colectados

cerca de un complejo de campos de golf en Florida ejerció toxicidad aguda en embriones de *Palaemon pugio*; en el mismo estudio, el camarón *Mysidopsis bahia* (= *Americamysis bahia*) expuesto a estos sedimentos presentó un menor peso, y las hembras fueron a menudo menos grávidas que los camarones expuestos a sedimentos procedentes de un sitio de referencia. Paralelamente, estas alteraciones en los patrones de la densidad poblacional y la capacidad reproductiva pueden derivarse también de la exposición crónica a contaminantes, como lo comprobaron Finley et al. (1999) al encontrar correlación en el porcentaje reducido de hembras grávidas de *P. pugio* con niveles de HAP en áreas urbanizadas; o el estudio de Leight et al. (2005), que observaron menor cantidad de machos, hembras grávidas y huevecillos de *Palaemonetes* spp. en zonas históricamente agrícolas. Moore (1988) encontró que el Azinfos Metil y el Endosulfán, estuvieron correlacionados con la mortalidad selectiva de este género de carideos basada en el tamaño de los mismos, afectando primordialmente a los organismos de menor tamaño. Similarmente, Wirth et al. (2001) reportaron que los machos de *P. pugio* fueron cerca del doble de sensibles que las hembras cuando se expusieron a Endosulfán, el cual también altera la sensibilidad a los plaguicidas del cangrejo violinista *Uca pugilator* (Naewthong, 2001), y disminuye el número de hembras grávidas de *P. pugio* (Wirth et al., 2002). Barba-Macías (1999), evaluó la variación de la densidad y la biomasa de peces juveniles y decápodos epibénticos de la región central de Laguna Madre, Tamaulipas; observó que la densidad máxima en decápodos correspondió a la época de nortes, mientras que la biomasa fue mayor en época estival; asimismo reportó a las especies *Hippolyte zostericola*, *Farfantepenaeus aztecus*, *Tozeuma carolinense*, *Dyspanopeus texanus*, *F. duorarum*, *Litopenaeus setiferus* y *Palaemonetes pugio* como las de mayor densidad. Mientras que en biomasa fueron *Callinectes sapidus*, *F. aztecus*, *F. duorarum* y *D. texanus*. También resaltó que la distribución de la densidad y la biomasa se asoció con la homogeneidad ambiental dada por la salinidad y por los sustratos con vegetación acuática sumergida (VAS).

INDICADORES BIOQUÍMICOS DE CONTAMINACIÓN

Los organismos acuáticos han sido reconocidos y utilizados como herramientas biológicas para evaluar la respuesta o nivel de daño de un determinado ambiente, especies o grupo de especies en función de agentes estresores. La respuesta de los organismos hacia los contaminantes varía dependiendo de factores biológicos, físicos y químicos, así como por los tipos y tiempos de exposición, pudiendo finalmente derivar en el decremento de la salud de los ecosistemas. No obstante, las alteraciones ocasionadas pueden detectarse a diferentes niveles de organización biológica: organismo, población, comunidad y ecosistema (Akkerman et al. 1991). Hare (1992) explicó que los invertebrados son de especial interés debido a que presentan ciertas características importantes como: 1) disponibilidad, fácilmente colectables, relativamente abundantes y bien distribuidos; 2) muchos taxos son sedentarios y representan condiciones locales; 3) están estrechamente asociados con el sedimento; y 4) están cercanos a ser la base de la cadena alimenticia.

Entre los niveles más básicos de detección se encuentra el bioquímico, el cual utiliza la actividad de ciertas enzimas o la cuantificación de otro tipo de moléculas. Hyne y Maher (2003) mencionaron que las mediciones bioquímicas realizadas en invertebrados pueden ser usadas como indicadores individuales de deterioro de la función biológica. Este tipo de bioindicadores miden los efectos tóxicos a nivel molecular y proveen una predicción cuantitativa rápida, y temprana, de un efecto tóxico sobre individuos en estudios de laboratorio e *in situ*. Estos autores definen las respuestas de algunas enzimas ante diversos contaminantes, entre ellas: Oxidasas de función mixta (indicadoras de exposición a químicos orgánicos como Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos), Glutación-S-Transferasa (indicador de exposición a pesticidas y metaloides), Acetilcolinesteras (indicador de exposición a organofosforados o a pesticidas carbamato) y carboxilesterasa (indicador de exposición a piretroides o a pesticidas carbamato). Por otro lado, se utilizan enzimas para medir estrés oxidativo como la superóxido dismutasa (SOD), Catalasa o Glutación peroxidasa (GPx), integrando un mecanismo de defensa encargado del metabolismo de especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés), cuyas fuentes pueden ser los metales pesados (Cd, Pb, As y Cu), contaminantes orgánicos (HAPs, PCB, dioxinas) y otros contaminantes del aire y suelo (Sun y Zhou 2008; Banni et al. 2009).

Suter y Rosen (1988) consideraron de manera general que los crustáceos de ecosistemas estuarinos son más sensibles a los contaminantes que los peces que habitan estos mismos ambientes; asimismo reportaron un conjunto de datos de toxicidad marina, en los que destacan los camarones penaeidos por haber presentado las mayores sensibilidades entre los crustáceos y peces evaluados.

Procambarus clarkii es un crustáceo muy utilizado como bioindicador de contaminación, evaluando su grado de bioacumulación y sus funciones enzimáticas inducidas por xenobióticos, como lo hicieron Vioque-Fernández et al. (2006) al cuantificar la inhibición de las esterasas (carboxilesterasa y acetilcolinesterasa) en *P. clarkii*, encontrando que los crustáceos provenientes de las zonas afectadas tienen menos actividad de éstas enzimas que organismos tomados como control. Elia et al. (2006) estudiaron la actividad de enzimas glutatión y antioxidantes, y algunos metales pesados como Cd y Cr en hepatopáncreas de *P. clarkii*, observando que este crustáceo exhibe diferencias en ambas enzimas dependientes del sexo, y no se encontró relación aparente entre la carga de contaminantes y los índices de enzimas antioxidantes en hepatopáncreas, atribuyendo las variaciones observadas a factores biológicos y ambientales que a la concentración misma de contaminantes.

Por otro lado, análisis enzimáticos han sido realizados con el carideo *Crangon crangon* por Menezes et al. (2009) para determinar la utilidad de la AChE (acetilcolinesterasa) y la GST (glutatión-s-transferasa) como marcadores de contaminación por derrames de petróleo. Los resultados mostraron que no hay interferencia significativa del combustible con la AChE. Por otro lado, se observó una inducción significativa en la actividad de GST como resultado de las altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos. Se concluyó que las actividades de ambas enzimas de *C. crangon* no fueron útiles como biomarcadores del contaminante durante una exposición a corto plazo. Otro estudio previo igualmente hecho por Menezes et al. (2006), evaluó el efecto de la salinidad, temperatura y el estrés por manipulación sobre la actividad de la AChE, GST y Lactato Deshidrogenasa (LDH) en *C. crangon*, encontrando que la LDH aumentó su actividad a bajas salinidades, potencialmente indicando mayor costo energético en función del aumento en la demanda osmoreguladora; además, reportaron que las altas temperaturas conducen a una mayor actividad de la AChE.

No obstante, existe una escasez general de estudios que utilicen a los crustáceos carideos para evaluar alteraciones enzimáticas por efecto de xenobióticos, siendo *Palaemonetes* (ahora *Palaemon*) el género más estudiado al respecto. En trabajos de laboratorio, embriones, adultos y larvas de estos camarones han respondido con depresiones en sus niveles de AChE comparados con grupos control al ser expuestos a clorpirifos, azinfos-metil y malatión (Key y Fulton 1993; Key et al. 1998a; Key et al. 1998b; Lund et al. 2000). Igualmente, Key et al. (2003) observaron baja actividad de AChE en camarones residentes de canales de agua salobre expuestos a pesticidas organofosforados y carbamatos. Otros biomarcadores han sido igualmente estudiados en este género, como por ejemplo el citocromo P450 (CYP1A) y las proteínas de estrés (Melancon 1995). Oberdörster et al. (1999) expusieron estos camarones a sedimentos contaminados con HAPs y metales pesados sin encontrar significancias estadísticas para los niveles observados en el citocromo y las proteínas de estrés. Sin embargo, cuando los organismos colectados de los sitios contaminados fueron procesados inmediatamente para su análisis bioquímico, los niveles de ambos biomarcadores se elevaron proporcionalmente con los niveles de contaminación por HAPs y plomo en sedimento. Otros estudios midieron los mismos biomarcadores, pero también la peroxidación lipídica, ubiquitina, GST, α - β -cristalina, manganeso superóxido dismutasa mitocondrial, metalotioneinas y evaluaciones de genotoxicidad (Downs et al. 2001; Melancon 1995; Lee y Kim 2002; Kim et al. 2000; Hook y Lee 2003; Kim y Lee 2004; Chiodi-Baudet et al. 2013). No obstante, otros carideos han sido utilizados en estudios relativos a indicadores bioquímicos de estrés o contaminación ambiental, como la disrupción endocrina por clordano y lindano en *Neocaridina denticulata* (Huang et al., 2004) o las respuestas a corto plazo de *Macrobrachium nipponense* a aguas residuales municipales y de la industria farmacéutica a través de biomarcadores como la EROD (Etoxiresorufina-o-detilasa) y la Aril-hidrocarburo-hidroxilasa (Gerdhart et al. 2002).

En otros estudios, algunos autores han propuesto diferentes modos de acción del pesticida Diflubenzuron (DFB) en *Artemia salina*, *C. sapidus* y *Uca pugilator*, durante la síntesis de quitina en la cutícula de estos crustáceos, pero sin esclarecer los mecanismos involucrados en camarones (Oberlander 1976; Leighton et al. 1981; Weiss et al. 1987; Ishi y Matsumura 1992). Por otro lado, la inducción de cadmio-metalotioneinas en el

hepatopáncreas de *Litopenaeus vannamei* ha sido demostrada y se muestra con buen potencial para programas de monitoreo que evalúen la contaminación por metales pesados en granjas camaronícolas (Moksnes et al. 1995). Lignot et al. (1998) observaron efectos diferenciales del fenitrothion (un plaguicida organofosforado), en la actividad de la AChE en *L. stylirostris* y *L. vannamei*; no se observaron cambios significativos en la actividad de la AChE en *L. vannamei* tratado con concentraciones sub-letales del plaguicida y, contrariamente, su actividad decreció en *L. stylirostris*. Los autores concluyeron que la inhibición de la acetilcolinesterasa parece ser un buen indicador de disturbio fisiológico inducido por el fenitrothion para *L. stylirostris*, pero no para *L. vannamei*.

HIPÓTESIS

Las variaciones que experimentan los organismos, poblaciones y comunidades de camarones penaeidos y carideos evidencian el grado de disturbio y la salud del ecosistema estuarino por influencia de las características fisicoquímicas y contenido de contaminantes en sedimento.

OBJETIVO GENERAL

Establecer bioindicadores de contaminación estuarina utilizando a los camarones penaeidos y carideos como especies monitoras y su relación con variaciones fisicoquímicas del sedimento, en la zona meridional de la Laguna Madre, Tamaulipas, México.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- ☞³ Determinar textura, materia orgánica, pH, sales solubles totales, así como metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en muestras sedimentológicas.
- ☞³ Analizar el efecto de los contaminantes y la fisicoquímica de los sedimentos en las variaciones espacio-temporales que experimenta la comunidad de camarones peneidos y carideos bentónicos.
- ☞³ Determinar la calidad de agua, la condición biológica del ecosistema y la tasa de contaminación orgánica del área de estudio.
- ☞³ Determinar variaciones en el crecimiento individual de un ciclo anual y por temporalidad de las poblaciones de los camarones penaeidos *Farfantepenaeus aztecus* y *F. duorarum* y el carideo *Tozeuma carolinense*.
- ☞³ Determinar y comparar indicadores bioquímicos de contaminación (Esterasas, Fosfatasas Alcalinas e Indicadores de Estrés Oxidativo) en *Tozeuma carolinense*, colectados en el área de estudio.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La Laguna Madre está situada en la planicie costera del Golfo de México, en la costa del estado de Tamaulipas (Gunter and Edwards 1969; Rendón-von Osten y García-Guzmán 1996; Villarreal 2001), entre los 23°25' y 25°55' de latitud norte, y a 97°10' y 97°50' de longitud oeste (Rendón-Von-Osten y García-Guzmán 1996; Leija-Tristán 2005) (Figura 1). Tiene una superficie aproximada de 2,200 Km², con una profundidad media de 0.70 m (Leija-Tristán 2005). Su parte más ancha es hacia el norte, donde llega a medir 30 km decreciendo en amplitud rumbo al sur hasta llegar a 3 km. Ocupa una cuenca poco profunda separada del mar por una barrera arenosa de 223 km de longitud (Yáñez y Schlaepfer 1968); junto con su homónima de Texas, se extiende a lo largo de 445 Km en línea con la costa, conformando uno de los 3 sistemas hipersalinos más grandes del mundo (Gunter and Edwards 1969; Leija-Tristán 2005). Está limitada hacia el norte, de la Laguna Madre de Texas, por el delta del Río Bravo; al sur por la desembocadura del río Soto La Marina; al este por el Golfo de México y las islas de barrera; y al oeste por la franja continental del estado de Tamaulipas (Estavillo y Aguayo 1981; Britton y Morton 1989; Leija-Tristán et al. 2000a; Leija-Tristán 2005).

Representa el estado final de evolución de una cuenca que se originó como laguna marginal, con la formación de una barrera litoral, y que actualmente se encuentra en proceso de desecación, con aguas hipersalinas en las partes todavía inundadas y extensas planicies de lodo en las partes expuestas. La Laguna Madre es parte de las Regiones Hidrológicas 24 y 25 (Bravo-Conchos y San Fernando-Soto La Marina, respectivamente) (Carrera 2004), por lo que los deltas de los ríos Bravo, San Fernando y la desembocadura del Río Soto La Marina son los principales aportes de agua dulce que recibe la cuenca. La desembocadura del Río San Fernando propicia que la depresión de la laguna se rellene parcialmente, y sus depósitos de aluvión la separen virtualmente en dos cuencas: la Cuenca Septentrional y la Meridional (Yáñez y Schlaepfer 1968; Contreras 1993). La Cuenca Septentrional o porción norte es la de mayor dimensión, tiene una superficie aproximada de 1100 km², su longitud es de casi 65 km y su anchura máxima de 30 a 32 km (Villarreal, 2001). La Cuenca Meridional presenta una superficie de 900 km², con una longitud de 125 km; su anchura máxima se presenta al sur de los depósitos deltáicos del

Río San Fernando, en la bahía de Punta de Piedra (Bahía de Catán), alcanzando los 17 km y que se reduce hasta 1 km cerca de la desembocadura del Río Soto La Marina.

La laguna se caracteriza por la gran influencia de sedimentos terrígenos que contiene, provenientes principalmente de los sistemas fluviales que drenan en el Golfo de México, que luego son transportados y redistribuidos por las corrientes litorales a lo largo de la línea costera. Predominan las arenas finas muy bien clasificadas a sotavento de la barrera arenosa. El sedimento es mixto-arcilloso en la mayor parte de la laguna, con arenas finas cerca de la barrera y sedimentos finos como la arcilla y limo en el área más profunda de la Cuenca Septentrional (Carranza-Edwards et al. 1975; Contreras 1993). Posee una variedad de ambientes sedimentarios, tales como: lagunas, esteros, islas de barrera, marismas, pantanos, deltas y dunas litorales (Estavillo y Aguayo 1981).

El clima es seco y semiárido, y en general la evaporación excede a la precipitación (Estavillo y Aguayo 1981). Al norte de la laguna se presentan climas de tipo Bs1 hw (w), semiárido con régimen pluvial en verano y Bs h' (h)x' semiárido con régimen pluvial intermedio. En el centro y sur predomina el tipo Bs1 (h') w, semiárido cálido y muy cálido (Rendón-Von-Osten y García-Guzmán 1996). El período de lluvias va de junio a octubre, con una precipitación promedio anual que oscila entre 635 y 791 mm, y una temperatura promedio de 23°C, llegando a registrarse 38°C durante el verano (Estavillo y Aguayo 1981). La salinidad es frecuentemente superior a la del océano o mayor de 40‰ (40.5 a 45.3‰). El oxígeno disuelto va de 4.5 a 6.3 mg/l, y el pH de 8.4 a 9.0. La evaporación media anual va de 1475-1876 mm (Contreras 1993).

La vegetación presente en o adyacente al área de estudio se ha dividido en varios tipos: tulares y carrizales (*Typha* spp. y *Cyperus* sp.); dunas costeras (*Distichlis spicata*, *Chamaecrista chamaecristoides*, *Prosopis reptans*); pastos marinos (*Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Halophila engelmanni*, *Thalasia testudinum* y *Ruppia maritima*); vegetación halófito (*Suaeda* spp., *Salicornia* spp., *Spartina* spp., *Borrchia frutescens*); manglar (*Avicenia germinans*, *Rizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*), todas en categoría de amenazada de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010; selva baja subperennifolia (*Ebenopsis ebano*, *Ehretia anacua*, *Cordia boissieri*, *Tecoma stans*); selva baja subcaducifolia (*Acacia constricta*, *Celtis laevigata*, *Leucaena leucocephala*); selva baja espinosa o bosque espinoso (*Ebenopsis ebano*, *Bromelia*

pinguin); matorral espinoso tamaulipeco (*Celtis pallida*, *Leucophyllum frutescens*, *Acacia farnesiana*); matorral espinoso (*Opuntia* spp., *Yucca filifera*); y pastizal natural (*Eragrostis secundiflora*, *Bouteloua* sp., *Aristida* sp.) de acuerdo a la clasificación de Faustino Miranda y Efraim Hernández Xolocotzi (Sociedad Botánica de México, 1963; en: SEMARNAT 2015).

La fauna reportada para el área de Laguna Madre y Delta del Río Bravo está representada por varios grupos. En cuanto a los mamíferos destaca la familia de los félidos con seis especies (*Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *L. wiedii*, *Puma yagouaroundi*, *P. concolor* y *Lynx rufus*), de las cuales las 3 primeras están en peligro de extinción y el jaguarundi está en la categoría de amenazada por la NOM-059-SEMARNAT-2010. También pueden encontrarse cérvidos como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus texanus* y *O. virginianus veraecrucis*), que son especies de importancia cinegética (SEMARNAT 2015).

Por su diversidad y abundancia, las aves es el grupo más importante de vertebrados en la Laguna Madre, habiendo reportado 219 especies. La zona de la laguna es de gran importancia para las aves acuáticas migratorias, especialmente los anseriformes (*Aythya americana*, *Anas acuta*, *Anser albifrons*, *Branta canadensis*), pero también provee de hábitat para una gran variedad de aves marinas (*Larus* spp., *Pelecanus* spp.), playeras (*Charadris melodus*, *Calidris alba*, *Arenaria interpres*) e invernantes (*Egretta rufescens*) (Carrera 2004).

Las especies relevantes de reptiles son la tortuga del desierto (*Gopherus berlandieri*), tortuga concha blanda (*Apalone spinifera*); también destacan las tortugas marinas como la tortuga lora (*Lepidochelys kempii*), tortuga caguama (*Caretta caretta*) y la tortuga verde del Atlántico (*Chelonia mydas*). En cuanto anfibios se reportan la rana toro (*Lithobates catesbeianus*), sapo excavador mexicano (*Rhinophrynus dorsalis*), sapo de la costa del Golfo (*Bufo valliceps*), la salamandra menor (*Siren intermedia*), entre otros (SEMARNAT, 2015).

Los peces de Laguna Madre pueden ser tanto de afinidad marina, estuarina o dulceacuícolas, y algunas especies representan un recurso de explotación pesquera importante como la lisa (*Mugil cephalus*), la curvina (*Sciaenops ocellatus*), la trucha de mar (*Cynoscion nebulosus*) o el lenguado (*Paralichthys lethostigma*); además destacan

los peces *Notropis aguirrepequenoi* y *N. jemezianus* por estar incluidas dentro de la norma de protección (Leija et al. 2000a; SEMARNAT 2015).

La fauna de invertebrados es muy variada, compuesta por equinodermos como *Arbacia punctulata*, *Astropecten duplicatus*, *Clypeaster ravenelii*, *Encope aberrans*, *Isostichopus badionotus*, *Ophiothrix angulata*, etc.; crustáceos (*Panopeus herbstii*, *Farfantepenaeus aztecus*, *Callinectes sapidus*, *Clibanarius vittatus*); moluscos (*Crassostrea virginica*, *Isognomon alatus*); anélidos (*Nereis occidentalis*, *Eunice antennata*); cnidarios (*Tubularia* sp., *Actinaria* sp., *Diploria strigosa*), entre otros (Leija et al. 2000b; SEMARNAT 2015).

METODOLOGÍA GENERAL

Sitios de Muestreo

Las áreas de colecta tienen en común la presencia de pastos marinos por ser el hábitat más importante para los camarones bentónicos y demersales. Se seleccionaron con base en la diferente influencia de las condiciones ambientales, antrópicas y por su actividad pesquera (Figura 1):

Las colectas se llevaron a cabo en una zona cubierta por bancos de ostión de *Crassostrea virginica*, en pequeñas terrazas estuarinas del área profunda de la laguna y en un brazo lagunar conocido como “Bahía de Catán”.

- ☛ “Ostión” (OT). Zona cubierta por bancos de ostión *Crassostrea virginica*, situada en el sotavento de la isla de barrera y de mayor influencia marina. 24°28'55"N y 97°41'24"W.
- ☛ “Zona Profunda” (ZP). Terraza estuarina adyacente a un canal profundo de la laguna y con influencia de tránsito de pescadores. 24°29'05"N y 97°41'55"W.
- ☛ “Bahía de Catán” (BC). Área somera ubicada en la Laguna de Catán, con mayor influencia continental y agropecuaria. 24°29'17"N y 97°46'03"W.

Colectas Científicas

Se realizaron tres colectas científicas: una llevada a cabo del 6 al 9 de marzo de 2014 (temporada de secas), otra del 3 al 6 de agosto del mismo año (temporada de lluvias) y otra más del 16 al 18 de febrero de 2017 (temporada de nortes).

Cada punto de muestreo fue obtenido mediante el sistema de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés), haciendo uso de un equipo marca Garmin eTrex Venture HC. Igualmente, se colectaron el material biológico y sedimentológico y se midieron los parámetros físicoquímicos del agua. La temperatura y el pH se obtuvieron mediante un potenciómetro/termómetro digital Combo Waterproof HANNA HI 98130; el oxígeno disuelto fue medido con un oxímetro HANNA modelo HI 9146; en tanto que la salinidad fue tomada usando un Refractómetro Portable Vista modelo A366ATC.

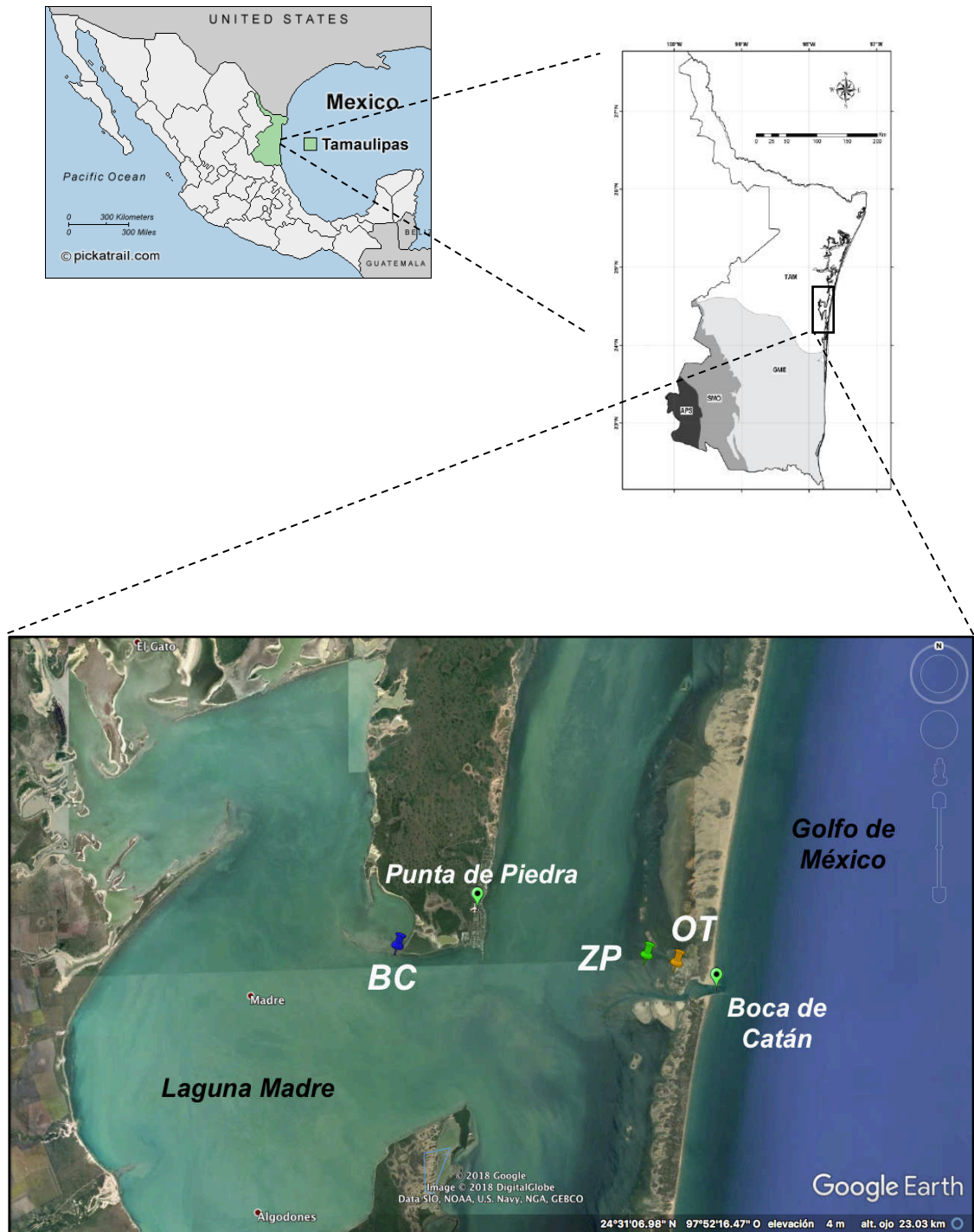


Figura 1. Mapa del área de colecta de muestras para el presente estudio.

Recolecta de Sedimentos

En los tres sitios de muestreo, se utilizó un nucleador construido con PVC obteniéndose aproximadamente 3kg de sedimento superficial (5-15 cm de profundidad), los cuales fueron colocados en bolsas de polietileno previamente etiquetadas, guardados en hielo durante su transporte y almacenados en un congelador.

Recolecta de Material Biológico

La metodología utilizada fue atendida con base en el tipo de organismo. Para los camarones *Farfantepenaeus aztecus* y *F. duorarum*, se llevaron a cabo muestreos de la fase juvenil mediante el método que tradicionalmente se emplea para la captura de camarón en los ecosistemas estuarinos del noroeste del Golfo de México: "La Charanga", también llamada "Red o Bolsa de corriente" (Leija-Tristán, 2005).

Los crustáceos utilizados para el análisis de la comunidad se colectaron con un tamiz de 50 cm de anchura, utilizando como área de muestreo un transecto cuadrante. El material biológico se obtuvo tamizando una muestra superficial equivalente a 1.5 m², integrada por pasto marino y sedimento, repitiendo el mismo procedimiento cada 5 m a lo largo de dos transectos, cada uno de 20 m lineales (Figura 2). Paralelamente, se obtuvo el material para el análisis de indicadores bioquímicos de contaminación, separando 10 individuos del carideo *Tozeuma carolinense* por localidad. Cada uno fue disectado *in situ* haciendo uso de tijeras de disección para cortar el cefalotórax, región donde encuentra alojado el hepatopáncreas, y después almacenarlos individualmente en criotubos que se preservaron en hielo para luego ser transportados en nitrógeno líquido; ya en el laboratorio, se depositaron en un ultracongelador a -70°C hasta su procesamiento.

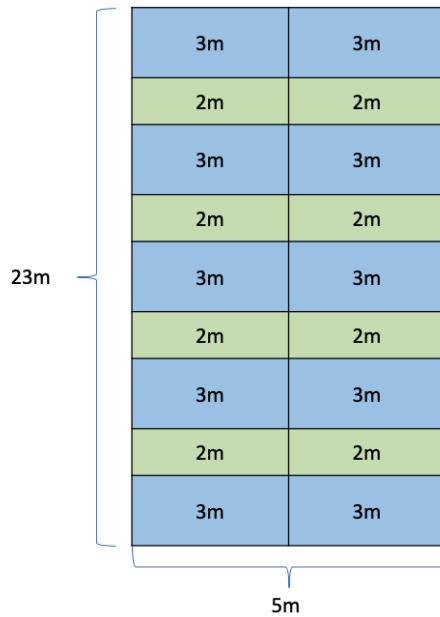


Figura 2. Método de transecto cuadrante seguido en el presente estudio.

En este mismo cuadrante, se seleccionaron aleatoriamente 5 puntos para la obtención del material de vegetación acuática sumergida (pastos marinos) modificando el método descrito por Gutiérrez-Aguirre et al. (2000), utilizando un cuadrante de 1m², obteniendo el total de material en el mismo, luego se almacenó en bolsas sellables y fue transportado en congelación hasta su análisis en laboratorio.

CAPÍTULO I. CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS

RESUMEN

Los sedimentos determinan la salud de los ecosistemas costeros por acumular sustancias naturales y xenobióticas, representando una posible fuente de contaminación y estrés al ambiente y biodiversidad acuática, dependiendo de ciertos atributos fisicoquímicos como el contenido de materia orgánica y la granulometría. La Laguna Madre es un ecosistema influenciado por el arrastre de contaminantes agrícolas y domésticos que pueden disolverse en el agua, adherirse a los sólidos suspendidos o que se precipitan para acumularse en el sedimento y potencialmente ejercer efectos dañinos sobre el bentos. Se determinó el contenido de metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), así como la fisicoquímica del sedimento de tres sitios durante dos temporadas en el área de Boca de Catán, zona meridional de Laguna Madre de Tamaulipas; se evaluaron la calidad y grado de contaminación del sedimento calculando el índice de geoacumulación (Igeo) y el factor de enriquecimiento (FE). No se cuantificaron HAP por ubicarse debajo del límite de detección de la prueba utilizada; por otro lado, el Pb y Zn superaron los límites permitidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, más no los de normas internacionales ni los de daño a la fauna bentónica. El Igeo señaló que el sedimento no está contaminado por ningún metal, mientras que el grado de enriquecimiento fue menor–moderadamente severo por acción del Zn que obtuvo el mayor FE para todos los sitios y épocas. El contenido de metales pudo deberse a la textura del sedimento o por la presencia de praderas de pastos marinos que capturan y asientan estos elementos. Asimismo, es probable la existencia de una fuente de Zn hacia el sistema por uso de plaguicidas o fertilizantes en la agricultura, siendo sedimentado y acumulado por efecto de la granulometría y presencia de vegetación acuática sumergida en los sitios con mayor presencia de este metal.

INTRODUCCIÓN

Dentro del manejo y evaluación de la calidad global de los ambientes estuarinos, los sedimentos juegan un rol importante por acumular sustancias provenientes de los escurrimientos continentales, que pueden consistir en químicos tóxicos (Caeiro et al. 2009), nutrientes, materia orgánica y otros elementos (Calva et al. 2009). Por otro lado, pueden actuar como trampas de varios contaminantes que se depositan en la columna de agua al unirse a ellas y después asentarse en el fondo para permanecer inocuos (Calva et al. 2009). No obstante, son capaces de convertirse en fuentes de contaminación bajo ciertas circunstancias, como las obras de dragado o periodos de inundación que causan removilización de partículas (Wölz et al. 2009), o el constante aporte de xenobióticos que propicia que la contaminación química alcance un umbral de daño sobre la biota acuática (Burton 2002), principalmente a los organismos bentónicos.

Las características fisicoquímicas del sedimento condicionan su comportamiento y potencial contaminante. La granulometría y el contenido de materia orgánica (MO) se relacionan con la adsorción de contaminantes orgánicos hidrofóbicos y metales (Calva et al. 2009), así como también hidrocarburos (Gold-Bouchot et al. 1997). O si es un suelo rico en humus o arcillas adsorberá mayor cantidad de plaguicidas que los suelos arenosos de textura más gruesa (Albert et al. 1996; Albert y Benítez 1996).

Los ambientes estuarinos son altamente dinámicos y muy sensibles de ser afectados por las descargas antrópicas, ya que tienden a actuar como trampas de sedimentos finos asociados con los contaminantes (Rosales-Hoz et al. 2003). La Laguna Madre es un sistema cuyos sedimentos pueden variar de arena fina muy bien clasificada, sedimentos mixtos limo-arcillosos, o sedimentos finos, arcillas y limos muy mal clasificados (Yáñez y Schlaepfer 1968), lo que la hace propensa a acumular contaminantes por acción de la granulometría. Las fuentes principales de sedimento de esta cuenca lagunar son los deltas del Río Bravo (Yáñez y Schlaepfer 1968) y San Fernando, y por ubicarse en la zona costera recibe los escurrimientos provenientes de más de un millón de hectáreas distribuidas en cinco distritos agrícolas aledaños (Bello-Pineda et al. 2009). Como consecuencia, es susceptible a captar los residuos de fertilizantes y plaguicidas utilizados por los agricultores, lo que es extremadamente nocivo para las especies silvestres debido a su alta toxicidad, aunado a los impactos adicionales asociados a esta actividad como el

desmonte, erosión, fragmentación de los hábitat y pérdidas en la biodiversidad de especies de flora y fauna. Tomando en cuenta los 210 km de costa sobre los que se extiende la laguna (Estavillo y Aguayo, 1981), el sistema supone una importante y amplia cuenca de captación y filtrado de todos los nutrientes, materia orgánica y xenobióticos acarreados junto con los sedimentos desde el ambiente terrestre. Por lo tanto, un componente fundamental en la evaluación de la salud de un ecosistema costero como Laguna Madre, es la determinación de la calidad de sus sedimentos.

Precisar la calidad de los sedimentos es complejo dado que se necesitan diferentes líneas de evidencia que faciliten definir si están o no contaminados, así como la magnitud de dicha contaminación. La utilización de guías de calidad del sedimento, las cuales establecen límites de concentración de “x” contaminante, proporcionan una aproximación. Sin embargo, se requieren de pruebas adicionales que apoyen el enfoque de las guías de calidad, dada la existencia de múltiples variables que pueden derivar en una interpretación errónea de los resultados obtenidos. Es por ello que, adicionalmente, se recomienda tomar en cuenta factores como la química de los sedimentos, su toxicidad, la estructura de la comunidad béntica, así como el uso de índices que midan su grado de contaminación por efecto de tóxicos como metales pesados o hidrocarburos, para luego integrar estas metodologías en un sistema de análisis multivariado que facilite la interpretación.

El papel primordial de los sedimentos en los ambientes costeros, así como la escasa investigación con respecto a su calidad y grado de contaminación en Laguna Madre de Tamaulipas, enfatizan la importancia en la elaboración de estudios de esta naturaleza. Con ello, se dispondrá de información que apoye o fundamente posibles análisis que abarquen aspectos de toxicología del sedimento o el agua, cambios asociados en los patrones de riqueza y abundancia de los organismos bentónicos, la influencia del sedimento sobre las comunidades de pastos marinos o la capacidad de éstos para capturar contaminantes, identificación de posibles fuentes de disturbio, así como la elaboración de prácticas dirigidas al diagnóstico integral del ecosistema o el establecimiento de puntos estratégicos de conservación para la biodiversidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Características fisicoquímicas

Para la realización de los análisis físico-químicos en sedimento, las muestras fueron preparadas para su utilización siguiendo una adaptación al método AS-01 descrito en la NOM-021-RECNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. La metodología a seguir fue la siguiente: a) secado, b) molienda y tamizado, c) homogenizado y almacenamiento. Posterior a esta preparación previa de las muestras sedimentarias, se procedió a elaborar los análisis de pH, materia orgánica, textura y sales solubles totales.

Determinación de pH medido en agua.

Para realizar esta determinación se siguió una modificación del método AS-02 descrito en la NOM-021-RECNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

El método se realizó mediante una relación suelo:agua de 1:2 (volumen:volumen). Se pesaron 10 g de suelo en un frasco de vidrio de boca ancha y se adicionaron 20 ml de agua destilada al mismo. Con una varilla de vidrio, se procedió a agitar manualmente la mezcla suelo:agua a intervalos de 5 minutos durante media hora, para después dejarla reposar por 15 minutos. Se calibró el potenciómetro con una solución amortiguadora de pH 7.0, comprobando el ajuste con otra solución amortiguadora a pH 4.0. Calibrado el electrodo y pasado el tiempo de reposo de la mezcla suelo:agua, esta se agitó nuevamente para introducir el electrodo y realizar la lectura de pH.

Determinación de la concentración de la materia orgánica mediante el método de Walkley-Black.

Este procedimiento fue realizado con base en una modificación del método AS-07 descrito en la NOM-021-RECNAT-2000 y al descrito por Rodríguez-Fuentes (2011). que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

Este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una solución de dicromato de potasio y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado. Después de un cierto tiempo de espera la mezcla se diluye,

se adiciona ácido fosfórico para evitar interferencias de Fe_{3+} y el dicromato de potasio residual es valorado con sulfato ferroso.

Se molió el suelo para que pasara por un tamiz de 0.5 mm (35 mesh), evitando el uso de morteros de fierro o acero; se transfirió una muestra de 1.0 g a un matraz de Erlenmeyer de boca ancha de 250 ml; se agregaron 5 ml de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) 1 N y agitó para suspender el suelo dentro de la solución; posteriormente se añadieron 10 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado, e igualmente se agitó la mezcla hasta homogenizar; se dejó reposar la solución por 30 minutos para después agregar 500 ml de agua destilada, 5 ml de ácido ortofosfórico y cinco gotas del indicador de sulfato de bario de difenilamina hasta que la mezcla tomara un color café.

Después, se realizó una titulación con sulfato ferroso heptahidratado 0.5 N ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 N). La solución se comenzó a agitar y con una bureta se añadió lentamente el sulfato hasta que la mezcla tome un color violeta o azul oscuro, lo que indica la proximidad del punto final. En este momento se disminuye la velocidad de goteo hasta que la mezcla se torne verde claro. Se anotaron los mililitros de sulfato gastados en la titulación con los cuales se llevaron a cabo los cálculos del contenido de materia orgánica.

La MO se reportó en porcentaje de MO. Cabe mencionar que el uso de este método detecta entre un 70 y 84% del carbón orgánico total, por lo que al momento de los cálculos es necesario introducir un factor de corrección, el cual puede variar dependiendo de cada tipo de suelo. No obstante, el factor de corrección utilizado fue de 1.33, ya que se considera que la reacción tiene 75% de eficiencia como oxidante, por tanto:

$$100/75 = 1.33$$

Los resultados se calculan de acuerdo con la fórmula siguiente:

$$\%MO = \frac{(\text{meq } K_2Cr_2O_7 - \text{meq } FeSO_4 \cdot 7H_2O) (0.003) (1.33) (1.724)}{\text{peso de la muestra en gramos con base en suelo secado al aire}} \times 100$$

Donde:

- ❖ meq $K_2Cr_2O_7$ = miliequivalentes de $K_2Cr_2O_7$.
- ❖ meq $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ = miliequivalentes de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$.
- ❖ 0.003 = miliequivalente del carbono (ya que, por cada miliequivalente de dicromato reducido se oxida uno de carbono).
- ❖ 1.33 = factor de corrección.
- ❖ 1.724 = 100/58 o factor de Van Benmelen para estimar la MO a partir de carbono orgánico, el cual resulta de la suposición de que la MO contiene un 58% de C.

Los miliequivalentes de los reactivos utilizados se calcularon con la siguiente ecuación:

$$meq = (\text{normalidad de la solución}) (\text{ml de la solución usada})$$

Así, por ejemplo, para calcular los miliequivalentes del dicromato de potasio siguiendo este método se hizo lo siguiente:

$$meq K_2Cr_2O_7 = (5 N) (1 ml) = 5$$

Por otro lado, el miliequivalente de carbono procede de la siguiente ecuación:

$$meq C = \frac{\text{peso atómico}}{\text{número de valencia}} / 1000$$

Por lo tanto:

$$meq C = \frac{\frac{12}{4}}{1000} = 0.003$$

Para clasificar el suelo en base a su contenido en materia orgánica se tomaron en cuenta los valores de referencia para suelos no volcánicos de la NOM-021-RECNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis (Tabla 1).

Tabla 1. Criterios de clasificación de concentración de Materia Orgánica para suelos no volcánicos (NOM-021-RECNAT-2000).

<i>Clasificación</i>	<i>Materia orgánica (%)</i>
Muy bajo	<0.5
Bajo	0.6 - 1.5
Medio	1.6 – 3.5
Alto	3.6 – 6.0
Muy alto	>6.0

Determinación de la textura de los sedimentos mediante el método de Hidrómetro de Bouyocos

Este procedimiento fue realizado en base a una modificación del método AS-09 descrito en la NOM-021-RECNAT-2000 y al descrito por Rodríguez-Fuentes (2011).

La textura del suelo se define como la proporción relativa de grupos dimensionales de partículas. Proporciona una idea general de las propiedades físicas del suelo. Este método consiste en la separación de la parte inorgánica del suelo en fracciones de diversos tamaños y la determinación de la proporción de estas fracciones.

El sedimento fue secado al aire, molido y tamizado con malla de 20 mm. En una balanza granataria, se pesó un vaso de precipitados de 400 ml y se colocaron 50 g de sedimento. Después se agregaron 100 ml de Hexametafosfato de sodio y se mezcló con una varilla de vidrio, se adicionaron 30 ml de agua destilada para homogenizar la muestra y luego colocarla en el vaso de la batidora; con agua destilada se lavó el vaso de precipitados para retirar el sedimento y asegurar que toda la muestra pase al vaso de la batidora. Ya contenida toda la muestra en el vaso, se agrega agua destilada hasta unos 5 cm bajo del borde de este, se conecta la batidora y se agita por dos minutos.

Al pasar los dos minutos, se transfirió el contenido del vaso hacia una probeta graduada, se agregaron 200 ml de agua destilada y se introdujo el hidrómetro; luego se aforó con agua destilada hasta la marca de 1130 ml. Se sacó el hidrómetro y se lavó. Después, se procedió a realizar las dos lecturas: una a los 40 segundos y otra a las 2 horas.

Para la primera lectura se introdujo un agitador de aluminio, agitando por 60 segundos asegurando que las partículas del fondo se resuspendan. Al terminar la agitación se comenzó a contar 40 segundos; se introdujo el hidrómetro 20 segundos previos al término para que se estabilizara y se efectuó la lectura. Para cada lectura del hidrómetro se registró también la temperatura de la suspensión, teniendo cuidado de no perturbarla.

Posteriormente, se dejó la probeta en absoluto reposo por 2 horas, eliminando la variación por el efecto de perturbar la sedimentación de las partículas. Transcurrido este tiempo se introdujo el hidrómetro para tomar la lectura, así como también la temperatura.

Para realizar los cálculos de la granulometría, primero se realizó una corrección por efecto de la temperatura. La mayoría de los hidrómetros están calibrados para dar una lectura en agua destilada a 20° C. Si durante la prueba la temperatura no se mantiene a este nivel, es

necesario corregir las lecturas realizadas agregando o restando un valor de corrección si la temperatura es mayor o menor de 20° C, respectivamente. Este valor de corrección es de 0.36 y se aplica de la siguiente manera:

Por ejemplo, para una lectura del hidrómetro de 30 g/l y el caso de una temperatura de 23°C:

$$\text{Corrección} = (\text{Diferencia de temperatura}) (0.36); = (23^{\circ}\text{C} - 20^{\circ}\text{C}) (0.36) = (3) (0.36) = 1.08$$

$$\text{Lectura corregida} = 30 \text{ g/l} + 1.08 \text{ g/l} = \mathbf{31.08 \text{ g/l}}$$

Una temperatura de 16°C

$$\text{Corrección} = (20^{\circ}\text{C} - 16^{\circ}\text{C}) (0.36); = (4) (0.36) = 1.44$$

$$\text{Lectura corregida} = 30 \text{ g/l} - 1.44 \text{ g/l} = \mathbf{28.56 \text{ g/l}}$$

Después, se hicieron los cálculos para determinar las proporciones texturales:

$$\text{Arena (\%)} = (\text{1er lectura corregida}) (2); \text{ o bien, } = 100 - \text{arcilla} + \text{limo}$$

$$\text{Arcilla (\%)} = (\text{2ª lectura corregida}) (2)$$

$$\text{Limo (\%)} = 100 - \% \text{ de arcilla} - \% \text{ de arena}$$

El factor 2 se utilizó porque sólo se pesaron 50 g y se desea saber el resultado en porcentaje. Finalmente, el sedimento fue clasificado con base en su textura haciendo uso del triángulo de texturas de Alexander (1980) (Fig. 3), a través de los siguientes pasos:

1. Tome el porcentaje de arcilla y trace una línea paralela a la base del triángulo (lado de las arenas).
2. Tome el porcentaje de limo y trace una línea paralela al lado de las arcillas.
3. El área en la cual se intersectan las dos líneas es la textura del sedimento. Como prueba, tome el porcentaje de arena y trace una línea paralela al lado derecho del triángulo. Si las tres líneas se intersectan en el mismo lugar, el nombre textural se determinó correctamente.

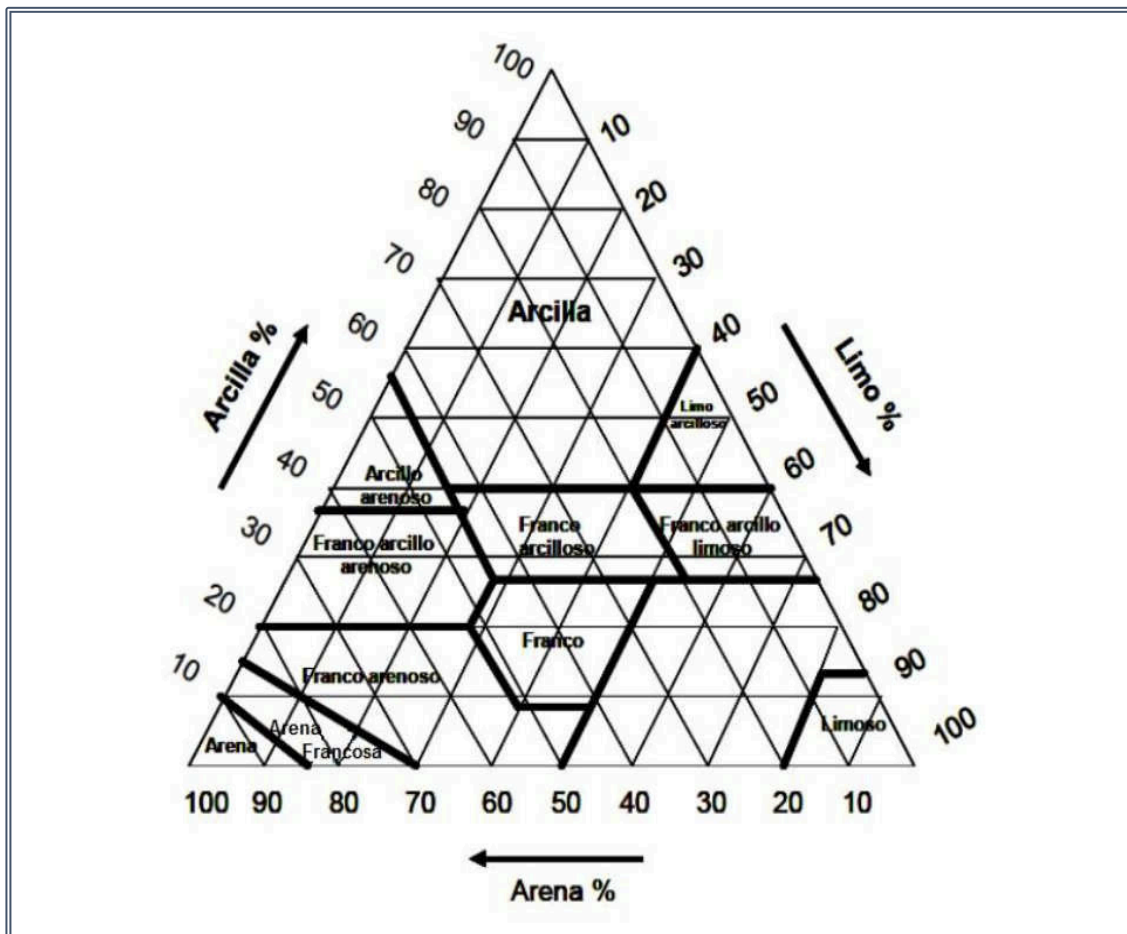


Figura 3. Triángulo de nomenclatura textural. Tomado de Torres-Cerón (2012).

Medición de la conductividad eléctrica (CE) y la concentración de sales solubles mediante el Método de Extracto de Saturación.

Para evaluar estos parámetros se realizó una modificación al método AS-18 de la NOM-021-RECNAT-2000 y al seguido por Rodríguez-Fuentes (2011). El principio de este método toma como base la medición de la conductividad eléctrica de un extracto de suelo como indicador de la concentración total de constituyentes ionizados.

Para calibrar el conductímetro, se prepararon 2 soluciones de referencia de KCL al 0.01N y $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, y una de hexametáfosfato de sodio al 0.1% con base a lo señalado por Fernández et al. (2006) y Rodríguez-Fuentes (2011) .

Posteriormente, se pesaron 200 g de suelo secado al aire y se colocaron en un vaso de precipitados de 400 ml, agregando agua destilada con una bureta y mezclando con una espátula hasta que se alcance la condición de saturación, la cual se advierte cuando la pasta

de suelo refleja la luz, la mezcla fluye y tiende a unirse cuando es cortada por una espátula. Una vez alcanzado este punto, la pasta se dejó reposar durante la noche. Se anotó el volumen de agua añadido. Si la pasta pierde su brillo o se endurece notablemente, se agrega más agua y se mezcla de nuevo.

Ya lista la pasta, se transfirió a un embudo Büchner al cual se le colocó un papel filtro Whatman núm. 42 y se adecuó a un matraz Kitasato; este sistema se conectó a una bomba de vacío con una manguera plástica; se aplicó el vacío y recogió el filtrado en un frasco. Se debe repetir el filtrado con un filtro nuevo si el extracto inicial es turbio. Finalizar el proceso cuando comience a pasar aire a través del filtro. Se añadió una gota de solución de hexametáfosfato de sodio por cada 25 ml del extracto.

Se transfiere el filtrado a un vaso de precipitado de 50 ml. Se quita la tapa protectora del puente de conductividad y se introduce en el extracto hasta que se cubran las terminales (aproximadamente 2 cm). Se enciende el aparato, esperando unos segundos para que se estabilice la lectura. Anotar la lectura.

Para clasificar el sedimento en base a su salinidad, se siguió la escala estipulada en la NOM-021-RECNAT-2000 (Tabla 2).

<i>CE mS/cm a 25°C</i>	<i>Categoría del suelo</i>
< 1.0	Efectos despreciables de la salinidad
1.1-2.0	Muy ligeramente salino
2.1-4.0	Moderadamente salino
4.1-8.0	Suelo salino
8.1-16.0	Fuertemente salino
> 16.0	Extremadamente salino

Tabla 2. Clasificación del suelo en base a su conductividad eléctrica.

Contaminantes en sedimentos

Determinación de metales pesados

Las muestras de sedimento ordenadas por localidad fueron enviadas al Laboratorio de Suelos, Aguas y Tejido Vegetal de la Facultad de Agronomía de la UANL para determinar, por triplicado, las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, a través del método por Espectroscopía de Absorción Atómica. Dicho método se basa en la absorción de radiación electromagnética por las partículas atómicas. Las regiones del espectro que proporcionan datos atómicos espectrales son la región ultravioleta, visible y de rayos X. Dicha técnica es detallada por Rodríguez-Fuentes (2011) y por la NOM-021-SEMARNAT-2000 en el método AS-14.

Dado que no hay una normatividad en México que regule específicamente el contenido de estresores ambientales en sedimentos marinos, los resultados de contaminantes obtenidos se compararon con lo dispuesto en la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; específicamente se tomaron los límites permisibles en promedio diario de descarga de metales pesados y cianuros en estuarios. Adicionalmente, se tomaron los umbrales mínimos de efecto establecidos en las guías de calidad de sedimento de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), del Florida Department of Environmental Protection (FDEP) (Burton 2002), así como los niveles de efecto a la fauna bentónica estipulados por Long et al. (1995) para efectos comparativos.

Para obtener una aproximación del grado de contaminación de los sedimentos analizados, se utilizaron el índice de geoacumulación y el factor de enriquecimiento. Estas herramientas matemáticas se emplean para evaluar el riesgo que implican los metales pesados en el suelo (Duarte-Zaragoza 2013).

Índice de geoacumulación (I_{geo})

Con este índice se determina en qué medida se extienden los metales traza en suelos y sedimentos (Duarte-Zaragoza 2013). Se entiende también como una medida cuantitativa del grado de contaminación en los sedimentos acuáticos (Förstner et al., 1990). Su cálculo se realizó con la siguiente ecuación:

$$I_{geo} = \log_2[C_n / (1.5 \times B_n)]$$

Donde:

- ❖ C_n = es la concentración del elemento analizado en el sedimento.
- ❖ B_n = es la concentración geoquímica de referencia del elemento.
- ❖ 1.5 = factor para incluir las posibles fluctuaciones de los valores basales debidas a variaciones litológicas.

Los valores de referencia (B_n) para los metales analizados fueron establecidos con base en las concentraciones reportadas por Warshaw (1975) en Laguna Madre de Texas para el área de Corpus Christi. La clasificación de los sedimentos se hizo tomando el resultado del índice de geoacumulación para ubicarlo dentro de las siete clases de calidad establecidas por Förstner y Müller (1981) (Tabla 3).

Tabla 3. Clases del índice de geoacumulación y su relación con la calidad del sedimento (tomado de Förstner y Müller, 1981).

<i>Clase de Igeo</i>	<i>Valor Igeo</i>	<i>Calidad del sedimento</i>
0	<0-0	No contaminado
1	0-1	No contaminado/Moderadamente contaminado
2	1-2	Moderadamente contaminado
3	2-3	Moderada/fuertemente contaminado
4	3-4	Fuertemente contaminado
5	4-5	Fuertemente/extremadamente contaminado
6	>5	Extremadamente contaminado

Factor de enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (EF) es un estimado de la influencia antropogénica en los sedimentos. Para separarla de los factores naturales, es necesario normalizar los datos basándose en elementos de referencia resistentes a la meteorización como el Ti o Zr, u otros elementos más abundantes de la corteza terrestre como el Al, Si y Fe. El factor de enriquecimiento permite evaluar la contribución de las fuentes adicionales de un elemento dado con respecto a una fuente de tipo natural (Mello, 2012). Su expresión matemática es como sigue:

$$FE = \frac{C_n/C_{ref}}{B_n/B_{ref}}$$

Donde:

- ❖ C_n = es el contenido del elemento analizado en el sedimento
- ❖ C_{ref} = es el valor de referencia del elemento analizado
- ❖ B_n = contenido del elemento de referencia en el sedimento analizado
- ❖ B_{ref} = valor de referencia del elemento de referencia en el sedimento

El elemento de referencia elegido para la estimación fue el Fe, ya que es usado a menudo puesto que los aportes antropogénicos de este elemento son comúnmente pequeños comparados con las fuentes naturales (Magesh et al. 2011). Los valores de referencia (C_{ref}) de los metales analizados fueron establecidos con base en las concentraciones reportadas por Warshaw (1975) en Laguna Madre de Texas para el área de Corpus Christi. El valor basal del Fe (B_{ref}) fue tomado de Turkenian y Wedepohl (1961), donde se establecen los contenidos promedio mundiales de varios elementos en la corteza terrestre. Con el valor resultante se determinó el grado de enriquecimiento fundamentado en el criterio de Chen et al. (2012), el cual reconoce siete niveles (Tabla 4).

Tabla 4. Niveles de enriquecimiento del sedimento, con base en el valor del Factor de Enriquecimiento (Chen et al., 2012).

<i>Valor EF</i>	<i>Enriquecimiento</i>
<1	Ninguno
<3	Menor
3-5	Moderado
5-10	Moderadamente severo
10-25	Severo
25-50	Muy severo
>50	Extremadamente severo

Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's)

Los HAP's representan una parte del gran número de compuestos que conforman el petróleo crudo. De entre ellos, 16 han sido establecidos por la EPA como contaminantes prioritarios por su toxicidad, ocurrencia, y riesgo a la salud humana y ambiental (ATSDR 2005). En el presente estudio, se cuantificaron seis de estos 16 compuestos hidrocarbonados: beDeteBnzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno,

benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno, por ser considerados como probables carcinogénicos humanos (NTP 2005; Bojes y Pope 2007).

La determinación comprendió los procedimientos estipulados en la norma mexicana NMX-AA-146-SCFI-2008 Suelos-Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) por Cromatografía de Gases/Espectrometría de Masas (CG/EM) o Cromatografía de Líquidos de alta resolución con Detectores de Fluorescencia y Ultravioleta Visible (UV-VIS). En este trabajo se hizo uso de la CG/EM como método de cuantificación e identificación.

Este método consiste en el acomplamiento de dos técnicas microanalíticas como son la cromatografía de gases y la espectrometría de masas, las cuales implican, respectivamente, la separación de los componentes individuales de la mezcla (extracto del sedimento), y la identificación y cuantificación de los mismos.

Para el análisis se extrajeron los HAP's presentes en las muestras mediante la técnica de sonicación con disruptor ultrasónico o baño ultrasónico. Estas primero se secaron con sulfato de sodio anhidro, para posteriormente someterse a la sonicación en presencia de disolventes de extracción. Los extractos se separaron del suelo por centrifugación y puestos en un sistema de rotavapor a un volumen final de 10 ml.

El extracto se inyectó al cromatógrafo, separando los HAP por medio de un programa de temperatura dentro de la columna capilar, para ser detectados con el espectrómetro de masas acoplado al cromatógrafo de gases.

La identificación de los analitos de interés se realizó comparando los espectros de masas generados por impacto electrónico de las muestras contra los espectros de los materiales de referencia que se encuentran en la biblioteca electrónica del instrumento. La cuantificación se hizo por el método de estándar interno utilizando factor de respuesta, comparando las respuestas de los iones principales determinados en las muestras, contra los iones de cada uno de los compuestos en los materiales de referencia a través de una curva de calibración de mínimo cinco puntos.

Los resultados de concentración de HAP's en sedimento se compararon con lo dispuesto en la 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. Específicamente, se tomaron los límites permitidos para hidrocarburos en suelo agrícola, forestal, pecuario y de conservación, ya que no existen normas mexicanas que especifiquen dichos límites para sedimento marino.

Adicionalmente, los resultados también se compararon con lo estipulado en las guías de calidad del sedimento del Florida Department of Environmental Protection (FDEP) (Smith et al. 1996), el New Jersey Department of Environmental Protection Ecological Screening Criteria (NJDEP 2009), así como con los niveles de efecto a la fauna bentónica establecidos por Long et al. (1995). Para el caso de la FDEP se tomaron en cuenta los niveles umbral de efecto (TEL por sus siglas en inglés); en cuanto al NJDEP se consideraron dos criterios o niveles: el nivel más bajo de efecto (LEL por sus siglas en inglés) y el rango de efecto bajo (ER-L por sus siglas en inglés), que son valores o umbrales por debajo de los cuales los efectos rara vez ocurren.

RESULTADOS

Caracterización ambiental de los sitios de muestreo

En cada sitio de muestreo y temporada de colecta se midieron: pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD) y salinidad (‰) del agua. No se registraron datos de oxígeno disuelto en el período de secas (marzo 2014) debido a una falla técnica en el oxímetro al momento de la toma de datos (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de los parámetros fisicoquímicos del agua medidos en los sitios y temporadas de estudio (S= secas; LL= lluvias; N= nortes).

	Ostión			Zona Profunda			Bahía de Catán		
	S	LL	N	S	LL	N	S	LL	N
<i>T</i> (°C)	22.6	35.2	26.5	18.1	36.2	23.8	15.4	34.3	27.5
‰	30	32	38	34	31	40	35	35	41
<i>OD</i> (mg/l)	---	12.94	7.3	---	12.81	7.48	---	13.38	7.67
<i>pH</i>	7.23	8.6	9.04	7.31	8.56	8.96	7.87	8.82	9.4

Análisis de parámetros fisicoquímicos en sedimentos

Determinación de pH medido en agua

Las muestras sedimentológicas colectadas en marzo 2014 y agosto 2014 (secas y lluvias, respectivamente), presentaron valores de pH cuya clasificación va de medianamente alcalino a fuertemente alcalino, de acuerdo al criterio de la NOM-021-RECNAT-2000 (Tabla 6).

Materia orgánica en sedimento

Los valores de materia orgánica (MO) oscilaron entre el 0.23-2.32 %, niveles considerados de muy bajo-medio de acuerdo al criterio de la NOM-021-RECNAT-2001 (Tabla 7).

Tabla 6. Datos de pH en sedimentos colectados en marzo 2014 y agosto 2014, y clasificados según la NOM-021-RECNAT-2000.

Localidad	Temporada	pH	Clasificación
<i>Ostión</i>	Secas	8.4	Medianamente alcalino
	Lluvias	8.3	Medianamente alcalino
<i>Zona Profunda</i>	Secas	8.2	Medianamente alcalino
	Lluvias	8.3	Medianamente alcalino
<i>Bahía de Catán</i>	Secas	8.6	Fuertemente alcalino
	Lluvias	8.6	Fuertemente alcalino

Tabla 7. Contenido de materia orgánica en muestras sedimentológicas de los sitios y temporadas evaluadas, así como su clasificación según la NOM-021-RECNAT-2000.

Localidad	Temporada	MO (%)	Clasificación
<i>Ostión</i>	Secas	1.72	Medio
	Lluvias	2.32	Medio
<i>Zona Profunda</i>	Secas	2.13	Medio
	Lluvias	1.88	Medio
<i>Bahía de Catán</i>	Secas	0.24	Muy bajo
	Lluvias	0.23	Muy bajo

Granulometría en sedimentos

El análisis granulométrico muestra variaciones en los resultados, pero denotan un predominio general de las arenas. La clasificación textural se resume en la Tabla 8. Asimismo, se delimitaron utilizando el triángulo de Alexander (figura 4).

Tabla 8. Porcentajes granulométricos y clasificación textural de las muestras sedimentológicas por sitio y temporada de estudio.

Localidad	Temporada	Texturas (%)			Clasificación (Alexander, 1980)
		Arena	Limo	Arcilla	
<i>Ostión</i>	Secas	56.76	29.5	13.74	Franco arenoso
	Lluvias	63.76	27	9.24	Franco arenoso
<i>Zona Profunda</i>	Secas	34.04	34.36	31.6	Franco arcilloso
	Lluvias	64.76	24	11.24	Franco arenoso
<i>Bahía de Catán</i>	Secas	92.76	2.5	4.74	Arenoso
	Lluvias	92.76	2.5	4.74	Arenoso

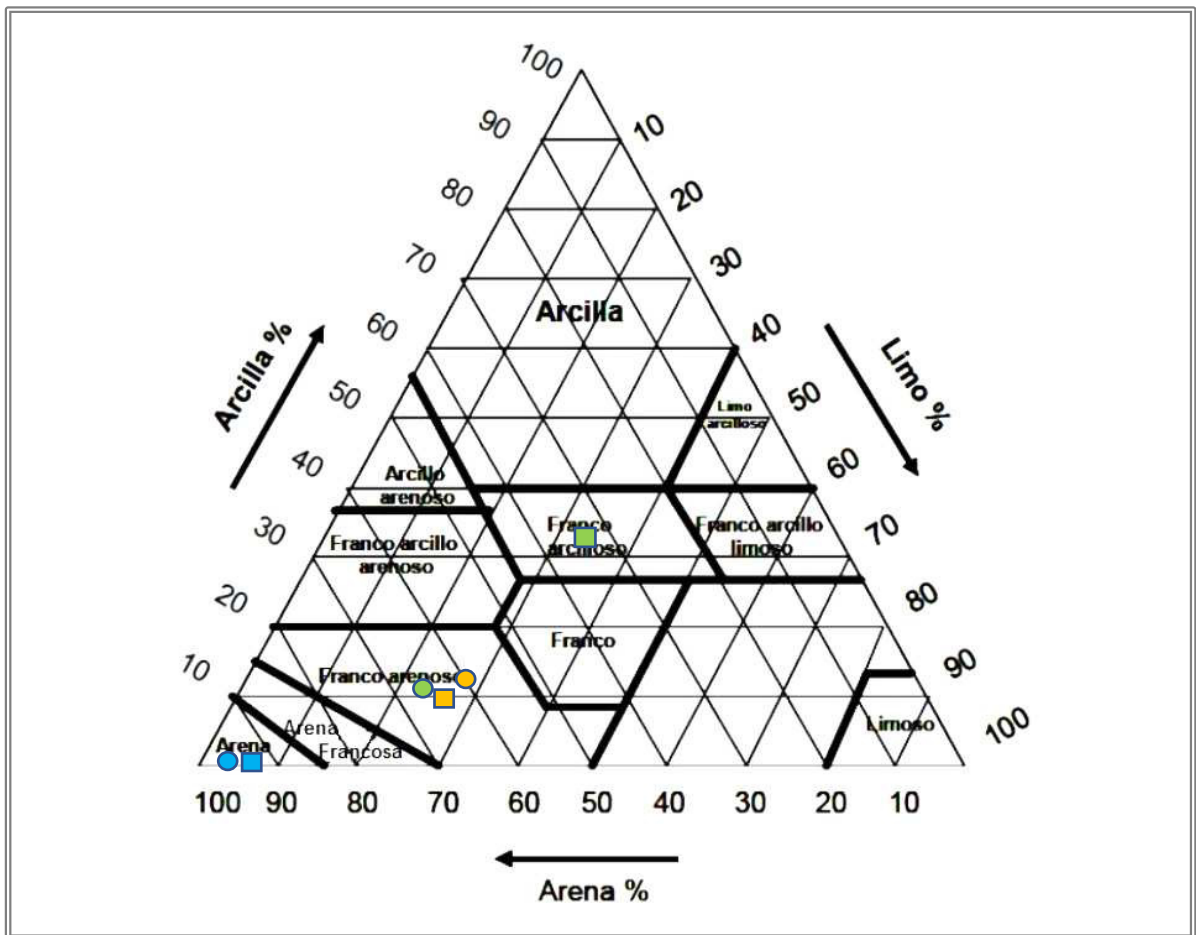


Figura 4. Ubicación textural de los sedimentos analizados mediante el triángulo de Alexander (1980) por temporada y sitio de muestreo (naranja=OT; verde=ZP; azul=BC; cuadrado=secas; círculo=lluvias).

Conductividad eléctrica y sales solubles en sedimentos

Las muestras sedimentológicas mostraron ser extremadamente salinas de acuerdo con la clasificación establecida en la NOM-021-RECNAT-2000 (Tabla 9).

Tabla 9. Conductividad eléctrica en los sedimentos evaluados y categoría de salinidad asignada de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000.

Localidad	Temporada	Conductividad (ms/cm a 25°C)	Clasificación
<i>Ostión</i>	Secas	38.66	Extremadamente salino
	Lluvias	56.58	Extremadamente salino
<i>Zona Profunda</i>	Secas	33.8	Extremadamente salino
	Lluvias	49.62	Extremadamente salino
<i>Bahía de Catán</i>	Secas	24.18	Extremadamente salino
	Lluvias	34.7	Extremadamente salino

Contaminantes en sedimentos

Concentración de metales pesados

Se reportaron los niveles promedio más altos en la “Zona Profunda”, en forma descendente en “Ostión” y “Bahía de Catán”. El Fe fue el elemento predominante con concentraciones muy elevadas que oscilaron en promedio de 3,150-11,733 mg/kg, seguido por el Zn, Cu, Pb y Cd, este último no pudo ser medido por encontrarse por debajo del límite de detección. En ambas temporadas, todos los metales presentaron mayores concentraciones en la “Zona Profunda”(Tabla 10).

Por otro lado, las concentraciones de metales se ubicaron a niveles menores que aquellos de las guías de calidad de sedimento de la NOAA y del FDEP (Florida Department of Environmental Protection), así como también no resultaron estar por encima del nivel de efecto a la biota bentónica de Long et al. (1995). Cabe mencionar que para comparar se tomaron en cuenta sólo los umbrales de efecto de dichas pautas de calidad, es decir, el nivel por debajo del cual los efectos adversos rara vez ocurren (Burton, 2002). Por otro lado, en cuanto al criterio de la NOM-001-SEMARNAT-1996, sólo las concentraciones de Pb y Zn superaron los niveles establecidos en los tres sitios de muestreo (Tabla 11).

Tabla 10. Concentración de metales en sedimentos durante ambas temporadas de colecta (ND= No detectado).

Localidad	Metal	Concentración/temporada (mg/kg)	
		<i>Secas</i>	<i>Lluvias</i>
<i>Ostión</i>	Cd	ND	ND
	Pb	3.63	3.58
	Cu	3.45	3.22
	Zn	21.8	19.32
	Fe	10,103	9,131
<i>Zona Profunda</i>	Cd	ND	ND
	Pb	5	3.83
	Cu	5.13	3.65
	Zn	32.55	23.38
	Fe	13,198	10,268
<i>Bahía de Catán</i>	Cd	ND	ND
	Pb	1.75	1.4
	Cu	1.95	1.85
	Zn	9.33	8.98
	Fe	3,150	3,150

Tabla 11. Concentración de metales en sedimento por temporada y sitio de colecta, comparados con el criterio de la NOM-001-SEMARNAT-1996, guías internacionales de calidad de sedimentos y los niveles de efecto a la fauna bentónica establecidos por Long et al (1995).

Localidad	Concentración (mg/kg) /metal/temporada									
	Cd		Pb		Cu		Zn		Fe	
	S	LL	S	LL	S	LL	S	LL	S	LL
OT	ND	ND	3.63	3.58	3.45	3.22	21.8	19.32	10,103	9,131
ZP	ND	ND	5	3.83	5.13	3.65	32.55	23.38	13,198	10,268
BC	ND	ND	1.75	1.4	1.95	1.85	9.33	8.98	3,150	3,150
<i>NOM (mg/l) *</i>	0.2		0.4		6		20		NE	
<i>NOAA (mg/kg)</i>	1.2		46.7		34		150		NE	
<i>FDEP (mg/kg)</i>	0.68		30.2		18.7		124		NE	
<i>Long et al. (1995)(mg/l)</i>	1.2		46.7		34		150		NE	

ND= No detectado; NE= No especificado; OT= Ostión; ZP= Zona Profunda; BC= Bahía de Catán; S= Secas; LL= Lluvias.

*Los límites corresponden al promedio diario de descarga del contaminante en aguas estuarinas.

Índice de Geoacumulación y Factor de Enriquecimiento

Los valores observados en el Igeo oscilaron entre -2.940 a 0.6322 y en su mayoría fueron negativos, sólo el Zn arrojó tres valores por encima de cero: uno en la localidad “Ostión” en temporada de secas (marzo), y los otros dos para la localidad “Zona Profunda” en ambas temporadas, lo cual se interpreta como un sedimento no contaminado/moderadamente contaminado (Förstner y Müller, 1981) (Tabla 12).

Tabla 12. Valores del Igeo y calidad del sedimento correspondiente por metal, localidad y temporada (OT= Ostión, ZP= Zona Profunda, BC= Bahía de Catán; S= Secas, LL= Lluvias).

Metal	Sitio	Temp.	Igeo	Calidad del sedimento
<i>Pb</i>	OT	S	-0.8296	No contaminado
		LL	-0.8493	No contaminado
	ZP	S	-0.36	No contaminado
		LL	-0.7521	No contaminado
	BC	S	-1.882	No contaminado
		LL	-2.204	No contaminado
<i>Cu</i>	OT	S	-1.9523	No contaminado
		LL	-2.052	No contaminado
	ZP	S	-1.380	No contaminado
		LL	-1.8710	No contaminado
	BC	S	-2.77	No contaminado
		LL	-2.852	No contaminado
<i>Zn</i>	OT	S	0.042	No contaminado/moderadamente contaminado
		LL	-0.1203	No contaminado
	ZP	S	0.6322	No contaminado/moderadamente contaminado
		LL	0.154	No contaminado/moderadamente contaminado
	BC	S	-1.170	No contaminado
		LL	-1.225	No contaminado
<i>Fe</i>	OT	S	-2.793	No contaminado
		LL	-2.940	No contaminado
	ZP	S	-2.408	No contaminado
		LL	-2.771	No contaminado
	BC	S	-4.47	No contaminado
		LL	-4.47	No contaminado

Los resultados, del factor de enriquecimiento, variaron de 1.79-9.88, valores que van de un enriquecimiento menor a moderadamente severo. El Cu fue el metal con el menor grado de enriquecimiento, seguido por el Pb y el Zn, el cual arrojó valores mayores a 7, quedando dentro de la categoría de enriquecimiento moderadamente severo en los tres sitios y para ambas temporadas analizadas (Tabla 13). No se presentan los datos del Cd puesto que sus niveles se encontraron por debajo del límite de detección de la prueba de medición, ni de Fe por utilizarlo como el elemento de referencia (véase metodología).

Tabla 13. Valores del factor de enriquecimiento y categoría de enriquecimiento de cada metal evaluado por sitio y temporada de colecta.

Metal	Sitio	Temporada	FE	Enriquecimiento	
<i>Pb</i>	OT	S	3.90	Moderado	
		LL	4.258	Moderado	
	ZP	S	4.10	Moderado	
		LL	4.05	Moderado	
	BC	S	6.03	Moderadamente severo	
		LL	4.82	Moderado	
<i>Cu</i>	OT	S	1.79	Menor	
		LL	1.85	Menor	
	ZP	S	2.03	Menor	
		LL	1.86	Menor	
	BC	S	3.25	Moderado	
		LL	3.08	Moderado	
	<i>Zn</i>	OT	S	7.19	Moderadamente severo
			LL	7.05	Moderadamente severo
		ZP	S	8.22	Moderadamente severo
			LL	7.59	Moderadamente severo
		BC	S	9.88	Moderadamente severo
			LL	9.51	Moderadamente severo

Concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP's) en sedimento

El análisis del contenido de HAPs en los sedimentos arrojó por localidad y temporada valores menores a 0.46 mg/kg de contaminante. Esta concentración representa el límite de detección permitido por el instrumento utilizado para la medición, por lo que no fue posible establecer con especificidad las concentraciones reales de cada uno de los compuestos analizados.

No obstante, siguiendo la metodología se realizaron las comparaciones entre los resultados obtenidos con los lineamientos nacionales (NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012) e internacionales (FDEP, 1994; NJDEP, 2009) de calidad del suelo y sedimento, así como con los límites de efectos adversos a la fauna bentónica de Long et al. (1995) (Tabla 14).

Tabla 14. Cuadro comparativo de los niveles de sedimento obtenidos para este estudio, los establecidos por normas nacionales y guías de calidad extranjeras, así como niveles de efecto a la biota bentónica (cantidades en mg/kg).

HAP	Este estudio (mg/kg)	NOM- 138	FDEP	NJDEP	Long et al. (1995)
<i>benzo(a)antraceno</i>	<0.46	2	0.0748 ¹	0.261 ²	0.261
<i>benzo(b)fluoranteno</i>	<0.46	2	NE	NE	NE
<i>benzo(k)fluoranteno</i>	<0.46	8	NE	0.240 ³	NE
<i>benzo(a)pireno</i>	<0.46	2	0.0888 ¹	0.430 ²	0.430
<i>dibenzo(a,h)antraceno</i>	<0.46	2	0.00622 ¹	0.063 ²	0.0634
<i>indeno(1,2,3-cd)pireno</i>	<0.46	2	NE	0.200 ³	NE

1= TEL (Threshold Effect Level) o nivel umbral de efecto.

2= ER-L (Effect Range-Low) o rango de efecto bajo.

3= LEL (Lowest Effects Level) o nivel más bajo de efecto.

DISCUSIÓN

Caracterización ambiental de los sitios de muestreo

Los valores hidrológicos registrados en el presente estudio presentaron poca variación espacio-temporal y con respecto a lo reportado en otros estudios cercanos a los sitios de colecta o en el sistema Laguna Madre en general (Tunnel y Judd 2001; Contreras y Castañeda 2004; Leija-Tristán 2005; de León-Ibarra 2009; Robles-Guerrero 2011; Torres-Cerón 2012).

Las mayores temperaturas registradas en agosto coinciden con la temporada de verano en el hemisferio norte (junio-agosto). No obstante, a pesar de considerarse como estación lluviosa, se observó una notable disminución en la profundidad de los sitios de muestreo, principalmente en “Ostión” (OT) y “Zona profunda” (ZP), lo cual pudo deberse a la acción aislada o combinada de la hidrodinámica lagunar (mareas, corrientes locales), el aumento de temperatura (evaporación) o la ausencia de precipitación comentada por los pescadores locales (aproximadamente 3 semanas). Aunque normalmente en Texas los mayores registros de precipitación ocurren en mayo-junio y agosto-octubre (Tunnel y Judd 2001), las lluvias en la región de Laguna Madre son variables en función de meses, años o incluso décadas (Norwine et al. 1977; Tunnel y Judd 2001) y, aunado a su mayor tasa de evaporación, hacen que este fenómeno deba ser caracterizado como irregular e impredecible (Tunnel y Judd 2001). De hecho, Laguna Madre ha sido clasificada como un área de “clima problema” (Trewartha 1961, 1968) ya que se localiza entre dos áreas de mayor cantidad de precipitación (costa este de Texas y costa norte de Veracruz), lo que contrasta con el carácter semiárido o subhúmedo del área de estudio.

La salinidad mostró una ligera alza estacional: secas < lluvias < nortes (Tabla 5) y con un rango total ubicado dentro de la mediana (41.2 ppm) reportada por Contreras y Castañeda (2004) para la cuenca, lo cual refleja la tendencia natural de la laguna a la hipersalinidad. El comportamiento temporal de la salinidad no pareció responder a los cambios de temperatura, ya que típicamente ambos parámetros muestran relación directa, más no se realizó ningún análisis que correlacione ambas mediciones. Además, otros factores como la evaporación, pluviometría y fluviometría condicionan las variaciones de salinidad en una laguna costera.

Las características del sistema Laguna Madre están determinadas por su escasa profundidad, el fuerte predominio de la evaporación, aportaciones mínimas de agua de los ríos a la laguna y una comunicación limitada con el mar abierto, lo que también condiciona el carácter hipersalino de la cuenca (Leija-Tristán 2005; Yañez-Arancibia et al. 2004). Farreras (2004) menciona que en los estuarios negativos (como Laguna Madre) la evaporación es la única fuente de variaciones de agua dulce que inducen fluctuaciones de la salinidad y que depende de 3 agentes: 1) velocidad del viento, 2) humedad relativa del aire y 3) diferencia entre la temperatura de la superficie del agua y el aire circundante.

Por lo anterior, es probable que las mayores salinidades en febrero hayan respondido a un efecto combinado entre evaporación y precipitación, donde la evaporación generada por los vientos dominantes del norte y un menor aporte pluvial en invierno aumentaron los registros de salinidad, mientras que disminuyó durante agosto dada la mayor contribución de agua dulce.

Los valores de oxígeno disuelto (OD) fluctuaron de 7.3-13.38, los cuales se ubican en el rango de valores que abarca este sistema y otras lagunas costeras a lo largo del litoral del Golfo de México (Contreras y Castañeda 2004), inclusive quedando por encima en su límite superior. Este parámetro fue atípicamente mayor en agosto y menor en febrero, ya que la concentración de oxígeno varía inversamente con la temperatura suponiendo un estado de equilibrio dentro de un cuerpo de agua en contacto con la atmósfera (Rose y Crumpton 1996). No obstante, la producción, consumo y difusión del OD también varían por la salinidad, radiación solar y la acción del viento, así como por procesos bioquímicos como la fotosíntesis, respiración y consumo debido a la descomposición de la materia orgánica (MO) en la columna de agua o los sedimentos (Hull et al. 2008), en especial cuando ocurren procesos de re-suspensión y aumento de turbidez derivados de la acción del viento, los cuales son comunes en temporada de nortes. Reyes y Merino (1991) reportaron un flujo neto de OD muy bajo durante febrero para dos sistemas costeros aledaños a la ciudad de Cancún, y lo atribuyeron a la acción de fuertes vientos que aumentaron la MO en suspensión, así como la turbidez en la columna de agua, lo que respectivamente aumenta el consumo de oxígeno y limita su producción, particularmente en zonas profundas. Lo anterior manifiesta que la dinámica del OD observada en este estudio pudo obedecer a varios factores, dentro de los cuales destaca la posible influencia

de los vientos estacionales o “nortes”, ya que los valores no parecieron estar en función sólo de la temperatura.

El pH del agua fue mayor hacia temporada invernal: secas < lluvias < nortes, probablemente en función del comportamiento temporal de la salinidad, haciéndola más alcalina. Los valores fluctuaron de 7.23-9.4 y fueron similares a lo reportado por Leija-Tristán (2005), de León-Ibarra (2009), Robles-Guerrero (2011) y Torres-Cerón (2012) para la misma área de estudio, así como también quedaron dentro del rango reportado por Contreras y Castañeda (2004) para todo el sistema Laguna Madre e inclusive para otras lagunas costeras y estuarios del Golfo de México, desde Veracruz hasta Yucatán. El incremento observado hacia la temporada invernal también fue reportado por Robles-Guerrero (2011), contrario a lo observado por Leija-Tristán (2005) y de León-Ibarra (2009), mientras que Torres-Cerón (2012) reportó máximos de pH durante abril (estiaje), pero con valores para diciembre de 8.01-8.47, los cuales son cercanos a los aquí reportados (8.96-9.4). El incremento de pH en invierno ha sido atribuido a la degradación de la materia orgánica (MO) o por la remoción del sedimento debida a la corriente, las cuales causaron remineralización y mayor alcalinidad en Laguna de Tampamachoco, Veracruz (López-Ortega et al. 2012). Esto pudiera explicar los resultados obtenidos asumiendo el aumento de la cobertura vegetal en febrero (mayor disponibilidad de MO), y la influencia de los vientos que removieron el sedimento, aumentaron la turbidez y la MO en suspensión, para finalmente favorecer los procesos de remineralización y la alcalinidad. Sin embargo, las lagunas costeras y estuarios del Golfo de México muestran valores similares de pH y de otros factores hidrológicos (Contreras y Castañeda 2004), además de que este tipo de ecosistemas son ambientes que regulan sus variables a menos que existan presiones antropogénicas que las afecten (López-Ortega et al. 2012) (lo cual no ha sido analizado sistemáticamente en el área), por lo que las fluctuaciones observadas del potencial de hidrógeno muy probablemente se debieron a la hidrodinámica y meteorología estacionales del ecosistema.

Fisicoquímica de los sedimentos

El análisis de la fisicoquímica de los sedimentos arrojó niveles de pH moderadamente alcalinos y fuertemente alcalinos, probablemente por la influencia de las elevadas salinidades en la columna de agua, ya que en los suelos alcalinos la salinidad y el pH

suelen ser colineales (Zhao et al. 2018). Los valores obtenidos son comparables con lo reportado por Torres-Cerón (2012) para la misma zona de estudio, con medidas de pH de 8.6 para la mayoría de sus muestras. Por otro lado, los resultados son mayores que el pH de sedimentos de Laguna de Tampamachoco, Veracruz (7.35-7.52) (López-Jiménez et al. 2012) y los de Bahía de Chetumal (6.5-7.7) (De Jesús-Navarrete et al. 2000), lo que, respectivamente, fue atribuido a los factores regionales que modelan el ecosistema y a una posible influencia de la actividad fotosintética del microfitobentos. Saravanakumar et al. (2008) reporta pH alcalino (8.5) durante verano (mayo) para sedimentos de manglares en India, remarcando posibles cambios en las condiciones redox del sedimento y agua. Por lo anterior, es más probable que los valores de pH encontrados estén en función de las condiciones locales que configuran el ecosistema, ya que los gradientes pronunciados de pH cercanos a la interfase agua-sedimento se deben típicamente a intensas reacciones biogeoquímicas y de disolución-precipitación en los depósitos sedimentarios (Zhu et al. 2006), lo cual no fue evaluado.

En lo que respecta a la materia orgánica (MO), el rango de resultados (0.23–2.32%) estuvo dentro, e incluso por debajo, del reportado por Escobar-Briones et al. (1999) (0.9–1.7%) en sedimentos marinos superficiales frente a las costas de Tamaulipas; por otro lado, quedaron entre los valores reportados por Leija-Tristán (2005) y de León-Ibarra (2009) para la misma zona de colecta (0.14–1.97% de MO), mientras que englobaron aquellos descritos por Torres-Cerón (2012) (0.62–1.25%) igualmente para la misma área, pero sin mencionar algún agente causal. Rendón-von Osten et al. (2005) obtuvieron MO en sedimentos de la zona costera de Tabasco y Campeche en un rango de 0.3–2.3%, mencionando que su distribución fue más alta en la desembocadura de los ríos y apuntando que estos sistemas son la principal fuente de MO hacia el Golfo de México. Adicionalmente, también mencionan que Rendón-von Osten et al. (2000) reportaron máximos de MO de 1.71% en la laguna de Términos, mientras que Botello et al. (2000) obtuvieron un máximo de 10.2% en la laguna costera Chantuto-Panzacola de Chiapas, adjudicando este diferencial al periodo de muestreo, a la circulación del agua y al tipo de sedimento.

Son escasos los estudios que analicen las fuentes y el contenido de MO en los sedimentos del área estudiada en Laguna Madre. Calva et al. (2006) compararon los resultados de su

análisis de carbono orgánico (CO) en sedimentos de un sistema lagunar en Chiapas con un compendio de valores de CO para varias lagunas costeras del litoral del Golfo mexicano, los cuales se asemejan a los obtenidos en este trabajo. Los resultados de Calva et al. (2006) acusan promedios mayores de CO en sitios con mayor influencia de descargas fluviales y con presencia de fitoplancton, mientras que los promedios bajos los registraron en zonas aledañas a la boca que conecta con el medio marino y con sedimentos predominantemente arenosos. En cuanto a las posibles fuentes de CO destacaron la gran abundancia de vegetación lagunar, la influencia pluvial y las descargas fluviales.

Laguna Madre tiene poco o nulo aporte fluvial y un escaso intercambio de sus aguas con el medio oceánico (Leija-Tristán 2005; Yañez-Arancibia et al. 2004), haciendo poco probable que los aportes de MO arriben al sistema por la vía hidrológica y acentuando la posibilidad de que lo hagan a través de fuentes autóctonas, como la producción primaria del ecosistema, el material de origen terrestre (Algarsamy 1991), o la presencia de vegetación acuática sumergida, que ha sido considerada como un factor principal en la variación de CO de estos sistemas lagunares costeros (Pollard y Kogure 1993; Pusceddu et al. 1999). Los sitios donde se obtuvieron las muestras sedimentológicas consistían en praderas de pastos marinos, observando el máximo de MO en el sitio más cercano a Boca de Catán (OT) durante lluvias, pudiendo deberse a la materia vegetal viva y muerta, o a las características granulométricas del sedimento analizado (menos arenoso). El tamaño de grano en los sedimentos influye en la cantidad de materiales orgánicos que contienen (Valette 1993), como queda atestiguado en los mínimos de MO obtenidos en el presente estudio en BC, que a su vez arrojó los máximos porcentajes de arena (92.76%), así como también en el aumento de los valores de MO para el resto de los sitios, ya que la granulometría fue menos arenosa y las fracciones finas (limos y arcillas) tienen mayor capacidad absorbente en función del incremento del área superficial que poseen (Padmalal y Seralathan 1995) (Tabla 7, 8).

Los sedimentos analizados en este trabajo se ubicaron, en general, hacia valores texturales predominantemente arenosos, salvo un tipo franco-arcilloso analizado en la Zona Profunda durante temporada de secas (marzo) (Tabla 8). Las lagunas costeras exhiben típicamente una mayor proporción de arenas cerca de la influencia de la boca del sistema, mientras que los sedimentos finos se ubican en áreas alejadas de la influencia marina y

con escasa circulación (Calva et al. 2006). Entre los ambientes sedimentarios de Laguna Madre se encuentran el de Barras Internas, en la zona de post-barrera, la cual forma un complejo sedimentario conformado a su vez por sedimentos arenosos que se mezclan con los arcillo-limosos procedentes del interior de la laguna; asimismo, se categorizan como ambientes dominados por las corrientes internas de la laguna y el oleaje generado por el viento (Estavillo y Aguayo 1981); los sitios OT y ZP en el presente estudio se ubican en esta zona, lo que explica que los sedimentos sean predominantemente arenosos pero con fracciones finas. Adicionalmente, esta zona está relativamente protegida por bancos de arena que disminuyen la acción de la corriente y compuesta por sustratos cubiertos de pastos marinos que colaboran con la estabilización de los sedimentos (Hemminga et al. 1990; Mateo et al. 2003; Van Keulen y Borowitzka 2003).

Contrario a lo mencionado por Calva et al. (2006), los máximos valores de arena se encontraron en BC, el sitio más alejado a la boca de entrada, lo que puede atribuirse a la historia geológica de la zona adyacente. La península que encierra a Bahía de Catán por el norte, y sobre la cual se asienta el poblado de Punta Piedra (Figura 1), se compone de afloramientos de un tipo de roca caliza denominada coquina (Yañez y Schlaepfer 1968; Tunnell y Judd 2001), ya que se cree que esta zona formaba parte de una antigua barra arenosa generada durante el aumento del nivel del mar a finales del Pleistoceno (Prouty 1996; Tunnell et al. 2010); bajo este escenario se sedimentaron restos de conchas de moluscos por acción del oleaje y las corrientes costeras, para finalmente consolidarse en coquina (Tunnel y Judd 2001); posteriormente esta roca quedó expuesta a la meteorización derivando en los sedimentos de grano grueso y de color claro encontrados en este sitio. Finalmente, los sedimentos no presentaron variación en su clasificación con base en la conductividad eléctrica al resultar todas las muestras como extremadamente salinas (Tabla 9), lo que se puede relacionar con la condición hipersalina que caracteriza al sistema Laguna Madre (Sarkar 2006; Torres-Cerón 2012).

Contaminantes en sedimentos.

En el área de estudio los niveles de metales pesados se ubicaron cercanos a los reportados por Torres-Cerón (2012) para los mismos puntos de muestreo, quien concluyó que las concentraciones de estos elementos fueron normales–adecuadas bajo los criterios de la NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y

clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Anteriormente, Sharma et al. (1999) reportaron niveles de Cd y Cu en sedimento menores al límite de detección en Laguna Madre de Texas, misma situación observada para el Cd de nuestras muestras; además, el máximo contenido de Pb en el presente trabajo (5 mg/kg) no rebasó los mínimos que reportaron (7.5µg/g) (Tabla 10); adicionalmente, encontraron Zn en un rango de 4.11-69.8 µg/g, englobando los resultados aquí obtenidos. Cabe añadir que las concentraciones de Pb y Zn en los sitios considerados prístinos por Sharma et al. (1999) fueron comparables con nuestros resultados, sugiriendo que los hábitats muestreados mantienen condiciones idóneas con respecto a la presencia de estos xenobióticos en sedimento; finalmente, en general los sedimentos analizados están menos impactados que aquellos de otras áreas contaminadas en el mundo (ver referencias en Sharma et al. 1999). Las concentraciones de Pb y Cu fueron menores a las analizadas por Guzmán-Amaya et al. (2005) en sedimentos de Laguna de Tamiahua, Alvarado y Mandinga, Veracruz, mientras que las de Zn fueron comparables con los mínimos que reportaron para este metal; no obstante, ninguno de dichos metales estuvo por encima del valor que en sedimento produce efectos biológicos (Long et al. 1995), lo cual también se presentó en este trabajo para todos los metales. Similar a lo anterior, el Pb y el Cu no superaron los límites reportados para otras áreas costeras del Golfo de México, mientras que el Zn no fue claramente menor, pero se aproximó más a los límites inferiores de los rangos obtenidos (Rosas et al. 1983; Páez-Osuna et al. 1986; Rosales et al. 1986a; Rosales et al. 1986b; González et al. 1994; Guzmán-Amaya et al. 2005).

Por localidad, el contenido de metales pesados en las muestras analizadas mostró el siguiente patrón: ZP > OT > BC, que fue contrario a lo inicialmente establecido en cuanto a que estarían más contaminadas en el sitio BC, que es el más aledaño a la influencia antropogénica. Esto concuerda con el trabajo de Torres-Cerón (2012), que también obtuvo las mayores concentraciones de metales pesados en ZP (excepto para el Pb), pero durante época de nortes (aquí en secas). El presente estudio coincide con Torres-Cerón (2012) en aspectos adicionales como los valores máximos de Fe y Zn, los mínimos de xenobióticos encontrados en BC, así como los niveles indetectables de Cd en todas las muestras y que, de manera general, hubo similitudes en la tendencia espacial de los metales: ZP > OT > BC, mas no especificó las causas.

Nuestros resultados pudieron deberse en primera instancia al condicionamiento de la granulometría hacia los metales pesados en función de la mayor o menor superficie de adsorción: entre más finos sean los granos de sedimento habrá mayor superficie y más cargas iónicas negativas que atraigan a los xenobióticos (McCave, 1984; Horowitz y Elrick 1987). En el presente estudio, las mayores concentraciones se obtuvieron en ZP durante marzo y los valores texturales más finos (franco-arcilloso) (Tabla 8,10). En contraste, en BC se midieron los niveles más bajos de metales en ambas temporadas por sus sedimentos con alto contenido de arenas, mientras que el sitio Ostión quedó posicionado entre ambas localidades por presentar sedimentos menos arenosos que en BC, pero sin llegar a los valores de limo y arcilla de ZP en secas (Tabla 8). Sharma et al. (1999) también encontraron correlación significativa entre el contenido de metales pesados y las partículas finas del sedimento, incluyendo arenas finas, que a la vez constituyeron la mayor proporción granulométrica de las muestras que analizaron, lo cual también ocurrió en este trabajo para OT y ZP (Tabla 8).

La MO es otro parámetro que pudo haber colaborado con los resultados de metales pesados en sedimento, debido a la fuerte afinidad que existe entre ambos parámetros (Marchand et al. 2011), y dado que se observó un cierto patrón de correspondencia entre los valores altos de MO obtenidos para ZP en marzo con los máximos de metales pesados para este mismo sitio y temporada; mientras que los mínimos resultados de metales se encontraron en el sedimento de BC, el cual obtuvo el menor contenido de MO del estudio. Por el contrario, Torres-Cerón (2012) encontró niveles de MO en sedimento muy bajos, inclusive para el sitio y temporada de mayor concentración de metales pesados. Sin embargo, se debe considerar que el comportamiento de los metales pesados en sistemas estuarinos también está controlado por las interacciones partícula/agua, por procesos fisicoquímicos de la solución, la hidrodinámica lagunar, la estacionalidad, o la presencia de vegetación acuática sumergida (VAS) (Flegal et al. 1991; Custer y Mitchell 1993; Vázquez et al. 1993; Aldeco y Salas 1994; Moran et al. 1996; Ornela-Beltrame 2008).

La VAS proporciona servicios ecosistémicos como la capacidad de atrapar y sedimentar las partículas en suspensión con sus hojas, o afianzar la columna de sedimentos por acción de los rizomas (Koch et al. 2006; Short et al. 2007), haciendo a estos hábitats susceptibles a captar elementos traza como los metales pesados. Esta propiedad se ha manifestado en

macroalgas, que acumulan Fe, Mn y Zn (Páez-Osuna et al. 2000; Calva y Torres, 2008), o los pastos marinos, reconocidos por acumular estos xenobióticos a través de sus hojas y raíces (Caccia et al. 2003; Ferrat et al. 2003), que al degradarse y mineralizar el sustrato incorporan los metales pesados al sedimento (Thangaradjou et al. 2014). En Laguna Madre de Texas, también se ha notado la capacidad de retención y transporte de metales traza en las estructuras vegetativas de *Halodule wrightii* y *Thalassia testudinum* (Pulich 1980; Custer y Mitchell 1993; Whelan 2005); a su vez, esto podría explicar en cierta medida la ocurrencia de los máximos niveles de metales en los sitios con mayor cobertura vegetal en el presente estudio (ZP y OT).

Las concentraciones de metales pesados no superaron los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, excepto para Pb y Zn (0.4 y 20 mg/l, respectivamente). Todos los valores de Pb superaron el umbral de la norma, mientras que los de Zn lo hicieron primordialmente en ZP y en OT durante marzo (secas). Para la mayoría de los metales la fuente dominante hacia el medio marino son las aguas de escurrimiento, pero para el Pb la ruta atmosférica es importante y significativa, particularmente hacia el océano abierto (Páez-Osuna 2005). En el caso del zinc, las mayores fuentes de contaminación son las aguas residuales, quema de carbón de las plantas de energía, procesos de manufactura que involucren metales, precipitación atmosférica y descargas agrícolas (Warren 1981; Dong et al. 2012). No obstante, dichos límites son para las descargas residuales en aguas y bienes nacionales, más no especifican umbrales de concentración de metales pesados en sedimentos costeros; además, no se hicieron determinaciones de elementos traza en agua y se deben tomar en cuenta los complejos procesos dinámicos que intervienen en la movilización, disponibilidad, captura y asentamiento de los metales pesados en los sedimentos, lo cual en última instancia determinó los valores registrados en el presente estudio.

En cuanto al grado de contaminación sedimentológica, el índice de geoacumulación (Igeo) en general reportó sedimentos no contaminados por ningún metal con excepción del Zn (Tabla 12) en ZP para ambas temporadas y en OT durante la época seca (marzo), lo que corresponde con los máximos niveles de este metal analizados. Estos resultados pueden estar, asimismo, en función de las características fisicoquímicas del sedimento, principalmente la granulometría del sitio (más arcillosa). Adicionalmente, las variaciones

en los Igeo de Zn han sido atribuidas a los aportes de trazas de este metal derivadas de los fertilizantes y descargas agrícolas (Alloway 1990; Green-Ruiz y Páez-Osuna 2001; del Águila-Juárez et al. 2005) y relacionadas también con desechos domésticos, industriales y de aguas residuales (Magesh et al. 2011; Dong et al. 2012), lo que es menos probable dado que las principales actividades en Laguna Madre son la agricultura y pesca.

Es escaso el aporte de datos en Laguna Madre de Tamaulipas con respecto al Igeo y el factor de enriquecimiento (FE), herramienta que también mide la contaminación por metales de una muestra de sedimento. En el presente trabajo, el Cu arrojó los valores más bajos del FE (1.79-3.25) correspondientes a un enriquecimiento menor-moderado (Chen et al. 2012) (Tabla 13), lo que podría parecer inocuo, pero un FE mayor a 1.5, o incluso a 1, sugiere que una porción significativa del metal se ha originado de procesos antropogénicos (Zhang y Liu 2002; Mil-Homens et al. 2006; Tang et al. 2010). Esto también se extiende para el Pb y el Zn, dado que sus valores de FE fueron mayores a 1.5 para todas las muestras. Los niveles de enriquecimiento mostrados por el Zn y el Pb demuestran por una parte que provienen en buena medida de fuentes antrópicas, planteando un posible escenario de entrada y acumulación de estos elementos en el área de estudio, quizás por el uso de fertilizantes y plaguicidas que contienen estos metales en sus formulados. Sharma et al. (1999) determinaron el factor de enriquecimiento de varios metales pesados en sedimentos de Laguna Madre de Texas (al sur de Corpus Christi) encontrando valores de FE menores a 1.0, lo que sugiere que dichos elementos no están significativamente enriquecidos por encima de sus niveles promedio en la litosfera y, por ende, que no estuvieron contaminados por causas antrópicas. Por otro lado, el FE del Pb sí fue mayor a 1.0 en varios sitios atribuyéndose a actividades humanas como el uso de gasolina con plomo. En general, dadas las similitudes ambientales entre ambas cuencas lagunares (Texas y Tamaulipas), los valores de enriquecimiento del Pb bien podrían estar influenciados por su presencia en la gasolina usada para los motores fuera de borda requeridos en la actividad pesquera.

Adicionalmente, los niveles de enriquecimiento de nuestras muestras fueron mayores a los reportados por Sharma et al. (1999) para los mismos metales en la mayoría de los sitios, incluso en aquellos aledaños a áreas recreacionales e industriales, lo cual parece acusar un mayor aporte antrópico de metales pesados en el área de estudio; además, la

ausencia de actividad industrial y recreativa en la zona estudiada dirige a la agricultura como el principal aporte de estos elementos, dado que Sharma et al. (1999) no destacaron fuentes agrícolas en su análisis. No obstante, Sharma et al. (1999) calcularon el FE utilizando niveles basales de cada metal distintos a los aquí usados (Warshaw 1975), así como al aluminio como elemento de referencia en vez del hierro usado en este trabajo, por lo que las comparaciones son hasta cierto punto parciales. A pesar de ello, las muestras acusaron enriquecimiento mayor a 1.5, lo que significa que están impactadas en buena medida por actividades antropogénicas (Zhang y Liu 2002; Mil-Homens et al. 2006; Tang et al. 2010).

Aunque el contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos estuvo por debajo del límite de detección, estos pueden estar regulados por la cantidad de materia orgánica en sedimento, ya que se unen particularmente fuerte a las fracciones orgánicas (Karickhoff et al. 1979; Means et al. 1980). No obstante, se han logrado cuantificar HAP en sitios con niveles de MO menores a lo encontrado en este estudio (medio–muy bajo) (Baumard et al. 1998), por lo que no solo la MO gobierna la adherencia de estos xenobióticos. Es menos probable que los HAP se encuentren en la fase acuosa dado que son altamente hidrofóbicos. Además, los HAP evaluados son de alto peso molecular (4-6 anillos), los cuales se unen preferentemente a los sedimentos de textura fina (Baumard et al. 1998), por lo que parece ser que los valores de textura y de MO no son suficientes para fijar cantidades importantes de HAP. Adicionalmente, la naturaleza de los hidrocarburos juega un papel importante en su dinámica, ya que si son petrogénicos pueden estar más disponibles para la degradación microbiana o la ingesta por mejillones que los HAP de origen pirolítico (Gschwend y Hites 1981; Farrington et al. 1983). Es por ello que los sedimentos analizados pudieran no estar acumulando HAP en cantidades medibles dada la ausencia de fuentes de un grupo de HAP particular que sea más afín a ellos, a pesar de la existencia de condiciones texturales y biológicas para su secuestro.

CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES

- Las características fisicoquímicas de los sedimentos analizados son resultado de las condiciones bióticas y abióticas locales que configuran el ecosistema Laguna Madre, así como también de su historia geológica.
- Los sedimentos del área de estudio no están contaminados de manera importante por metales pesados y sus niveles no repercuten a la biota acuática, ya que pueden encontrarse en sitios considerados prístinos.
- No obstante, los niveles de enriquecimiento del Cu y principalmente del Pb y Zn acusan impactos por actividades antropogénicas, específicamente la agricultura, lo cual también fue señalado por el Índice de Geoacumulación para el Zn.
- Los niveles indetectables de HAPs se debieron en buena medida al escaso aporte de estos contaminantes en el área.
- Por lo anterior, se debe incrementar las áreas de muestreo en función de su posible disturbio o características ecológicas (manglares, bocas, pastos, sustratos desnudos, etc.), el número de parámetros fisicoquímicos, así como las temporadas de colecta de datos, y que sirva de base en la elaboración de nuevos análisis que representen en mayor medida la compleja dinámica del ecosistema Laguna Madre.
- Es necesario considerar a los pastos marinos en las determinaciones de contaminantes, ya que son capaces de captar xenobióticos y tienen alta importancia como hábitats de refugio, alimentación y desarrollo de las especies que los habitan, además de tener gran relevancia ecológica en el ecosistema Laguna Madre.
- Con lo anterior, se posibilita la construcción de un plan de manejo y protección de áreas vulnerables y críticas para el sostenimiento de las especies y recursos estuarinos.
- Asimismo, se requiere de una legislación pertinente y que apunte a enmarcar la calidad sedimentológica de los ambientes costeros mexicanos con el fin de mantener su integridad tanto en aspectos bióticos como abióticos.
- Finalmente, se necesita ejercer un análisis más específico y sensible para determinar los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos u otros hidrocarburos en los sedimentos de Laguna Madre, para así poder evaluar el potencial de riesgo que pueden tener.

CAPÍTULO II. COMUNIDAD Y POBLACIÓN

RESUMEN

Los bioindicadores de contaminación exponen el efecto de los xenobióticos a niveles superiores como la población o la comunidad a través de la presencia y ausencia de ciertos organismos, diversidad, patrones de abundancia y riqueza de especies sobre un gradiente de disturbio, así como cambios en el estado de condición poblacional. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos son elementos funcionales en los ecosistemas estuarinos, dado que su riqueza y biomasa se muestran altas en comunidades estables, mientras que se van empobreciendo en condiciones de alto disturbio. Se evaluó la estructura de la comunidad de camarones carideos y penaeidos mediante índices de diversidad, el número efectivo de especies e índices bióticos: Índice Biótico (IB), Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH), Índice de Calidad Béntica (BQI) y el Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) para determinar la calidad del agua, la condición biológica del ecosistema, el grado de contaminación orgánica y el estatus ecológico del ambiente. Asimismo, se analizaron la condición (k) y condición relativa (kn) de las poblaciones de *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Tozeuma carolinense*. La identificación taxonómica arrojó 4 nuevos registros para Laguna Madre y áreas selectas del Golfo de México. La diversidad indicó condición biológica moderada-severa. El IB y el IBH mostraron, respectivamente, calidad del agua pobre-muy pobre y regular/pobre-muy pobre, mientras que acusaron condición biológica del ecosistema con disturbio significativo-severo y grado de contaminación orgánica significativa-severa. El estatus ecológico que arrojó el BQI fue malo, en tanto que la calidad del agua medida a través del BMWP osciló de ligeramente contaminada-muy contaminada. Las variaciones en la calidad del agua y la integridad del ecosistema dependieron de la riqueza y abundancia de las especies por efecto de sus fluctuaciones naturales, más no por acción de los contaminantes en el sedimento dado que no se encuentran severamente impactados por metales o HAP, por lo que es necesario hacer ajustes metodológicos que amplíen el gradiente de disturbio ambiental y reduzcan el efecto de las variables biológicas sobre los resultados obtenidos. Paralelamente, la condición de las poblaciones varió en función del índice usado y como resultado de la dinámica en el ciclo de vida de cada especie, pero mostrándose buena en términos generales.

INTRODUCCIÓN

Como se abordó en el capítulo anterior, los sedimentos contaminados representan una fuente importante de daño o estrés a los ecosistemas acuáticos y a su biodiversidad, principalmente sobre los organismos asociados al ambiente bentónico. La gran diversidad de estos ambientes hace posible que la contaminación induzca cambios en su función biológica, así como en la estructura de las comunidades y en los propios individuos al afectar su ciclo de vida, crecimiento y condición reproductiva (Bartram y Ballance 1996). El efecto de los contaminantes puede ser medido a través de organismos que brinden información sobre cambios físicos y químicos en el agua al revelar modificaciones espaciales y temporales en la composición de la comunidad (Laws 1981), dependiendo de su tolerancia al estrés y el grado de contaminación en un sitio (Whiton 1975). Estos organismos son llamados bioindicadores de contaminación o de la calidad del agua, y manifiestan los efectos de los impactos en el ecosistema acuático a través del tiempo (Chapman 1996). No obstante, el empleo de los bioindicadores implica la medición de diversos parámetros a diferentes escalas de organización biológica, como la diversidad y presencia o ausencia de organismos específicos (comunidad) (De la Lanza et al. 2000; Ortiz-Zarragoitia y Cajaraville 2006); estimación de índices bióticos basados en la biomasa, diversidad y patrones de abundancia de la comunidad bentónica a lo largo de un gradiente de contaminación (Rosenberg et al. 2004; Fleischer et al. 2007; Leonardsson et al. 2009, 2015); cambios en los patrones de las frecuencias alélicas y la diversidad génica, así como variaciones en la condición o bienestar de los individuos reflejadas a través de la proporción peso-longitud (población) (Mussali-Galante et al. 2013; Barrilli et al. 2015; Araújo et al. 2018).

Los estudios que evalúan el estrés ambiental inducido por xenobióticos a nivel de poblaciones y comunidades acuáticas han utilizado principalmente a los peces e invertebrados como organismos monitores (Mussali-Galante et al. 2013). Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos son componentes importantes y funcionales de los ecosistemas estuarinos, ya que los organismos que las integran modifican aspectos como las características fisicoquímicas de la interfase agua-sedimento, promueven la descomposición de la materia orgánica, reciclan nutrientes para la fotosíntesis y transfieren energía a otros componentes de la red trófica (Gaston et al.

1998). Generalmente su riqueza y biomasa se muestran altas en comunidades estables, mientras que se van empobreciendo en condiciones de alto disturbio (Pearson y Rosenberg 1978; Boesch y Rosenberg 1981). Dentro de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos estuarinos, los crustáceos son adecuados como bioindicadores dada su plasticidad ecológica, amplia distribución, poca movilidad o sedentarismo, alta abundancia, tolerancia y adaptación a ambientes perturbados por xenobióticos, presentar correlación positiva en el contenido tejido-ambiente de ciertos contaminantes, entre otras (Naqvi et al. 1990; Vioque-Fernández, 2008; Raz-Guzmán 2011; Pinto-Rodrigues 2014). La gran diversidad faunística que ocurre en Laguna Madre de Tamaulipas se ha visto conformada por 96 especies de crustáceos (Leija-Tristán 2000), dentro de las cuales el grupo de los camarones penaeidos y carideos ha llegado a estar representado conjuntamente hasta por 17 especies (Barba-Macías 1999; Leija-Tristán 2000; Rodríguez-Almaraz et al. 2000; Barba-Macías et al. 2005; Barba-Macías 2012; Herrera-Barquín et al. 2018). Estos decápodos constituyen elementos de gran importancia ecológica y comercial, presencia ubicua y de grandes biomásas en el área de estudio (Bauer 2004; Leija-Tristán 2005; Barba-Macías 2012), sometidos a presiones antropogénicas por plaguicidas y metales pesados derivados mayormente de las actividades agrícolas y pesqueras llevadas a cabo en la zona.

Hasta el momento, no se tienen registros de evaluaciones ecológicas en Laguna Madre de Tamaulipas donde utilicen a los crustáceos carideos y penaeidos como bioindicadores de disturbio o contaminación, por lo que el estudio de esta problemática utilizando la fauna nativa del área es de suma importancia para el monitoreo de la calidad y el mantenimiento de condiciones ambientales adecuadas propias del sistema. Es por ello que se pretende establecer a estos organismos como indicadores de la salud y calidad ambiental del área de estudio analizando los cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades, tomando en cuenta que estos decápodos son componentes faunísticos de gran presencia y relevancia ecosistémica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Procesamiento general e identificación taxonómica del material biológico

En el Laboratorio de Ecología Pesquera de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, las muestras de crustáceos se separaron con ayuda de pinzas de disección. La identificación taxonómica se realizó en base a las claves propuestas por Holthuis (1950, 1952), Chace (1972), Willimas (1984), Abele and Kim (1986), Pérez-Farfante y Kensley (1997) y Hernández-Aguilera (2005). Para la observación de los ejemplares se hizo uso de un microscopio estereoscópico marca ZEISS Stemi DV4. La descripción de cada especie y el orden de las familias siguió el criterio de De Grave y Fransen (2011), al igual que para las especies y sus sinónimos, y se ordenaron alfabéticamente dentro de las familias. Los ejemplares fueron puestos en frascos de vidrio, etiquetados y depositados en la Colección Carcinológica perteneciente a la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Los especímenes de camarones penaeidos (*Farfantepenaeus aztecus* y *F. duorarum*) y el carideo *Tozeuma carolinense* para el análisis poblacional fueron identificados a nivel de especie. Posteriormente, se tomaron las medidas de longitud total y longitud del cefalotórax con ayuda de un vernier o calibrador digital marca Kobalt 293883. Finalmente, los individuos de las tres especies fueron pesados en una balanza digital marca Ohaus Navigator modelo NO 8110, midiendo el peso en gramos. Se registraron todos los datos para posteriormente estimar la relación peso-longitud, el índice de condición y el índice de condición relativa.

Para el procesamiento de las muestras de pastos marinos, éstas primero se descongelaron y lavaron para quitar el exceso de sedimento en las hojas. Se separaron por especie con base en la observación de las estructuras vegetativas (Dawes et al. 2004). Después, se realizó un registro de variables básicas para el estudio de comunidades vegetales: densidad en brotes/m² (Gutiérrez-Aguirre et al. 2000; Piñeiro y Dumas 2000; CARICOMP 1994), dominancia (calculada con la biomasa en peso húmedo), frecuencia, y valor de importancia (Curtis y McIntosh 1951), el cual se calculó con la suma de las tres anteriores.

Análisis de la comunidad carcinológica

Índices de diversidad

Se llevaron a cabo análisis de diversidad dentro de las comunidades de crustáceos carideos y penaeidos, así como la similitud entre ellas, para determinar la estructura de la misma y conocer la abundancia, frecuencia y diversidad (Brower et al. 1990; Mazé et al. 1990).

En cuanto a la diversidad alfa, se emplearon los diversos índices ecológicos básicos, que incluyen: la Diversidad de Shannon-Wiener, Diversidad de Simpson (Keefe y Bergersen, 1977), Dominancia de Simpson 1949 y Uniformidad de Pielou 1975. Mientras que para estimar la diversidad beta se utilizaron los índices de similitud de Morisita 1959, el Coeficiente de Comunidad de Jaccard (1908) y el de Sørensen cuantitativo (Sørensen, 1948; Dice 1945). Para corroborar los resultados de las estimaciones, los cálculos también se realizaron mediante el programa computacional Past 3. Finalmente, para comparar los valores de Shannon entre las localidades se estimó el número efectivo de especies de cada comunidad (Jost 2006).

Índice de diversidad de Shannon-Wiener

Este índice se basa principalmente en el concepto de equidad. Expresa la uniformidad de los valores de importancia de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Moreno 2001). Para la estimación de este índice se usó la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum (P_i \ln P_i)$$

Donde P_i es la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total de individuos presentes en una comunidad.

A partir de los valores obtenidos de acuerdo al Índice de diversidad de Shannon-Wiener se evaluó la condición biológica de los sitios muestreados con base en los criterios de Wilhm y Dorris (1968) y Staub et al. (1970) (Tabla 15).

Uniformidad de Pielou

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno 2001). Se estimó con la siguiente fórmula:

$$J' = H' / H'_{max}$$

Donde $H'_{\max} = \ln(S)$, lo cual equivale al logaritmo natural del número total de especies y H' es el valor obtenido según el índice de diversidad de Shannon-Wiener.

Tabla 15. Clasificación de la condición biológica de los ecosistemas acuáticos en base a los criterios de Wilhm y Dorris (1968) y Staub (1970) (modificada de Seginini 2003).

<i>Criterio de Wilhm y Dorris (1968)</i>		<i>Criterio de Staub et al. (1970)</i>	
Shannon	Condición biológica	Shannon	Condición biológica
> 3	Agua limpia	3.1 - 4.5	Contaminación débil
1-3	Contaminación moderada	2.1 – 3.0	Contaminación ligera
< 1	Contaminación severa	1.1 – 2.0	Contaminación moderada
		0.0 – 1.0	Contaminación severa

Índice de diversidad de Simpson

Este índice considera el número de especies, el total de individuos y la proporción del total de cada especie. Se calculó con la siguiente formula:

$$D = 1 - \lambda$$

Donde λ es igual a la dominancia de Simpson.

Índice de dominancia de Simpson

Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies.

El índice de dominancia de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno 2001). Se calculó con la siguiente ecuación:

$$\lambda = \sum pi^2$$

Donde pi es la abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie dividido entre el número total de individuos de la muestra.

La diversidad beta o entre hábitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales. Está basada en proporciones o diferencias, que

pueden evaluarse con índices de similitud o disimilitud a partir de datos cualitativos (presencia/ausencia) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie) (Moreno 2001).

Coefficiente de similitud de Jaccard

Los coeficientes de similitud expresan el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas. El intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los sitios tienen la misma composición de especies. Para el cálculo se siguió la ecuación:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

- ❖ a= número de especies presentes en el sitio A
- ❖ b= número de especies presentes en el sitio B
- ❖ c= número de especies presentes en ambos sitios A y B

Coefficiente de similitud de Sørensen para datos cuantitativos

Relaciona la abundancia de las especies compartidas con la abundancia total de las dos muestras. Se estimó con la siguiente fórmula:

$$I_{scuant} = \frac{2pN}{aN + bN}$$

Donde:

- ❖ aN = número total de individuos en el sitio A
- ❖ bN= número total de individuos en el sitio B
- ❖ pN= sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios

Índice de Morisita-Horn

Relaciona las abundancias específicas con las abundancias relativas y total. Es altamente sensible a la abundancia de las especies abundantes. Se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$I_{M-H} = \frac{2\sum(an_i \times bn_j)}{(da + db)aN \times bN}$$

Donde:

- ❖ a_{ni} = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A
- ❖ b_{nj} = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B
- ❖ $d_a = \sum a_{ni}^2 / aN^2$
- ❖ $d_b = \sum b_{nj}^2 / bN^2$

Número efectivo de especies

El número efectivo de especies se refiere a las unidades de medición de la “diversidad verdadera”, término acuñado por Jost (2006) para referirse en particular a medidas que conservan las propiedades intuitivamente esperadas del concepto de diversidad, en este caso la propiedad de duplicación descrita por Hill (1973) (véase Moreno et al. 2011). Esta herramienta permite comparar la magnitud de la diferencia en la diversidad (Shannon) de 2 o más comunidades, ya que se comporta de manera lineal (algo que el índice de Shannon no hace por su escala logarítmica) (Moreno et al. 2011). El cálculo se llevó a cabo con la siguiente fórmula:

$$x = \exp(H')$$

Donde $\exp(H')$ es la función exponencial (e^x) del índice de Shannon de una determinada comunidad. El resultado se expresa como número efectivo de especies, especies igualmente comunes o especies equivalentes. La diversidad expresada en número efectivo de especies mide la diversidad que tendría una comunidad integrada por i especies igualmente comunes ($p_1 = p_2 = p_3 = \dots p_s$) (Moreno et al. 2011).

Índices bióticos

Se estimaron índices bióticos para evaluar la condición biológica del ecosistema, la calidad del agua, el grado de contaminación orgánica, a la vez que se valoró la tolerancia a la contaminación de las comunidades de camarones carideos y penaeidos de los sitios muestreados.

Índice biótico

El Índice Biótico (IB) (Hilsenhoff 1977) fue calculado con base a la siguiente ecuación:

$$IB = \frac{\sum(ni * ai)}{N}$$

Donde n_i es el número de individuos de cada especie o género y a_i es el valor de una ponderación dada a cada especie que va de 0-5, en el cual 0 representa a las especies menos resistentes a la contaminación y 5 a las más resistentes a la contaminación. N es el número total de individuos. El valor de a_i fue calculado en base a la abundancia relativa de las especies por sitio de muestreo. La especie con la abundancia relativa mayor se consideró con un valor de 5, en base a ello se utilizó una regla de tres para obtener el resto de las ponderaciones.

Para evaluar la condición biológica del ecosistema se siguió el criterio propuesto por Hilsenhoff (1977) (Tabla 16).

Tabla 16. Condición biológica del ecosistema y calidad del agua con base al Índice Biótico (Modificado por Hilsenhoff 1977).

<i>Valor del IB</i>	<i>Calidad del Agua</i>	<i>Condición Biológica del Ecosistema</i>
<1.75	Excelente	Sin disturbio
1.75-2.25	Buena	Poco disturbio
2.26-3.00	Regular	Disturbio moderado
3.01-3.75	Pobre	Disturbio significativo
>3.75	Muy pobre	Disturbio severo

Índice Biótico de Hilsenhoff ajustado a especie

A fin de evaluar el grado de contaminación orgánica se realizó una modificación del Índice Biótico de Familia de Hilsenhoff (Hilsenhoff 1988) para ajustarse a especie, el cual fue calculado con la siguiente ecuación:

$$IBH = \frac{\sum(n_i * T_i)}{N}$$

Donde n_i es el número de individuos de cada especie o género y T_i es el valor de una ponderación dada a cada especie que va de 0-10, en el cual 0 representa a las especies menos resistentes a la contaminación y 10 a las más resistentes a la contaminación. N es el número total de individuos en la muestra.

El valor de T_i fue calculado en base a la abundancia relativa de las especies por sitio de muestreo. La especie con la abundancia relativa mayor se consideró con un valor de 10, en base a ello se usó una regla de tres para obtener el resto de las ponderaciones. Se siguió el criterio propuesto por Segnini (2003) para evaluar la condición biológica en base al Índice Biótico de Hilsenhoff (Tabla 17).

Tabla 17. Calidad del agua y grado de contaminación orgánica con base en el Índice Biótico de Hilsenhoff (modificado de Seginini, 2003).

Valor de IBH	Calidad del agua	Grado de contaminación
0.00-3.75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
3.76-4.25	Muy buena	Contaminación orgánica ligera
4.26-5.00	Buena	Algo de contaminación orgánica
5.01-5.75	Regular	Contaminación orgánica regular
5.76-6.50	Regular-Pobre	Contaminación orgánica significativa
6.51-7.25	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
7.26-10.00	Muy pobre	Contaminación orgánica severa

Índice de Calidad Béntica

Este índice fue desarrollado por Rosenberg et al. (2004), y se basa en la clasificación de la sensibilidad de las especies muestreadas a lo largo de un gradiente de disturbio ambiental. Asume que las especies sensibles ocurrirán en sitios con alta diversidad, mientras que aquellas tolerantes estarán presentes en muestras con baja diversidad específica. Atribuye puntuaciones de tolerancia a la fauna bentónica con el fin de determinar su sensibilidad a los disturbios ecológicos, y en base a ello se caracterizan los sitios analizados calculando el BQI (índice de calidad béntica por sus siglas en inglés). El índice fue calculado por localidad, es decir, se agruparon los datos de las 3 temporadas de colecta por cada sitio. Este queda expresado como sigue:

$$BQI = \left\{ \sum \left(\frac{A_i}{Tot A} \right) \times ES50_{0.05i} \right\} \times \log_{10}(S + 1)$$

Donde $A_i/Tot A$ es la abundancia promedio de una especie en particular en un sitio, y $ES50_{0.05i}$ es el valor de tolerancia de cada especie i que ocurrió en dicho sitio.

Posteriormente, se suman los promedios y esta suma se multiplica por el logaritmo base 10 del número de especies (S) registradas en cada localidad.

Para la estimación de los valores de tolerancia de las especies ($ES50_{0.05i}$), primero se calculó el número esperado de especies ($ES = \text{expected number of species}$) entre 50 individuos (expresado como $ES50$) de acuerdo con la fórmula de Hurlbert (1971), siguiendo el criterio de Rosenberg et al. (2004):

$$ES50 = \sum \frac{(N - N_i)(N - 50)}{(N - N_i - 50)N}$$

Donde N es el número total de individuos de la muestra, o, para nuestro caso, de cada localidad; N_i es el número de organismos de la especie i de dicha localidad; finalmente, se realizó la sumatoria con los datos de cada especie que da como resultado el valor $ES50$ por sitio de muestreo. Se realizó el mismo procedimiento para las tres localidades y temporadas comprendidas. Estos $ES50$ obtenidos de la ecuación de Hurlbert son indicadores del estrés soportado por una especie en una muestra (Rygg 2002).

Con los resultados de los $ES50$ de la ecuación de Hurlbert se procedió a calcular los valores de sensibilidad de las especies ($ES50_{0.05i}$) por sitio de muestreo, pero considerando las tres épocas. Para ello, se eligió un sitio de muestreo determinado (por ejemplo, Ostión [OT]), y se hizo un listado de todas las especies que allí ocurrieron durante las tres temporadas de visita (Estío, Lluvias y Nortes). Para cada especie en particular, se sumaron los $ES50$ de cada temporada en la que ocurrió dicha especie en ese sitio. Para una especie colectada en Ostión las tres temporadas de muestreo, la sumatoria quedaría como sigue:

$$ES50_{0.05i} (\text{especie } x) = \sum ES50_{\text{osti3n estio}} + ES50_{\text{osti3n lluvias}} + ES50_{\text{osti3n nortes}}$$

Esta suma se fue modificando dependiendo de las temporadas en las que aparecieron las especies.

Posteriormente, se calculó el 5% del producto de la sumatoria anterior. Este valor ha sido postulado como la parte de la población de una especie con mayor tolerancia al disturbio, es decir, representa el mayor nivel de tolerancia para esa especie a lo largo de un gradiente de disturbio ambiental, y constituye a su vez el valor de sensibilidad de dicha especie ($ES50_{0.05i}$) (Rosenberg et al. 2004; Pinto et al. 2009; Leonardsson et al. 2009). Todo este procedimiento se siguió también para las demás especies registradas en la localidad.

Una vez calculados los valores de sensibilidad se estimó el índice de calidad béntica (BQI) utilizando la fórmula antes descrita. Los resultados de este análisis pueden oscilar entre 0 y 20, y se agruparon en rangos de estatus de calidad ecológica (ECoQs) de acuerdo con la clasificación hecha por la European Union Water Framework Directive (WFD) (Pinto et al. 2009) (Tabla 18).

Tabla 18. Rangos de valores del Índice de Calidad Béntica y estatus de calidad ecológica (tomado de Pinto et al. 2009).

Valor del índice	Estatus de calidad ecológica (ECoQs)
1 a <4	Malo
4 a <8	Pobre
8 a <12	Moderado
12 a <16	Bueno
16 a <20	Alto

Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP)

Este índice mide la respuesta de los invertebrados acuáticos a los déficits de oxígeno causados por la contaminación orgánica utilizando patrones de abundancia y diversidad de la comunidad biológica. El análisis de estas respuestas inducidas por la contaminación permite el cálculo de valores de sensibilidad de los diferentes grupos de macroinvertebrados (Ruiz-Picos et al. 2017). El valor del índice se calcula sumando puntuaciones o valores de bioindicación y el resultado se ubica en intervalos de contaminación orgánica.

La estimación del BMWP se hizo en base a una modificación de la metodología utilizada por Ruiz-Picos et al. (2017), la cual consistió en dos pasos: calibración y estimación del BMWP. En el presente estudio se utilizó el nivel taxonómico de especie para la asignación de las puntuaciones.

Calibración

Este paso consistió primero en el cálculo del índice de calidad fisicoquímica y después en la estimación de los valores de bioindicación de cada especie.

El índice de calidad fisicoquímica (P_{eq}) describe la calidad del agua en cada sitio (estación de muestreo) en una escala del 0 al 10. Para su cálculo primero se realizaron promedios de cada parámetro fisicoquímico medido en cada sitio de muestreo abarcando las tres temporadas de estudio. Los parámetros fisicoquímicos considerados en el análisis fueron: pH, salinidad, oxígeno disuelto (OD), temperatura y materia orgánica (MO). Dado que los resultados de MO son porcentuales, estos primero se dividieron entre cien para obtener un valor decimal y luego se transformaron con la siguiente expresión:

$$p' = \sin^{-1} \sqrt{p}$$

Donde p es el porcentaje de MO.

Posteriormente los valores promedio de cada parámetro se normalizaron con la ecuación 1 (EC1): $C_i = \ln(i+1)$, donde C_i es la variable fisicoquímica, e i = promedio de la variable en cuestión. Después cada valor normalizado se estandarizó con la ecuación 2 (EC2):

$$(EC2) \quad C_{i_2} = \frac{C_i - C_{i_{min}}}{C_{i_{max}} - C_{i_{min}}}$$

Donde C_i es la variable fisicoquímica normalizada (producto de EC1); $C_{i_{min}}$ y $C_{i_{max}}$ son los valores máximos y mínimos de dicha variable, los cuales fueron determinados en base a reportes históricos efectuados para el área de estudio (USEPA 2002; Contreras y Castañeda 2004; Hyland et al. 2005). Estos valores máximos y mínimos también deben ser normalizados (EC1) para poder sustituirlos en la EC2. El resultado es un valor C_{i_2} (estandarizado) de cada parámetro fisicoquímico.

Después, cada valor C_{i_2} fue ajustado a una escala del 1-10 utilizando la ecuación 3:

$$(EC3) \quad C_{i_3} = (1 - C_{i_2}) \times 10$$

En el caso específico del OD se siguió el procedimiento inverso: $C_{i_3} = C_{i_2} \times 10$, ya que es un parámetro asociado con buena calidad del agua.

Finalmente, se determinó el índice de calidad fisicoquímica (P_{eq}) para cada sitio de estudio, el cual consiste en un promedio usando las variables C_{i_3} calculadas:

$$P_{eq} = \frac{\sum Ci_3}{ni}$$

Donde ni es el número de parámetros fisicoquímicos incluidos en el análisis. Los valores del P_{eq} fluctuaron del 0 al 10 y fueron incorporados dentro de 10 categorías de calidad o intervalos P_{eq} (0-1, 1-2, 2-3... 9-10).

Para obtener los valores de bioindicación de los taxa analizados se elaboró una matriz de datos utilizando los registros de abundancia de cada especie en cada sitio de muestreo sumando los tres periodos de colecta. Cada abundancia se estandarizó a seis categorías o clases de abundancia: clase 0 (0 organismos), clase 1 (1-3 organismos), clase 2 (4-10), clase 3 (11-33), clase 4 (34-100), y clase 5 (>100).

Para cada especie registrada por sitio, las clases de abundancia fueron agrupadas con el intervalo P_{eq} correspondiente. Previo a ello, en los casos donde una especie apareció en más de un sitio de colecta con el mismo intervalo P_{eq} , se promediaron las clases de abundancia que obtuvo en dichos sitios (Tabla A7). Con ello se obtuvo un solo valor de clase de abundancia representativo de un taxa para un intervalo P_{eq} determinado. Esto se logró sumando las abundancias de dicha especie en los sitios con mismo P_{eq} donde ocurrió y así ubicarla en la clase que le corresponde. Una vez realizado esto, se procedió con el agrupamiento:

El valor de la clase de abundancia indica el número de veces que se tiene que replicar el límite superior del intervalo P_{eq} correspondiente. Por ejemplo, si una especie obtiene un valor de 1 en su clase de abundancia en el intervalo P_{eq} 0-1, un 3 para un intervalo P_{eq} 3-4, un 4 para el intervalo P_{eq} 5-6, y un 2 para el intervalo P_{eq} 6-7, se obtiene la siguiente distribución de clases de abundancia: 1, 4, 4, 4, 6, 6, 6, 6, 7, 7. Con esta serie de datos, el valor de bioindicación para cada especie es calculado obteniendo el quinto percentil de las distribuciones de clase de abundancia a lo largo de los intervalos P_{eq} en los cuales dicha especie estuvo presente. Este valor representa el nivel mínimo de tolerancia de la especie en relación con la contaminación orgánica y, asimismo, es el valor de bioindicación o puntuación que se usa para calcular el BMWP.

Estimación del BMWP

Una vez obtenidos los valores de bioindicación para cada especie de camarón comprendida, se procedió a realizar el cálculo del BMWP, lo cual consistió en la suma de las puntuaciones o valores de bioindicación estimadas para cada especie. El índice fue

evaluado para cada sitio de estudio y temporada de colecta. El resultado obtenido se ubicó en la escala de contaminación orgánica establecida por Roldán-Pérez (2003) (Tabla 19).

Tabla 19. Valores BMWP para el área de estudio y clases de calidad del agua (tomado de Roldán-Pérez 2003).

Valores BMWP	Calidad del agua
>150, 101-120	Aguas muy limpias a limpias
61-100	Aguas ligeramente contaminadas
36-60	Aguas moderadamente contaminadas
16-35	Aguas muy contaminadas
<15	Aguas fuertemente contaminadas

Análisis poblacional

Para evaluar el efecto de los contaminantes a nivel poblacional, se seleccionaron las especies *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Tozeuma carolinense*, por ser importantes en materia de explotación pesquera, tener gran abundancia a lo largo del año y formar una parte esencial de la cadena trófica del ecosistema.

La evaluación consistió primeramente en la identificación taxonómica de los organismos, para luego realizar la toma de datos biométricos: peso en gramos, longitud total y del cefalotórax, y sexo de cada individuo. Una vez teniendo esta matriz de datos se procedió con la determinación del tipo de crecimiento, la estimación del factor de condición y del peso relativo; estos índices, denotan el estado fisiológico de una población, proporcionando información indirecta sobre la disponibilidad de alimento y a su vez del estatus del ecosistema (Murphy et al. 1990).

Determinación del tipo de crecimiento

El parámetro crecimiento, a través de la relación peso-longitud, fue determinado para datos agrupados totales y por sexo. Dicho parámetro fue medido a través de la ecuación con modelo potencial (EC4) propuesta por Ricker (1975), y definida como los ajustes en el peso en función de la longitud:

$$(EC4) W = a * L^b$$

La pendiente (b) es el coeficiente de la regresión que se utiliza para estimar el tipo de crecimiento, siendo este definido como isométrico si $b=3$, alométrico negativo si $b<3$, y alométrico positivo si $b>3$ (Ehrhardt 1981). Para definir el tipo de crecimiento se realizó una prueba de t student con el fin probar la significancia del valor de la pendiente (t student, $p<0.05$) (Sokal y Rohlf 1981), utilizando la siguiente ecuación:

$$t = \frac{b - 3}{Sb}$$

Donde b es la pendiente obtenida de la relación peso-longitud, 3 = valor hipotético de la pendiente (o hipótesis nula), y Sb = es el error estándar de la pendiente. El error estándar de la pendiente se estimó con la fórmula:

$$Sb = \frac{b}{\sqrt{n-2}} \sqrt{\frac{1}{r^2} - 1}$$

Donde b es la pendiente de la relación peso-longitud, n es el número de individuos de la población analizada, y r^2 es el coeficiente de correlación. Posteriormente se compara el valor calculado de t con el tabulado para obtener la significancia del mismo. Si el valor calculado de t es menor que el tabulado, no se rechaza la hipótesis nula y por lo tanto $b=3$.

Factor de Condición y Condición Relativa

Con los resultados de las relaciones peso-longitud de las cohortes analizadas, se calcularon el Factor de Condición (o índice de Fulton) y la Condición Relativa. Estos índices de condición son indicadores del grado de bienestar de las poblaciones de especies acuáticas en su hábitat (Gomiero y Braga 2005). El factor de condición se estimó para cada individuo (camarón) tomando la información arrojada por el modelo potencial (EC4) mediante una modificación a la ecuación:

$$K = \frac{100 W}{L^3}$$

Donde K es el factor de condición, W es el peso de los camarones en gramos, L es la longitud total de los individuos, y 3 es el valor hipotético de la pendiente para un crecimiento isométrico. En el presente estudio, se sustituyó el valor de 3 por el parámetro b de la EC4, ajustando la pendiente según la cohorte analizada (machos, hembras o datos agrupados). La interpretación es que entre mayor sea el valor de K, mejor será la condición de la población. La fórmula modificada quedó como sigue:

$$K = \frac{100 W}{L^b}$$

La condición relativa o peso relativo (W_r) fue propuesta por Le Cren (1951) y es definida como el radio entre el peso individual y el peso estándar de una población (derivado de la relación peso-longitud). Se calculó con la ecuación:

$$W_r = \frac{W}{W_s} \times 100$$

Donde W es el peso observado individual (o peso empírico) y W_s es el peso estándar ajustado a la longitud específica individual, derivado de la relación peso-longitud (Murphy et al. 1990). Esta fórmula también puede ser expresada como sigue:

$$W_r = \frac{W}{aL^b} \times 100$$

Donde L es la longitud individual registrada, y a y b son los parámetros resultantes de la relación peso-longitud de una cohorte determinada. Ambas expresiones se multiplican por 100 para expresar los valores en porcentaje. Cuando el resultado se ubica dentro del rango 80-120 se considera que los ejemplares tienen una condición adecuada, valores menores a 80 reflejan baja condición (Barajas-Martínez 2000). Para el presente estudio, se realizó una modificación a este criterio ajustando los valores de peso relativo dentro de 4 categorías (tabla 20).

Previo a la interpretación, los resultados individuales del factor de condición y la condición relativa se promediaron para obtener un solo valor representativo de cada cohorte analizada.

Tabla 20. Categorías de condición en base a los valores de peso relativo (modificado de Barajas-Martínez 2000).

Valor W_r	Condición de la cohorte
<80	Baja condición
80-120	Condición adecuada
120-160	Condición muy buena
>160	Condición excelente

RESULTADOS

COMUNIDAD BIOLÓGICA

Comunidad carcinológica

Se identificaron un total de 3,089 individuos, pertenecientes a 14 especies, repartidas en 5 familias y 7 géneros. De este total, 3,007 especímenes pertenecieron al grupo de camarones carideos y 82 al de camarones penaeidos (infraorden Caridea y suborden Dendrobranchiata, respectivamente). Las familias quedaron representadas, en orden descendente en cuanto a su abundancia, por: Hippolytidae, Palaemonidae, Penaeidae, Alpheidae y Processidae (Tabla A1). Cabe señalar que además de la identificación taxonómica de los ejemplares, del análisis de la distribución de las especies trascendieron cuatro nuevos registros para la región meridional de Laguna Madre de Tamaulipas y áreas selectas del Golfo de México: *Alpheus* cf. *packardii*, *Hippolyte obliquimanus*, *Palaemon floridanus* y *P. northropi*.

Comunidad de pastos marinos

La comunidad de pastos marinos estuvo representada por tres especies: *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*. Adicionalmente, el análisis de dominancia, frecuencia y densidad para calcular la importancia de cada especie mostró a *S. filiforme* como la más importante en la comunidad vegetal durante las temporadas de estudio, seguida de *H. wrightii* y en menor grado *T. testudinum*.

Listado sistemático de especies de camarones penaeidos y carideos colectadas en los sitios de muestreo del presente análisis (De acuerdo a Martin y Davis 2001).

Subphylum CRUSTACEA Brünnich, 1772

Clase MALACOSTRACA Latreille, 1806

Orden DECAPODA Latreille, 1802

Suborden DENDROBRANCHIATA Bate, 1888

Superfamilia PENAEOIDEA Rafinesque, 1815

Familia PENAEIDAE Rafinesque, 1815

Farfantepenaeus aztecus (Ives 1891)

Farfantepenaeus duorarum (Burkenroad
1939)

Suborden PLEOCYEMATA Burkenroad, 1963

Infraorden CARIDEA Dana, 1852a

Superfamilia PALAEMONOIDEA Rafinesque, 1815

Familia PALAEMONIDAE Rafinesque, 1815

Subfamilia PALAEMONINAE Rafinesque,
1815

Leander tenuicornis Say 1818

Palaemon floridanus Chace 1942

Palaemon northropi Rankin 1898

Palaemon mundusnovus De Grave y
Ashelby 2013

Palaemon pugio De Grave y Ashelby
2013

Palaemon vulgaris De Grave y Ashelby
2013

Superfamilia ALPHEOIDEA Rafinesque 1815

Familia ALPHEIDAE Rafinesque 1815

Alpheus sp.

Alpheus heterochaelis Say 1818

Alpheus cf. *packardii* Kingsley 1880

Familia HIPPOLYTIDAE Spence-Bate 1888

Hippolyte obliquimanus Dana 1852b

Hippolyte zostericola Smith 1873

Tozeuma carolinense Kingsley 1878

Superfamilia PROCEOIDEA Ortman 1896

Familia PROCESSIDAE Ortman 1896

Ambidexter symmetricus Manning y Chace
1971

FAMILIA PENAEIDAE Rafinesque, 1815

Farfantepenaeus aztecus (Ives, 1891)

Penaeus Brasilensis var. *Aztecus* Ives, 1891: 190.

Penaeus (Melicertus) aztecus aztecus: Pérez-Farfante, 1969: 527, figs. 39-50 (sinonimias).

Penaeus (Farfantepenaeus) aztecus: Burukovsky, 1972: 10.—Holthuis 1980: 38.—Hernández-Aguilera y Sosa- Hernández 1982: 21.—Williams 1984: 24, figs. 9-10.

Farfantepenaeus aztecus: Burukovsky, 1997: 154.—Pérez-Farfante y Kensley 1997: 77-79, figs. 39, 40. Gracia y Hernández et al. 2005: 23-65, fig. 4.

Características de reconocimiento: tegumento delgado y liso. Rostro, delgado y sinuoso, presenta de 6-10 dientes dorsales, más el diente epigástrico, y de 1-3 ventrales. Espina hepática bien desarrollada. El petasma con la porción distal de la costilla ventral desarmada en su borde libre. Surco dorsolateral del sexto segmento abdominal ancho. Las láminas laterales del télico con la esquina anteromedial ampliamente divergentes, el proceso posterior con la cresta bifurcada anteriormente (Hernández-Aguilera et al. 2005).

Hábitat: en fondos de limo, turba y en ocasiones calcáreo (Pérez-Farfante 1978). En fondos de arena (Holthuis 1980) y lodosos (Gracia y Soto 1990). Para el presente estudio se encontró sobre sustratos arenosos, arcillosos y lodosos, cubiertos por especies vegetales como *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Thalassia testudinum*.

Material examinado: 70 especímenes; “Ostión”, 8 marzo 2014, 5 individuos (3♀, 2♂); “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 1 individuo (hembra); “Bahía de Catán”, 9 marzo 2014, 5 individuos (3♀, 2♂); “Ostión”, 4 agosto 2014, 3 ejemplares (hembras); “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 19 ejemplares (17♀, 2♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 13 ejemplares (9♀, 4♂); “Ostión”, 17 febrero 2017, 1 individuo (Macho); “Zona Profunda”, 17 febrero 2017, 7 individuos (6♀, 1♂); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 17 ejemplares (13♀, 4♂).

Distribución: desde Martha’s Vineyard, Massachusetts, EE. UU., hasta el Noroeste de Yucatán, México (Hildebrand 1955, Vázquez-Bader y Gracia 1994; Hernández et al. 2005).

Farfantepenaeus duorarum Burkenroad, 1939

Penaeus duorarum Burkenroad, 1939: 31, figs. 23, 25.

Penaeus (Melicertus) duorarum duorarum: Pérez-Farfante 1969: 499, figs. 20-31 (sinonimias).

Penaeus (Farfantepenaeus) duorarum: Burukovsky 1972: 10.—Holthuis 1980: 39.—Williams 1984: 29, figs. 13-14.

Farfantepenaeus duorarum: Burukovsky 1997: 154.—Pérez-Farfante y Kensley 1997: 79. Gracia y Hernández et al. 2005: 23-65, fig. 6.

Características de reconocimiento: tegumento delgado, liso y translúcido. El rostro presenta de 7-9 dientes dorsales y 2-3 ventrales. Surco gastrofrontal amplio. Petasma con la porción distal de a costilla ventral armada con espinas diminutas en su borde libre. El surco dorsolateral del sexto segmento abdominal es estrecho, casi cerrado. Las láminas laterales del télico con las esquinas anteromediales ligeramente divergentes, el proceso posterior con una cresta medial entera (Hernández-Aguilera et al. 2005).

Hábitat: estuarino y marino de aguas someras hasta 55m (Pérez-Farfante 1988). En arena, limo, fango y coral (Williams 1984). En este análisis, preferentemente sobre fondos arenosos cubiertos por pastos marinos.

Material examinado: 12 ejemplares identificados; “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 1 individuo (hembra); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 7 ejemplares (3♀, 4♂); “Ostión”, 17 febrero 2017, 1 individuo (macho); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 3 ejemplares (machos).

Distribución: Bermudas; desde el sur de la Bahía de Chesapeake, Maryland, EE. UU. (Pérez-Farfante 1969; Holthuis 1980) a la Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, México (Chace 1972).

FAMILIA PALAEMONIDAE Rafinesque, 1815

Leander tenuicornis Say, 1818

Leander tenuicornis (Say 1818).--- Holthuis (1952): 155, pls. 41, 42.-- Chace (1972): 19.-- Williams (1984): 65, fig. 43.-- Abele and Kim (1986): 13, 154, 163.—Hernández-Aguilera et al. (2005): 75, fig. 7.

Palaemon tenuicornis (Say 1818): 249.

Características de reconocimiento: rostro alcanzando el ápice de la espina antenal, parte dorsal convexa en las hembras, más recta en los machos. Estilocerito largo y agudo, alcanzando más lejos del segundo segmento del pedúnculo antenular. Espina anterolateral del primer segmento del pedúnculo antenular alcanzando casi el margen posterior del segundo segmento. Caparazón sin sutura branquiostegal (Williams 1984; Hernández et al. 2005).

Hábitat: entre algas del género *Sargassum* sp (Williams 1984). Para este estudio, entre vegetación acuática sumergida de *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, sobre fondos arenosos y arcillosos.

Material examinado: 16 especímenes; “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 3 especímenes (2♀, 1♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 13 especímenes (8♀, 5♂).

Distribución: aguas tropicales y subtropicales de todo el mundo excepto para el Pacífico Este; raro para Canadá y las Islas Falkland (Holthuis 1952; Williams 1984).

Palaemon floridanus Chace, 1942

Palaemon floridanus (Chace 1942).—Holthuis (1952): 197-199, pl. 48, figs. a-j.--
Abele and Kim (1986):14, 155, 169.

Palaemon (Paleander) floridanus (Holthuis 1950).

Características de reconocimiento: rostro delgado y fuertemente curvado hacia arriba, con 7-9 dientes en posición dorsal, 2 o 3 de ellos siendo subapicales. El margen ventral del rostro porta de 5-9 (generalmente 5-7) dientes (Holthuis 1950; Abele y Kim 1986).

Hábitat: en este estudio, sobre fondos arenosos dominados por los pastos marinos *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*. También se asocia con acumulaciones de rodofitas como *Digenia simplex*, *Laurencia poitei* y varias especies de *Gracilaria* (Coen et al. 1981).

Material examinado: 47 especímenes; “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 11 especímenes (9♀, 2♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 35 especímenes (16♀, 19♂); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 1 espécimen (macho).

Distribución: Florida (Chace 1972; Holthuis 1952; Coen 1981), Panamá, Belice (Baeza y Fuentes 2012); Ransom Island, Redfish Bay, Nueces County, South Padre Island, Cameron County, Texas (Streth y Chace 1995).

Observaciones: nuevo registro para Laguna Madre, todo el Golfo mexicano y de Estados Unidos, excepto por los registros de Streth y Chace (1995) y los de Florida. esta especie está cercanamente relacionada con *Palaemon northropi*, ambas fueron diferenciadas por Chace (1942) a través de varias características. Sin embargo, el carácter más consistente de diferenciación es el rostro, el cual es más delgado y posee un mayor número de dientes en el margen ventral que en *P. northropi* (Holthuis 1952). En el material aquí examinado, el número de dientes ventrales del rostro fue mínimamente de cinco.

Palaemon northropi Rankin, 1898

Palaemon northropi Abele and Kim (1986): 14, 155, 169.

Palaemon (Palaeander) northropi (Holthuis 1950):9, 1952: 192 pl. 47.--Chace (1972):21

Leander northropi (Rankin 1898):245; Plate 30, fig. 4.

Características de reconocimiento: rostro curvado hacia arriba, pero en menor grado al compararse con *Palaemon floridanus*; el rostro también es más profundo, con 7-10 dientes dorsales y de 3-4 ventrales. Caparazón con espinas branquiostegal y antenal (Holthuis, 1952).

Hábitat: planicies costeras de arena y fango cercanas a manglares (Chace 1972). En praderas de pastos marinos, sobre fondos arenosos, franco-arenoso y franco-arcillosos.

Material examinado: 8 especímenes; “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 5 especímenes (2♀, 3♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 3 especímenes (1♀, 2♂).

Distribución: región del litoral Este Americano entre Bermuda y Uruguay (Holthuis 1952); Bermuda y Florida hasta Estado de Sao Paulo, Brasil (Chace 1972; Abele and Kim 1986); Panamá, Bahamas, Cuba, Jamaica, Haití, República Dominicana, Puerto Rico, Islas Vírgenes, Venezuela, Brasil y Uruguay (Ferreira et al. 2010); México: Bahía de Chetumal (Castellanos-Osorio 2009), Laguna de Términos, Campeche; Bahía de la Ascensión, Quintana Roo (Chace 1972; Román-Contreras 1988; Hernández-Aguilera 2005).

Observaciones: nuevo registro para Laguna Madre. esta especie puede confundirse con *Palaemon floridanus*, pero se diferencia por presentar de 3-4 dientes en el margen ventral del rostro.

Palaemon mundusnovus De Grave y Ashelby 2013

Palaemonetes intermedius (Holthuis 1949): 94; Fig. 2j-l.--Holthuis (1952): 241. pl. 55, figs. a-f.—Chace (1972):22.-- Williams (1984): 75, fig. 50.-- Abele and Kim (1986): 14, 155, 171.

Características de reconocimiento: el rostro alcanzando o ligeramente rebasando la espina antenal. Los dientes dorsales alcanzando la punta, que a menudo se presenta bifurcada. Con 4 o 5, rara vez 3, dientes ventrales. Dactilo del segundo pereiópodo con un diente pequeño y de punta roma (Abele y Kim 1986). En el material analizado, el número de dientes típicamente observados fue de cuatro, oscilando de tres a cinco.

Hábitat: aguas estuarinas, preferentemente sobre vegetación acuática sumergida (Hernández-Aguilera 2005)ltz. Se encontró en mayor número sobre fondos lodosos cubiertos por *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*, cerca de bancos naturales de ostión, asociándose también, pero en menor medida, a praderas de *Thalassia testudinum*.

Material examinado: 229 especímenes; “Ostión”, 8 marzo 2014, 49 especímenes (44♂, 5♀); “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 1 espécimen (macho); “Bahía de Catán”, 9 marzo 2014, 14 especímenes (5♀, 9♂); “Ostión”, 4 agosto 2014, 86 especímenes (30♀, 57♂); “Ostión”, 17 febrero 2017, 36 especímenes (17♀, 19♂); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 43 especímenes (29♀, 14♂).

Distribución: Vineyard Sound, Massachusetts, to Port Aransas, Texas (Holthuis 1952); Laguna de Mecoacán, Tabasco; Laguna de Términos, Campeche; Bahía de la Ascensión, Quintana Roo; Isla Arenas, Yucatán, México (Chace 1972; Williams 1984; Román-Contreras 1988; Domínguez et al. 2003; Barba et al. 2005; Hernández et al. 2005; Barba-Macías 2012, como *Palaemonetes intermedius*).

Observaciones: especie referida como *Palaemonetes intermedius* en toda la literatura, con excepción de los sinónimos enlistados en Holthuis (1952), pero que no tienen validez actual y que además fue renombrada como *Palaemon mundusnovus* **nom. nov.** por De Grave y Ashelby (2013).

Palaemon pugio De Grave y Ashelby, 2013

Palaemonetes pugio (Holthuis 1949): 95, figs. 2 m-o.-- Holthuis (1952): 244, pl. 55, figs. g-l.-- Williams (1984): 76. Fig. 51.-- Abele and Kim (1986): 14, 155, 171.—Hernández et al. (2005): 80, 81, fig. 13.

Características de reconocimiento: el rostro alcanzando o rebasando el margen posterior de la escama antenal, con 7-10 dientes dorsales, uno por detrás del margen orbital, 2 a 5, generalmente 3, dientes ventrales. Ambos márgenes del rostro con una porción desarmada en forma de daga previa al ápice. Dedos del segundo pereiópodo sin dientes en los bordes cortantes (Williams 1984; Abele y Kim 1986).

Hábitat: estuarios, especialmente entre praderas de vegetación acuática sumergida (Williams 1984). Durante las colectas llevadas a cabo en el presente estudio, ocurrió sobre fondos arenosos y franco-arenosos compuestos por vegetación de *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*.

Material examinado: 33 especímenes; “Ostión”, 8 marzo 2014, 1 espécimen hembra; “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 1 espécimen macho; “Ostión”, 4 agosto 2014, 17 especímenes (6♀, 11♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 3 especímenes hembras; “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 11 especímenes (7♀, 4♂).

Distribución: norte de Massachusetts hasta Texas (Holthuis 1952); intermitente desde Verte River, tres millas al Oeste de St. Modeste, Quebec, hasta cerca de Yarmouth, Nova Scotia, Newcastle and East Brunswick, Maine (Bousfield and Laubitz 1972; Williams (1974,1984); Isla Verde, Veracruz; Laguna de Mecoacán, Tabasco; Laguna de Términos, Tenabo, Isla Arena, Laguna de Pom, Campeche; Puerto Progreso, Yucatán; Akumal, Quintana Roo (Zarur 1962; Román-Contreras 1988; Rodríguez et al. 2000; Domínguez et al. 2003; Barba et al. 2005; Barba-Macías 2012).

Observaciones: especie renombrada como *Palaemon pugio* **comb. nov.** por De Grave y Ashelby (2013).

Palaemon vulgaris De Grave y Ashelby, 2013

Palaemonetes vulgaris (Say 1818): 248. -- Holthuis (1952): 231, pl. 54. figs. f-l. -- Williams (1984): 72, fig. 49. – Abele and Kim (1986): 15, 155, 171.

Características de reconocimiento: rostro con 2 dientes por detrás del margen de la órbita, dientes alcanzando la punta, y 3 a 5 dientes ventrales. Dactilo del segundo pereiópodo con 2 dientes, dedo fijo con un diente en el borde cortante (Abele y Kim 1986).

Hábitat: ambientes estuarinos, especialmente en praderas de vegetación acuática sumergida (Williams 1984). Fue encontrado sobre fondos franco-arcillosos y franco-arenosos; compuestos por *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y en menor medida *Thalassia testudinum*; en zonas de inundación mareal con presencia de bancos ostrícolas y en pequeñas terrazas estuarinas en la zona profunda de la laguna aledañas a canales de navegación y circulación del agua.

Material examinado: 355 ejemplares; “Ostión”, 8 marzo 2014, 1 espécimen macho; “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 96 especímenes (62♀, 34♂); “Ostión”, 4 agosto 2014, 15 especímenes hembras; “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 75 especímenes (40♀, 35♂); “Ostión”, 17 febrero 2017, 104 especímenes (45♀, 59♂); “Zona Profunda”, 17 febrero 2017, 64 especímenes (30♀, 34♂).

Distribución: sur del Golfo de St. Lawrence, Canadá desde northern Cape Breton Island a Port Isabel; Northumberland Strait a St. Simons Inlet y Miscou Harbor cerca de Portage Bay; al sur en Cameron County, Texas; Laguna de Tamiahua, Veracruz; Laguna Mecoacán, Tabasco; Río Champotón, Laguna de Términos, Campeche; cerca de Progreso, Yucatán; Puerto Morelos, Punta Hualapich y Akumal, Quintana Roo (Bousfield 1956; Holthuis 1952; Bousfield and Laubitz 1972; Williams 1984; Román-Contretas 1988; Barba et al. 2005; Barba-Macías 2012).

Observaciones: renombrada como *Palaemon vulgaris* **comb. nov.** por De Grave and Ashelby (2013).

Alpheus sp.

Alpheoides (Paulson 1875): 1-144, Plates 1-22.

Asphalius (Roux 1831): 1-39, 4 tables.

Autonomaea (Risso 1816): 166, 3 plates.

Crangon (Weber 1795): 1-171.

Características de reconocimiento: epipoditos presentes en al menos los dos primeros pares de pereiópodos; ojos parcialmente ocultos por una deflexión o curvatura del margen anterior del caparazón, dejando expuesta su porción anteroventral. Sin una placa movable en el ángulo posterolateral del sexto segmento abdominal (Chace 1972).

Hábitat: en sustratos franco-arenosos y arenosos cubiertos por vegetación de pastos marinos (*Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Thalassia testudinum*).

Material examinado: 17 ejemplares; “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 11 individuos (4♂, 7♀); “Bahía de Catán”, 9 marzo 2014, 5 ejemplares (4♀, 1♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 1 ejemplar (Macho).

Distribución: aguas tropicales y subtropicales de todo el mundo (Kim y Abele 1988).

Observaciones: material dañado, todos los ejemplares careciendo del quelípedo mayor y algunos también del menor. El resto de pereiópodos presentó integridad variable, a veces sin varios artejos, dificultando el proceso de identificación taxonómica. El quelípedo mayor es una característica importante para la determinación a nivel especie, razón por la cual los individuos se determinaron como *Alpheus* sp.

Alpheus heterochaelis Say, 1818

Crangon heterochaelis (Hay y Shore 1918): 386, fig. 8.

Características de reconocimiento: cubierta ocular desarmada y prominente, separada del rostro por depresiones rostro-orbitales poco profundas. El primer par de pereiópodos con el mero desarmado disto-ventralmente. Quelípodo mayor grueso, levemente setoso; el margen distal del propodio y dactilo redondeado; margen superior e inferior del propodio con muescas profundas próximas a la articulación con el dactilo, formando depresiones en forma de silla de montar. Quela menor sexualmente dimórfica, con setosidades en el dactilo en ambos sexos; los machos con cerdas setosas accesorias en el margen opuesto del propodio, asemejando una cabeza de ballena (“balaeniceps shape”) (Williams 1984).

Hábitat: aguas poco profundas y tranquilas, en zonas intermareales de fondos fangosos y arenosos con presencia de bancos ostrícolas o rocas (Hernández et al. 2005). Especie encontrada principalmente en sustratos franco-arcillosos, franco-arenosos y arenosos, con presencia de pastos marinos.

Material examinado: 16 especímenes. “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 5 especímenes (4♀, 1♂); “Ostión”, 4 agosto 2014, 3 especímenes (1♀, 2♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 1 espécimen (macho). “Ostión”, 17 febrero 2017, 5 especímenes (4♀, 1♂); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 2 especímenes hembra.

Distribución: Parte baja de la Bahía de Chesapeake (Estados Unidos) al Sur y Oeste a través del Golfo de México, Cuba, Curaçao (Williams 1984); Bermuda (Verrill 1922); Surinam (Chace 1972); estado de Paraíba, Brasil (Hernández-Aguilera 2005); en México está reportado para Veracruz (Hermoso-Salazar and Martínez Guzmán 1991; Hernández-Aguilera (1996); Rodríguez et al. (2000). Cayo Arenas, Cayos Arcas, Campeche; Isla Pérez, Arrecife Alacrán, Yucatán (Hernández-Aguilera 1996). Laguna de Términos, Campeche (Román-Contreras 1988). Puerto Morelos, Quintana Roo (Markham et al. 1990).

Alpheus cf. packardii Kingsley, 1880

Alpheus packardii (Kingsley 1880): 417.— Verril (1922): 80, pl. 20, figs. 2, 5; pl. 21, fig. 5; pl. 22, fig. 7; pl. 23, figs. 6c-d; pl. 25, figs. 4, 4a; pl. 31, figs. 1b-1, 2b-u, 3u-t.

Alpheus normanni (Kingsley 1878):93.—Chace (1972):68.— Williams (1984):97, fig. 66.— Abele and Kim (1986):18, 198, 211.— Hernández-Aguilera et al. (2005): 145, fig. 17.

Características de reconocimiento: rostro carinado, alcanzando la longitud del primer segmento del pedúnculo antenular. Quela mayor gruesa, débilmente setosa; margen superior del propodio con una muesca profunda próxima a la articulación con el dactilo; el margen inferior del propodio carece de la muesca correspondiente. Quelípido menor con dimorfismo sexual; en machos presenta una muesca en la porción dorsal, cercana a la articulación con el dactilo; en los machos el dactilo muestra setosidades que forman una cresta asemejando la cabeza de una ballena “balaeniceps shaped”, hembras sin cresta (Hernández-Aguilera et al. 2005).

Hábitat: fondos rocosos y arenosos, o cerca de hojas y rizomas de pastos marinos (Hendrix 1971). En zonas someras cercanas a las orillas o a canales de navegación; fondos arenosos, franco-arenosos y franco-arcillosos cubiertos por praderas de *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Thalassia testudinum* para el presente trabajo.

Material examinado: 25 especímenes; “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 14 especímenes (7♀, 7♂); “Bahía de Catán”, 9 marzo 2014, 11 especímenes (4♀, 7♂).

Distribución: como *Alpheus normanni* en Bermuda; cerca de Cape Charles, Virginia; Key West, Florida a Texas (Christoffersen 1979); parte baja de la Bahía de Chesapeake, a través del Golfo de México, Indias Occidentales a Sao Paulo, Brasil, Golfo de California y Panamá (Chace 1972; Williams 1984; Abele and Kim 1986); Veracruz y Yucatán, México (Hernández-Aguilera et al. 1996). Isla Cozumel y Bahía de la Ascensión, Quintana Roo (Chace 1972). En México como *Alpheus packardii* en Bahía de la Ascensión, Bahía del Espíritu Santo, Arrecife Mahahual (Román-Contreras y Martínez-Mayén 2010); Isla Verde, Arrecife Hornos, Isla de Sacrificios, Isla de Enmedio, Veracruz (Hermoso-Salazar y Arvizu-Coyotzi 2015).

Observaciones: nuevo registro para Laguna Madre de Tamaulipas. Especie determinada como *Alpheus cf. packardii* en base a la incertidumbre involucrada en su establecimiento taxonómico.

FAMILIA HIPPOLYTIDAE Spence-Bate, 1888

Hippolyte obliquimanus Dana, 1852b

Hippolyte obliquimanus (Dana 1852b):24.—d'Undekem d'Acoz (1997): 470, figs. 1, 2.—Hernández-Aguilera et al. (2005): 112, Fig. 12.

Hippolyte curacaoensis (Schmitt 1924): 68, fig. 4.—Chace (1972): 111, figs. 44, 45.—Williams (1984): 117, fig. 81.—Abele and Kim (1986): 21, 231, 237.

Características de reconocimiento: rostro alcanzando el margen posterior del pedúnculo antenular en ambos sexos, con 3-4 dientes dorsales, 1-3 ventrales y con una carina lateral bien formada abarcando el primer tercio de su longitud. Estilocerito delgado, sin alcanzar el margen distal del primer segmento del pedúnculo antenular. Primer segmento del pedúnculo antenular con 1-3 espinas anterolaterales (Williams 1984; Hernández-Aguilera et al. 2005).

Hábitat: fondos arenosos y fangosos, asociándose con algas y pastos. Para este trabajo en áreas de terrazas lagunares aledañas a canales de navegación interna, fondos de franco-arenosos a franco-arcillosos cubiertos por pastos marinos.

Material examinado: 1 espécimen (macho), “Zona Profunda”, 8 marzo 2014.

Distribución: Carolina del Norte, Florida, Cuba, Saint Christopher, Antigua, Carriacaou, Tobago, Guadalupe, Puerto Rico, Venezuela y Brasil (d' Udekem d' Akoz 1997); para México en Laguna de Términos, Campeche (Escobar 1984; Román-Contreras 1988); en Veracruz y Yucatán (Hernández-Aguilera et al. 1996); Sabancuy, Ciudad del Carmen, Campeche y Laguna de Tamiahua, Veracruz (Rodríguez et al. 2000); Bahía de la Ascención, Bahía del Espíritu Santo y laguna arrecifal de Mahahual, Quintana Roo (Román-Contreras y Martínez-Mayen 2009); así como en el sistema arrecifal veracruzano (Hermoso-Salazar y Arvizu-Coyotzi 2015).

Observaciones: nuevo registro para Laguna Madre de Tamaulipas.

Hippolyte zostericola Smith, 1873

Hippolyte zostericola (Smith 1873).—Chace (1972), figs. 49, 50.—Williams (1984): 118, fig. 83.—Abele and Kim (1986): 22, 231, 239.—Hernández et al. (2005): 114, fig. 13, Lám. 2, fig. B.

Virbius zostericola (Smith 1873): 550; Plate 3, g. 11.

Características de reconocimiento: hembras adultas con el rostro sobrepasando el pedúnculo antenular, en los machos queda cerca del margen distal del segundo segmento del pedúnculo antenular; con 1-3 (usualmente 2) dientes dorsales, 1-4 ventrales. Caparazón con espina antenal y una espina hepática fuerte. Estilocerito delgado, quedando a mediación del primer segmento del pedúnculo antenular. Primer segmento del pedúnculo antenular sin espinas (Williams 1984; Hernández et al. 2005).

Hábitat: praderas de vegetación en hábitats de agua somera. Especie abundante en el área de estudio, habitando pastos marinos compuestos por *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Thalassia testudinum*, sobre sustratos arenosos, franco-arenosos y franco-arcillosos.

Material examinado: 1825 individuos; “Ostión”, 8 marzo 2014, 294 especímenes (240♀, 54♂); “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 312 especímenes (307♀, 5♂); “Bahía de Catán”, 9 marzo 2014, 64 especímenes (hembras); “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 21 especímenes (hembras); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 8 especímenes (7♀, 1♂); “Ostión”, 17 febrero 2017, 248 especímenes (170♀, 78♂); “Zona Profunda”, 17 febrero 2017, 856 especímenes (599♀, 255♂); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 22 especímenes (21♀, 1♂).

Distribución: Massachusetts (Chace 1972) a Florida (Zupo and Nelson 1999), a lo largo del litoral del Golfo de México desde Redfish Bay, Texas (Hernández et al. 2005), hasta Laguna de Términos, Campeche (Román-Contreras 1988; Román-Contreras y Romero-Rodríguez 2005), y en Ceará, Brasil (Fausto-Filho 1975). Bermuda (Markham y McDermott 1980) hasta Trinidad y Curaçao (Chace 1972). También presente en el Pacífico este: San Antonio, Municipio de Robles, Tumaco, oeste de Colombia (Wicksten 1989; Lemaitre y Álvarez-León 1992). Bahía del Espíritu Santo, Laguna Mahahual, Bahía de la Ascensión, Cayo Culebras, Vigía Chico, Quintana Roo (Chace 1972; Markham et al. 1990; Román-Contreras y Martínez-Mayén 2009).

Tozeuma carolinense Kingsley, 1878

Tozeuma carolinense (Kingsley 1878).---Chace (1972): 141.—Williams (1984): 138, fig. 97.—Abele and Kim (1986): 22, 235, 247.—Hernández et al. (2005): 111, fig. 10, Lám. 2, fig. A.

Tozeuma carolinensis (Kingsley 1878): 90.--Voss (1956): 359, fig. 1.

Angasia carolinense (Hildebrand 1958): 159.

Características de reconocimiento: rostro elongado, casi dos veces la longitud del caparazón, sin dientes dorsales en el rostro y hasta 19 dientes ventrales. Caparazón con espina supra-orbital. Telson con dos pares de espinas dorsales (Williams 1984; Hernández-Aguilera et al. 2005).

Hábitat: agua somera, usualmente en praderas de pastos marinos. Preferentemente en zonas de pastos marinos sobre fondos arenosos, pero también ocurrió sobre sustratos franco-arenosos y franco-arcillosos.

Material examinado: 433 individuos; “Ostión”, 8 marzo 2014, 2 especímenes (hembras); “Zona Profunda”, 8 marzo 2014, 35 individuos (14♀, 21♂); “Bahía de Catán”, 9 marzo 2014, 67 especímenes (33♀, 34♂); “Zona Profunda”, 5 agosto 2014, 73 individuos (44♀, 29♂); “Bahía de Catán”, 5 agosto 2014, 238 especímenes (193♀, 45♂); “Zona Profunda”, 17 febrero 2017, 4 especímenes (2♀, 2♂); “Bahía de Catán”, 18 febrero 2017, 14 especímenes (12♀, 2♂).

Distribución: Vinyard Sound, Massachusetts (Williams 1984), hasta Sao Paulo, Brasil (Christoffersen 1998), incluido el Golfo de México y Yucatán (Williams 1984; Hernández-Aguilera 1996); Bermuda (Markham and McDermott 1980); Cuba (Martínez-Iglesias et al. 1996) hasta Isla Santa Lucía y Curaçao (Chace 1972). Veracruz, Laguna de Términos, Campeche; Bahía de la Ascensión, Puerto Morelos, Isla Cozumel, Vigia Chico, Quintana Roo (Chace 1972; Román-Contreras 1988; Markham et al. 1990; Hernández-Aguilera et al. 1996).

FAMILIA PROCESSIDAE Ortman, 1896

Ambidexter symmetricus Manning y Chace, 1971

Características de reconocimiento: espina antenal presente. Estilocerito redondeado lateralmente, desarmado. El primer par de pereiópodos con quelas, careciendo de exópodos. Los segundos pereiópodos simétricos, con 4 articulaciones en el mero, y de 9-10 en el carpo. Carpo del quinto pereiópodo más largo que el propodio. Quinta somita abdominal desarmada posterolateralmente. Esternitos abdominales desarmados (Manning y Chace 1971).

Hábitat: especie de infauna de sustratos arenosos (Barba-Macías 1999); planicies arenosas y fangosas con vegetación de *Diplanthera* y *Thalassia* (Manning y Chace 1971; Abele 1972). En este análisis fue encontrado en zonas de inundación mareal, con presencia de bancos de ostión y sustratos franco-arenosos cubiertos por praderas de pastos marinos.

Material examinado: “Ostión”, 8 marzo 2014, 1 espécimen (hembra).

Distribución: Golfo de México, hasta Trinidad (Chace 1972); Atlántico oeste desde Florida hasta Brasil (Christoffersen 1998); Tamaulipas, México; Lousiana Florida Puerto Rico, Trinidad (Abele 1972).

Índices de diversidad e Índices bióticos

Índices de diversidad

Los índices utilizados para evaluar la estructura de las comunidades de camarones penaeidos y carideos se basaron en las abundancias registradas de cada especie.

La familia Hippolytidae presentó mayor número de organismos al contabilizar un total de 2,259 individuos, siendo *Hippolyte zostericola* la especie más dominante, seguida de *Tozeuma carolinense*. Ambas fueron también las más numerosas de toda la comunidad de camarones analizada; le siguió Palaemonidae con un total de 688 especímenes; Penaeidae con 82; Alpheidae con 58 individuos; y finalmente Processidae con 1 organismo. Por localidad, en orden decreciente la abundancia se repartió en “Zona Profunda” (ZP), “Ostión” (OT) y “Bahía de Catán” (BC); por periodo de muestreo el orden de abundancia quedó como sigue: nortes > secas > lluvias (Tabla A1 en anexo al final del capítulo).

Durante la temporada de secas o estío (marzo), BC fue la localidad que presentó la mayor diversidad (Shannon, Simpson, número efectivo de especies), así como la mayor equidad (Pielou) y menor dominancia (Simpson); esta fue seguida por ZP, con mayor riqueza de especies, pero menor diversidad y equidad, mayor dominancia y un número efectivo de especies (NE) intermedio; finalmente, la localidad OT fue la menos diversa y uniforme, mostrando el máximo valor de dominancia para la temporada (Tabla 21). Por otro lado, la diversidad beta (comparación entre comunidades) destacó una mayor similitud entre OT y ZP, mientras que la menor quedó entre OT y BC (Tabla 22).

En temporada de lluvias (agosto) la diversidad y equidad fueron mayores en ZP; por otro lado, BC fue la estación con mayor dominancia y menor uniformidad; finalmente, OT mostró la menor riqueza e índice de Shannon registrados (Tabla 21). La diversidad beta expone mayor similitud entre ZP y BC, mientras que las localidades menos similares resultaron ser OT y BC (Sørensen y Morisita) (Tabla 22).

Para época de nortes la diversidad y uniformidad fueron mayores en BC (Shannon, Simpson, Pielou y número efectivo de especies), mientras que fueron menores en ZP, y OT mostró valores intermedios (Tabla 21). Por otro lado, los índices de similitud entre comunidades fueron máximos para OT-ZP (Sørensen y Morisita) y mínimos entre ZP-BC (Tabla 22).

Tabla 21. Índices de diversidad alfa estimados para cada localidad durante las tres épocas de muestreo (OT = Ostión; ZP = Zona profunda; BC = Bahía de Catán; RE= Riqueza de especies; NE = Número efectivo de especies).

Sitio	Temporada	RE	Shannon	Simpson	Dominancia	Pielou	NE
					Simpson		
OT	Secas	7	0.5659	0.2868	0.7132	0.2908	1.7610
	Lluvias	5	0.9618	0.4844	0.5156	0.5697	2.61
	Nortes	6	0.9475	0.528	0.472	0.5288	2.57
ZP	Secas	9	1.06	0.5228	0.4772	0.4866	2.8863
	Lluvias	9	1.54	0.7273	0.2727	0.701	4.66
	Nortes	4	0.3215	0.1498	0.8502	0.2319	1.37
BC	Secas	6	1.333	0.6751	0.3249	0.744	3.7924
	Lluvias	10	1.04	0.4408	0.5592	0.4336	2.82
	Nortes	8	1.666	0.7687	0.2313	0.8013	5.29

Tabla 22. Índices de diversidad beta estimados entre localidades para cada temporada de muestreo.

Temporada	Sitios	Jaccard	Sörensen	Morisita
Secas (marzo 2014)	OT-ZP	0.6	0.7237	0.9206
	OT-BC	0.444	0.3275	0.6498
	ZP-BC	0.666	0.3655	0.7495
Lluvias (agosto 2014)	OT-ZP	0.1666	0.1081	0.5993
	OT-BC	0.2307	0.0313	0.1074
	ZP-BC	0.5382	0.4210	0.7685
Nortes (febrero 2017)	OT-ZP	0.4285	0.472	0.9064
	OT-BC	0.555	0.244	0.5176
	ZP-BC	0.333	0.0632	0.3922

Finalmente, se ubicaron los valores obtenidos del índice de Shannon en una escala de clasificación de la condición biológica de ecosistemas acuáticos basada en los criterios de Wilhm y Dorris (1968) y Staub et al. (1970). Los resultados indicaron un nivel general de contaminación moderada–severa de acuerdo a ambos criterios utilizados (Tabla 23).

Tabla 23. Análisis de contaminación de los sitios muestreados con base en los resultados del índice de Shannon.

Sitio	Temporada	Shannon	Condición biológica (contaminación del agua)	
			<i>Wilhm y Dorris (1968)</i>	<i>Staub et al. (1970)</i>
OT	Secas	0.5659	Severa	Severa
	Lluvias	0.9618	Severa	Severa
	Nortes	0.9475	Severa	Severa
ZP	Secas	1.06	Moderada	Severa
	Lluvias	1.54	Moderada	Moderada
	Nortes	0.3215	Severa	Severa
BC	Secas	1.333	Moderada	Moderada
	Lluvias	1.04	Moderada	Severa
	Nortes	1.666	Moderada	Moderada

Índices bióticos

Índice Biótico (Hilsenhoff 1977)

Los resultados del Índice Biótico (IB) oscilaron de 3.03–4.62, reportando una calidad del agua de pobre–muy pobre y una condición biológica del ecosistema con disturbio significativo–severo (Tabla 24). Por temporada, marzo (secas) fue el que presentó mayor disturbio y menor calidad del agua, excepto en Zona profunda; no obstante, en esta misma estación se obtuvo el máximo valor de IB durante febrero (nortes), indicando calidad del agua muy pobre y nivel de disturbio severo. En general, la calidad del agua y la condición biológica del ecosistema fueron mejor en temporada de lluvias; asimismo, destacó Bahía de Catán en febrero (nortes) por haberse obtenido el mínimo valor de IB, así como la mejor calidad del agua y condición biológica.

Tabla 24. Estatus del ecosistema con base al análisis del Índice Biótico (Hilsenhoff 1977)

Sitio	Temporada	IB	Calidad del agua	Condición biológica del ecosistema
OT	Secas	4.281	Muy pobre	Disturbio severo
	Lluvias	3.71	Pobre	Disturbio significativo
	Nortes	3.75	Pobre	Disturbio significativo
ZP	Secas	3.638	Pobre	Disturbio significativo
	Lluvias	3.80	Muy pobre	Disturbio severo
	Nortes	4.62	Muy pobre	Disturbio severo
BC	Secas	4.021	Muy pobre	Disturbio severo
	Lluvias	3.79	Muy pobre	Disturbio severo
	Nortes	3.03	Pobre	Disturbio significativo

Índice Biótico de Hilsenhoff ajustado a especie

El Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH) reportó valores de 6.07–9.24, lo que fue equivalente a una calidad del agua regular–pobre a muy pobre y un grado de contaminación orgánica que osciló de significativa a severa (Tabla 25). Similar al Índice Biótico, la temporada con mayor repetición de peores condiciones fue secas o estiaje (marzo), excepto para la estación Zona Profunda que tuvo una mejor calidad del agua y menor contaminación orgánica en la misma temporada. Las condiciones mejoraron ligeramente para la época lluviosa en las 3 estaciones, pero sin disminuir el nivel de calidad del agua y de contaminación orgánica. La localidad Bahía de Catán durante febrero (nortes) fue la mejor posicionada para ambos parámetros de integridad, mientras que, durante este mismo muestreo, Zona Profunda reportó las peores condiciones de todo el análisis en función de este índice.

Tabla 25. Calidad del agua y grado de contaminación orgánica con base en los resultados del Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH).

Sitio	Temporada	IBH	Calidad del agua	Contaminación orgánica
OT	Secas	8.56	Muy pobre	Severa
	Lluvias	7.43	Muy pobre	Severa
	Nortes	7.51	Muy pobre	Severa
ZP	Secas	7.29	Muy pobre	Severa
	Lluvias	7.59	Muy pobre	Severa
	Nortes	9.24	Muy pobre	Severa
BC	Secas	8.04	Muy pobre	Severa
	Lluvias	7.58	Muy pobre	Severa
	Nortes	6.07	Regular-Pobre	Significativa

Índice de Calidad Béntica

Los resultados de las variables requeridas en la estimación del Índice de Calidad Béntica (ES50 y ES50_{0.05i}) por localidad muestreada se resumen en la Tabla A2-A4 (anexo).

Los valores resultantes del BQI (Índice de Calidad Béntica) se estimaron para cada localidad considerando los datos de las 3 temporadas de colecta, y quedaron dentro del rango de mala calidad ecológica para los 3 sitios evaluados de acuerdo al criterio de la European Union Water Framework Directive (WFD) (Tabla 26).

Tabla 26. Valores del BQI y estatus de calidad ecológica para cada estación de muestreo.

Localidad	BQI	Estatus de calidad ecológica (ECoQs)
Ostión	1.0043	Malo
Zona profunda	1.40	Malo
Bahía de Catán	1.38	Malo

Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP)

El cómputo de este índice requirió dos etapas mayores: calibración y estimación (sumatoria de los valores de indicación). La calibración, a su vez, consistió primero en el cálculo del índice de calidad fisicoquímica (P_{eq}) para determinar los intervalos P_{eq} , cuyas variables y resultados se resumen en la Tabla A5 (anexo); y después se obtuvieron los valores de indicación de las especies con el quinto percentil de una serie de números derivada de agrupar las abundancias específicas con los intervalos P_{eq} de cada sitio (véase metodología). Esta matriz de datos se expone en la Tabla A6 (anexo). Cabe mencionar que no se obtuvieron los valores de bioindicación de *Hippolyte obliquimanus* y *Ambidexter symmetricus* ya que su escaso número (1 individuo cada una) no permitió elaborar la distribución de clases de abundancias necesaria para estimar el quinto percentil, por lo que fueron descartadas del análisis.

Finalmente, la estimación del BMWP se efectuó sumando los valores de bioindicación de cada especie (Tabla 27) resultando en una calificación final para cada sitio y temporada de estudio. Los puntajes oscilaron de 30-64, equivalente a aguas muy contaminadas–ligeramente contaminadas de acuerdo con la escala de contaminación orgánica establecida por Roldán-Pérez (2003) (Tabla 28).

Tabla 27. Valores de bioindicación de las especies consideradas para el cálculo del BMWP.

Especie	Valor de sensibilidad
<i>Alpheus heterochaelis</i>	6
<i>Alpheus</i> cf. <i>packardii</i>	7
<i>Alpheus</i> sp.	7
<i>Hippolyte zostericola</i>	6
<i>Tozeuma carolinense</i>	6
<i>Leander tenuicornis</i>	7
<i>Palaemon floridanus</i>	7
<i>Palaemon northropi</i>	7
<i>Palaemon mundusnovus</i>	6
<i>Palaemon pugio</i>	6

Tabla 27. Valores de bioindicación de las especies consideradas para el cálculo del BMWP (Continuación).

<i>Palaemon vulgaris</i>	6
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	6
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	6

Tabla 28. Puntajes del BMWP para cada localidad y temporada de estudio, y calidad del agua correspondiente (Roldán-Pérez 2003).

Localidad	Época	BMWP	Calidad del agua
OT	Secas	36	Moderadamente contaminada
	Lluvias	30	Muy contaminada
	Nortes	36	Moderadamente contaminada
ZP	Secas	56	Moderadamente contaminada
	Lluvias	51	Moderadamente contaminada
	Nortes	30	Muy contaminada
BC	Secas	38	Moderadamente contaminada
	Lluvias	64	Ligeramente contaminada
	Nortes	49	Moderadamente contaminada

ANÁLISIS POBLACIONAL

Se procesaron 2200 individuos, 960 pertenecen a la especie *Farfantepenaeus aztecus*, 828 a *F. duorarum* y 412 a *Tozeuma carolinense*, que fueron colectados durante dos temporadas: secas y lluvias (marzo y agosto de 2014, respectivamente). Con los datos biométricos se analizaron el tipo de crecimiento, condición (índice K o de Fulton) y condición relativa para 3 cohortes de cada especie: datos agrupados, machos y hembras. Los resultados numéricos de cada parámetro y cohorte medidos para este análisis se detallan en la Tabla A8 (anexo).

Determinación del tipo de crecimiento

El análisis de regresión potencial y la prueba T para probar el valor de la pendiente de las cohortes consideradas reportaron que para el camarón café *Farfantepenaeus aztecus* el tipo de crecimiento fue mayormente isométrico, pero también alométrico positivo durante la temporada lluviosa (agosto). Los machos de esta especie tuvieron un crecimiento isométrico en ambas temporadas, mientras que para las hembras fue tanto isométrico (secas) como alométrico positivo (lluvias) (figuras 5-7; Tabla A8). Por otro lado, las poblaciones de camarón rosado *F. duorarum* presentaron crecimiento diferencial por temporada, siendo alométrico negativo e isométrico durante la estación seca y lluviosa, respectivamente; por sexos, los machos crecieron con un patrón alométrico negativo en marzo e isométrico en agosto, mientras que las hembras tuvieron crecimiento isométrico para ambas temporadas (figuras 8-10; Tabla A8). Finalmente, la poblaciones del carideo *Tozeuma carolinense* reportaron crecimiento isométrico y alométrico positivo, respectivamente, para secas y lluvias; los machos crecieron con alometría negativa para ambas temporadas, en tanto que las hembras sostuvieron un patrón isométrico en ambos tiempos de estudio (figuras 11-13; Tabla A8).

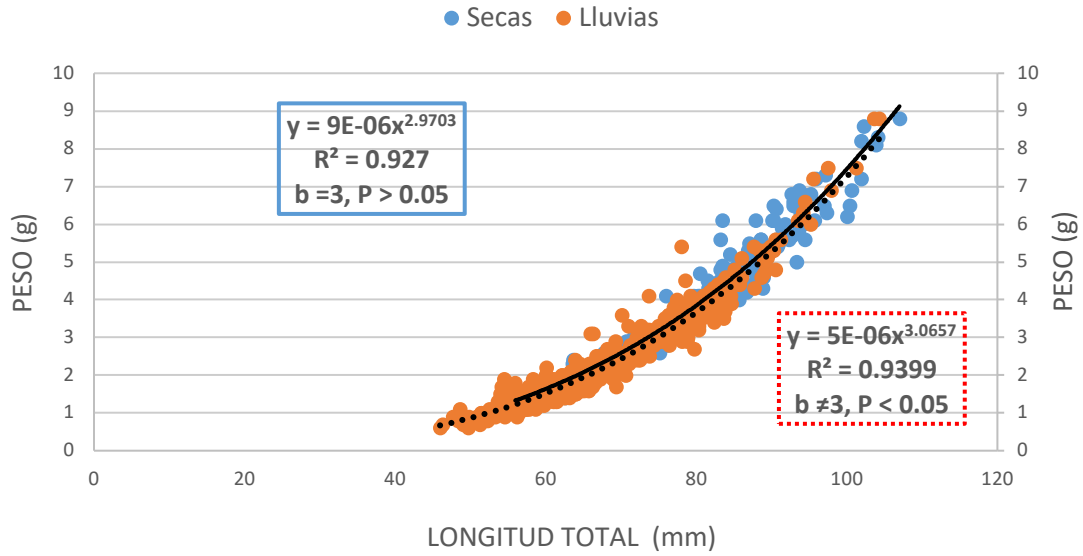


Figura 5. Relación peso-longitud de *Farfantepenaeus aztecus* en ambas temporadas para datos agrupados (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

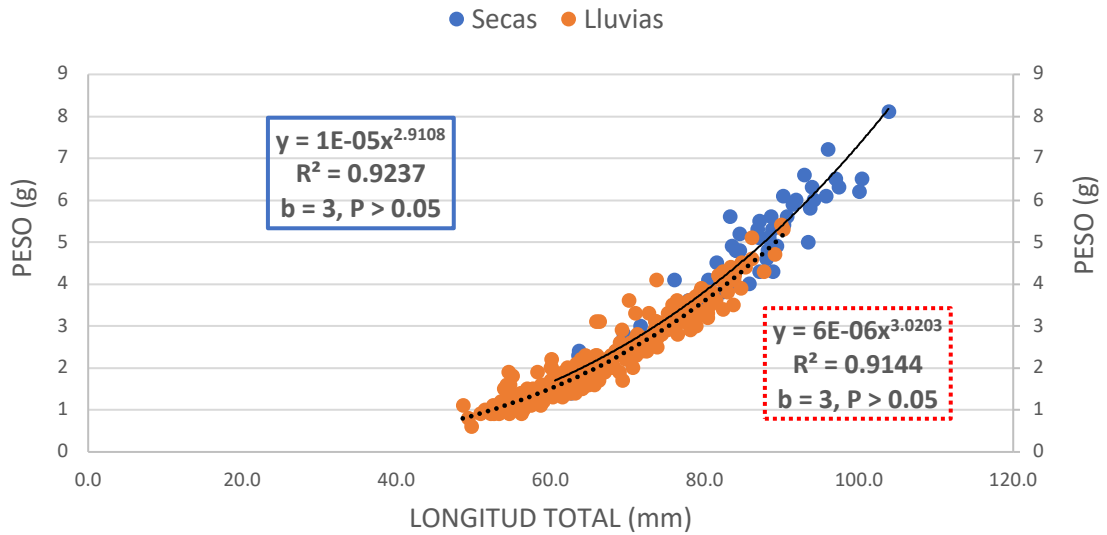


Figura 6. Relación peso-longitud en machos de *Farfantepenaeus aztecus* para ambas temporadas de estudio (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

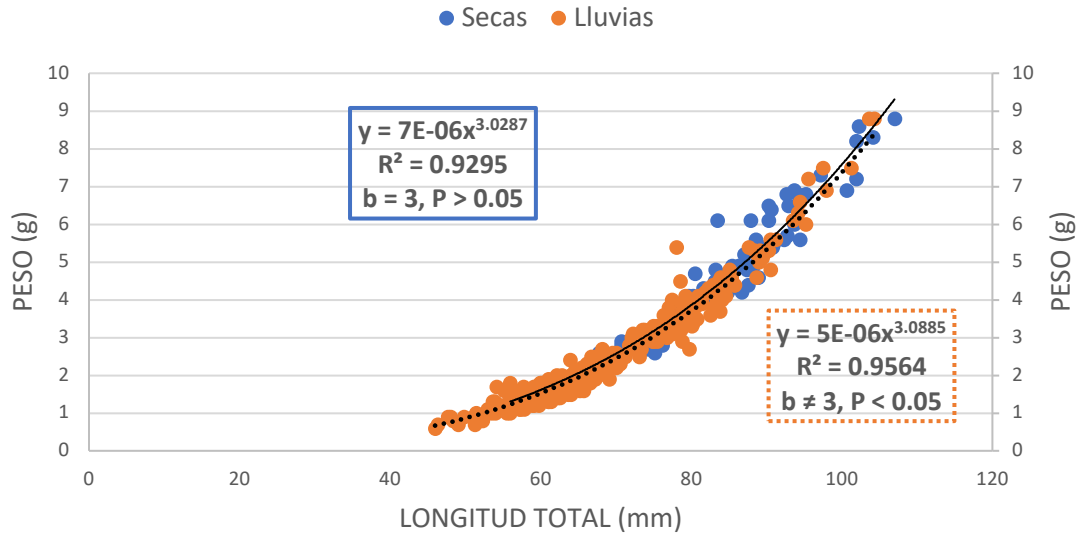


Figura 7. Relación peso-longitud en hembras de *Farfantepenaeus aztecus* para ambas temporadas de estudio (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

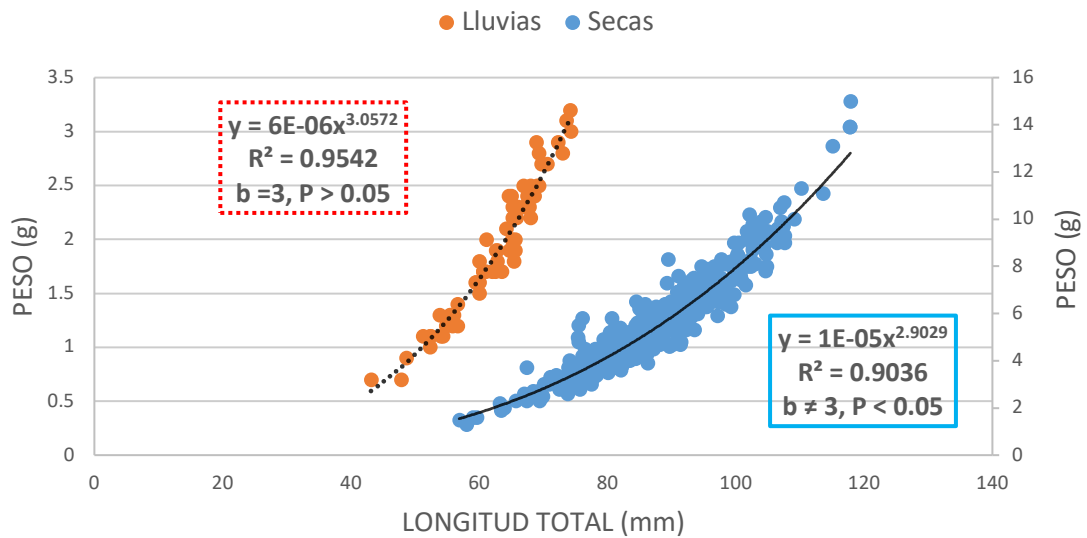


Figura 8. Relación peso-longitud de *Farfantepenaeus duorarum* en ambas temporadas para datos agrupados (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

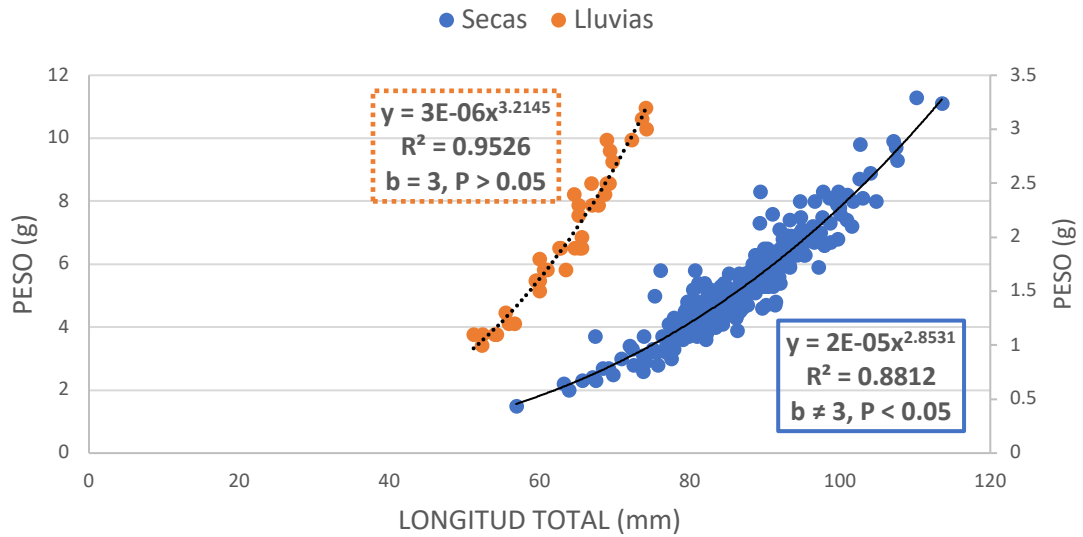


Figura 9. Relación peso-longitud en machos de *Farfantepenaeus duorarum* para ambas temporadas de estudio (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

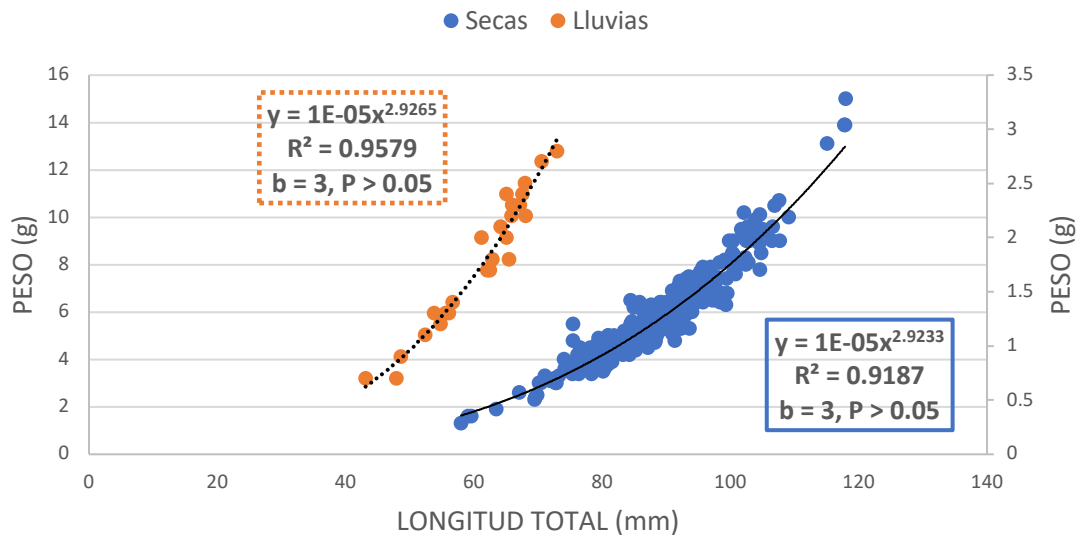


Figura 10. Relación peso-longitud en hembras de *Farfantepenaeus duorarum* para ambas temporadas de estudio (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

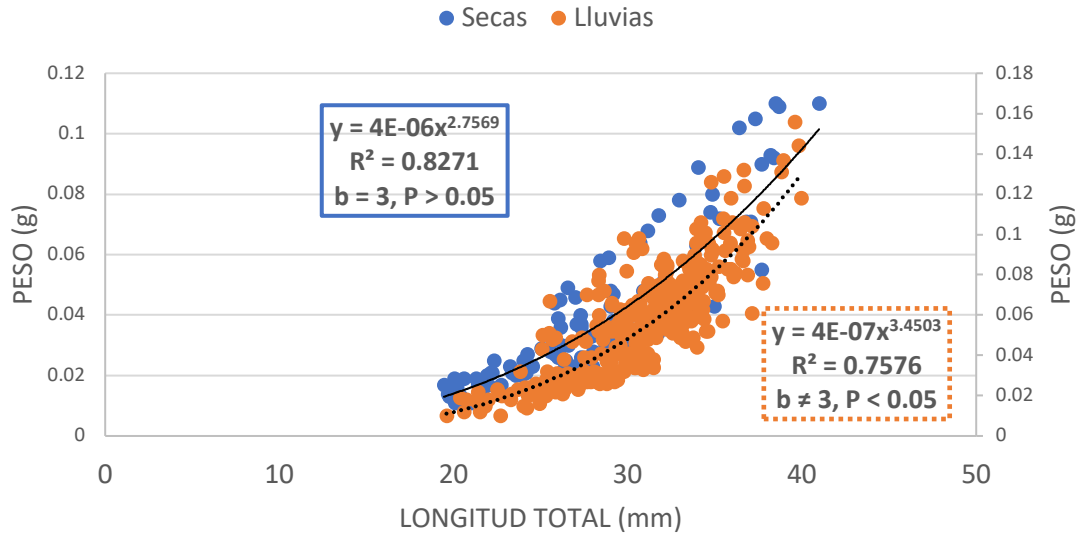


Figura 11. Relación peso-longitud de *Tozeuma carolinense* en ambas temporadas para datos agrupados (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

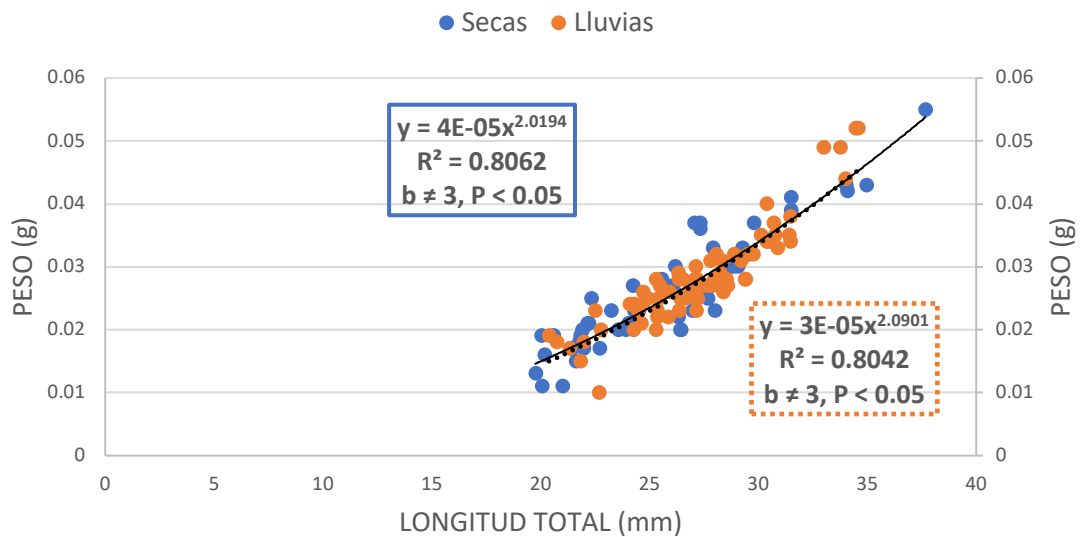


Figura 12. Relación peso-longitud en machos de *Tozeuma carolinense* para ambas temporadas de estudio (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

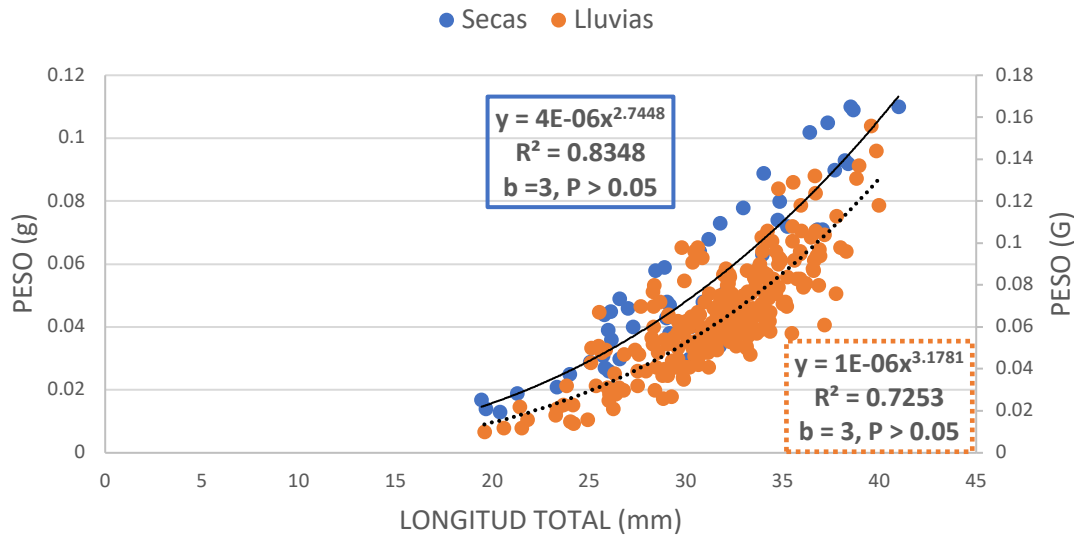


Figura 13. Relación peso-longitud en hembras de *Tozeuma carolinense* para ambas temporadas de estudio (y = modelo potencial; R^2 = coeficiente de determinación; b = pendiente, representada por el exponente de x en la ecuación y).

Factor de Condición y Condición Relativa

Los valores del factor de condición para las poblaciones de *Farfantepenaeus aztecus* fueron mayores en marzo (secas) en las 3 cohortes analizadas; por sexo, los machos mostraron tener mejor condición que las hembras en ambas épocas. Esto también se presentó para *F. duorarum* por temporalidad, ya que los datos agrupados reportan una mejor condición en secas; por sexo, los machos reportaron un mayor valor de condición (1.1) que las hembras en marzo (0.96), y para agosto (lluvias) se presentó el fenómeno contrario (hembras 0.86 y machos 0.51). Finalmente, el carideo *Tozeuma carolinense* obtuvo valores bajos de condición, siendo mayor, nuevamente, en temporada de secas; por sexo, el factor de condición fue mayor para los machos en ambas temporalidades (Tabla A8).

Inverso al factor de condición, la condición relativa fue mayor en temporada lluviosa en *Farfantepenaeus aztecus* y *Tozeuma carolinense* (datos agrupados), mientras que *F. duorarum* mantuvo mejor condición en época seca. Por sexos, hubo un aumento y mayor condición de las hembras de *F. duorarum* y *T. carolinense*, en tanto que los machos de *F. aztecus* mostraron mejor condición.

Al ubicar los resultados del peso relativo de las cohortes en las categorías de condición, se observó un rango de condición baja a muy buena, pero que de manera general se mostró

adecuada (Tabla 29). Por especie y datos agrupados, *Farfantepenaeus duorarum* se ubicó en mejores rangos de condición que las otras especies, pero las hembras y machos de esta especie obtuvieron el máximo y mínimo, respectivamente, de este análisis durante la temporada seca. No obstante, las poblaciones de *F. aztecus* y *T. carolinense* también obtuvieron puntajes de condición altos al analizar los datos agrupados y, por sexo, tanto machos como hembras ocuparon peldaños de condición adecuada–muy buena (Tabla 29).

Tabla 29. Peso relativo y categoría de condición de las cohortes poblacionales analizadas (Wr= peso relativo; S= Secas; LL= Lluvias; DA= Datos Agrupados; M= Machos; H= Hembras).

Especie	Época	Cohorte	Wr	Categoría de condición
				(Tabla 10)
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	S	DA	95	Adecuada
		M	110	Adecuada
		H	95	Adecuada
	LL	DA	107	Adecuada
		M	108	Adecuada
		H	98	Adecuada
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	S	DA	124	Muy buena
		M	77	Baja
		H	114	Adecuada
	LL	DA	99	Adecuada
		M	103	Adecuada
		H	103	Adecuada
<i>Tozeuma carolinense</i>	S	DA	93	Adecuada
		M	89	Adecuada
		H	108	Adecuada
	LL	DA	100	Adecuada
		M	92	Adecuada
		H	109	Adecuada

DISCUSIÓN COMUNIDAD

Identificación taxonómica.

El análisis taxonómico arrojó una riqueza de 14 especies, de las cuales 12 pertenecieron al grupo de camarones carideos y 2 al de camarones dendrobranquiados, específicamente de la familia Penaeidae. La riqueza observada para el infraorden Caridea fue mayor a la registrada previamente en la zona (Barba-Macías 1999, 2012; Rodríguez et al. 2000, Barba-Macías et al. 2005), con excepción de las 14 especies reportadas por Leija et al. (2000). Esta diversidad se debe a la influencia de masas de agua tropicales y subtropicales de las provincias marinas Caribeña y Carolineana, respectivamente, lo que explica la convergencia de fauna con diferente afinidad biogeográfica (Barba-Macías 2012).

De los camarones carideos se destacan 4 registros adicionales para la región meridional de Laguna Madre de Tamaulipas y áreas selectas del Golfo de México: *Alpheus* cf. *packardii*, *Hippolyte obliquimanus*, *Palaemon floridanus* y *P. northropi*. La escasa investigación en la zona podría explicar estas nuevas apariciones, así como también aspectos concernientes a las características y preferencias de hábitat, comportamiento, rasgos reproductivos de cada especie, a factores técnicos como el esfuerzo y dirección del muestreo, o bien debido a la complejidad taxonómica, geográfica y sistemática de ciertos taxones que ocurren en el área (Herrera-Barquín et al. 2018).

Índices de diversidad.

Las abundancias registradas para cada especie indicaron a Hippolytidae y Palaemonidae como las familias más dominantes, dado que se distribuyen numerosamente en aguas someras de áreas templadas, especialmente si presentan sustratos cubiertos con vegetación acuática sumergida (VAS) (López de la Rosa et al. 2002; Glancy et al. 2003). Por otro lado, los registros de menor abundancia para Alpheidae y Processidae probablemente corresponden a factores como la distribución geográfica o el tipo de hábitat muestreado, ya que los camarones alféidos son más comunes en regiones tropicales y habitan mayormente en sustratos rocosos, arrecifes coralinos o en madrigueras (Bauer 1985; Anker et al. 2006; Román-Contreras y Martínez-Mayén 2010; Barba-Macías 2012). Adicionalmente, el único registro de la familia Processidae (*Ambidexter symmetricus*) también podría deberse a la dirección del muestreo, dado que está más asociada con las

áreas de las bocas, condiciones euhalinas, temperatura y salinidades menos variables, aguas más profundas y sustratos arenosos desprovistos de vegetación (Barba-Macías 1999), mientras que en el presente estudio se muestrearon ambientes someros, con variabilidad abiótica diurna o estacional, condiciones euhalinas-hipersalinas, así como sustratos cubiertos por VAS. Además, esta especie ha sido reconocida como un elemento raro u ocasional en Laguna Madre (Barba-Macías 1999; Barba-Macías et al. 2005) y difícil de coleccionar debido a sus hábitos crípticos y nocturnos (Pachelle et al. 2016; Santana-Moreno et al. 2016), por lo que su presencia en el presente estudio pudo haber sido accidental. Estos factores ecológicos que determinan las abundancias de cada especie, por consecuencia también lo hacen sobre la diversidad estimada para la comunidad.

A grandes rasgos, la diversidad de camarones penaeidos y carideos fue variable en las tres estaciones al observar las tendencias de los índices estimados y del número efectivo de especies (Tabla 21, A1). Debido a que estos índices varían en función de las abundancias específicas, los resultados obtenidos estuvieron mayormente condicionados por los numerosos registros del camarón *Hippolyte zostericola*, corroborado en los sitios con el valor mínimo y máximo de diversidad del presente estudio: ZP y BC (en febrero), respectivamente, donde esta especie fue muy dominante (ZP) y por otro lado poco abundante e integrando una comunidad más equitativa (BC). Dicha dominancia en ZP durante febrero quizás estuvo en función de rasgos como la profundidad, cobertura y morfología vegetal observadas en el sitio, que esta especie típicamente busca por fenómenos como el fototropismo negativo, el cual forma parte de su mecanismo de respuesta anti-predatoria (Howard 1984; Luczkovich 1988; James and Heck 1994; Zupo y Nelson 1999). Igualmente, estos registros abundantes van de la mano con los rasgos reproductivos de los camarones hippolytidos, los cuales consisten en producir una gran cantidad de huevecillos para compensar las pérdidas que ocurren durante el desarrollo embrionario y así maximizar el número de eclosiones (Corey y Reid 1991; Romero-Rodríguez y Román-Contreras 2013). En contraste, bajas abundancias han sido relacionadas con la presencia de *Palaemon mundusnovus* como resultado de la depredación (Zupo y Nelson 1999), y que pudo haber tenido lugar en este análisis al tomar en cuenta los máximos registros de *H. zostericola* en la Zona Profunda, donde *P. mundusnovus* no ocurrió y hubo condiciones de hábitat idóneas, mientras que en Bahía de

Catán ocurrió en menor número y *P. mundusnovus* fue más abundante. Por otro lado, las hembras ovígeras de *H. zostericola* son más numerosas durante febrero y abril, es decir, su principal periodo reproductivo ocurre en el primer tercio del año (Romero-Rodríguez y Román-Contreras 2013), lo cual también ha sido descrito para el carideo *H. obliquimanus* (Terossi y Mantelatto 2010); adicionalmente, el mayor reclutamiento de *H. zostericola* ocurre también en febrero y abril, con mínimos a partir de mayo-junio hasta diciembre-enero (Romero-Rodríguez y Román-Contreras 2013), lo que se asocia con variaciones en los periodos de reproducción, eventos estacionales de mortandad o cambios en los patrones de circulación (Bauer 1989). Esta dinámica en la estructura poblacional podría explicar en cierta medida las menores abundancias de *H. zostericola* durante el muestreo de agosto (escaso reclutamiento), así como también las mayores cantidades de individuos durante febrero y marzo (máxima reproducción y reclutamiento), aunado a su mecanismo anti-predatorio (fototropismo negativo) que la obliga a ocurrir en hábitats ambientalmente más estables, profundos y con presencia de vegetación como refugio, lo cual se presenta en la Zona Profunda de manera regular. Además, especies como *Tozeuma carolinense*, *Palaemon vulgaris* y *P. mundusnovus* también ocurrieron en gran número (Tabla A1), aunque notablemente menores y, por lo tanto, con un aporte menos evidente en los resultados de los índices. Es, en parte, por todo lo anterior, que la diversidad se incrementó en aquellas localidades y temporadas donde ciertas especies (*H. zostericola* y *T. carolinense*) no ocurrieron o se presentaron menos abundantes, como BC en febrero o ZP en agosto, proporcionando mayor equitatividad a las comunidades correspondientes. Finalmente, cabe señalar que *Hippolyte zostericola* podría constituir un bioindicador de la calidad de los hábitat de pastos marinos en el área de estudio y zonas adyacentes, puesto que fue una especie representativa en todos los sitios y temporadas muestreadas, que tolera un amplio rango de salinidades (Barba-Macías et al. 2005), además de poseer otras características de organismos indicadores como su ocurrencia abundante (principalmente en sustratos con VAS), movilidad limitada, amplia distribución o su larga residencia en el ambiente (Barba et al. 2000; Raz-Guzmán 2011; Barba-Macías 2012) y, adicionalmente, puede ser adaptable a estudios de laboratorio (Zupo y Nelson 1999; Barba-Macías et al. 2000), lo cual también ha sido demostrado en otras especies como *Hippolyte williamsi* (Espinoza-Fuenzalida et al. 2008) *H. obliquimanus* (Terossi et al. 2008) e *H. inermis*

(Zupo 2000; Zupo y Messina 2006). Además, a pesar de la relativa ubicuidad de este carideo en los ambientes costeros del país, no existe información que evalúe su potencial bioindicador en México o en el mundo, y la información sobre su biología es relativamente escasa (Negreiros-Fransozo et al. 1996; Zupo y Nelson 1999; Barba et al. 2000; Román-Contreras y Romero-Rodríguez 2005; Romero-Rodríguez y Román-Contreras 2013).

Condición biológica del ecosistema e Índices Bióticos.

Los criterios de Wihlm y Dorris (1968), y Staub et al. (1970) ubican al área de estudio en niveles de contaminación moderada-severa (Shannon= 0.32-1.66), lo que resulta similar a lo reportado por Torres (2012) para la misma área, pero utilizando a la comunidad malacológica. Crettaz-Minaglia et al. (2014) también aplicaron estos criterios en ecosistemas acuáticos de Argentina con resultados de Shannon de 1-3, correspondiendo a calidad del agua regular-pobre. Además, Arrunátegui-Rojas (2016) reportó aguas ligera-moderadamente contaminadas en un río de Perú (Shannon= 1.69-2.26), mientras que Chávez-Bazán (2016) señaló contaminación moderada en todos sus muestreos (Shannon= 1-3). No obstante, es importante señalar que estos trabajos utilizaron comunidades de insectos principalmente, abarcando también a moluscos, anélidos, copépodos y anfípodos. Asimismo, destacaron factores como el oxígeno disuelto, materia orgánica, actividades agrícolas y ganaderas como posibles causas de las variaciones comunitarias, similar a lo especulado por Torres (2012), quien atribuyó sus resultados a la posible influencia contaminante de los plaguicidas, metales pesados e hidrocarburos. Sin embargo, en este estudio los criterios de Wihlm y Dorris (1968), y Staub et al. (1970) establecen malas condiciones en todos los sitios y temporadas de muestreo, incluso en aquellos donde los resultados de metales determinaron una calidad de sedimento de no contaminado.

El uso de los índices de diversidad se basa en la premisa de que el incremento en la salud del ambiente sucede a medida que una comunidad es más diversa y estable (Lamper y Sommert 1997; Rosenberg et al. 2004). Según Arce (2006) el valor del índice de Shannon es mayor en aguas de buena calidad, y por ello se considera que valores inferiores a 2.5 son indicadores de algún tipo de contaminación, lo cual se pudo observar en este estudio (Tabla 23). No obstante, se deben tomar en cuenta las limitaciones en la aplicación de estos criterios de diversidad como medida de salud de los ecosistemas acuáticos, ya que ambos fenómenos no necesariamente covarían (Calow 1992; Seginini 2003) y la

estructura de las comunidades también fluctúa en función de agentes como la disponibilidad de oxígeno, el régimen hidrológico, el tipo de hábitat, así como la granulometría y materia orgánica de los sedimentos (Baqueiro 1979; Barba-Macías et al. 2005; Calva et al. 2009; Barba-Macías 2012), por lo que deben ser utilizados de tal manera que se fundamenten sobre bases de datos taxonómica y ecológicamente representativas. Los valores del índice biótico (IB) y del índice biótico de Hilsenhoff (IBH) estimados en el presente estudio, y por tanto la calidad del agua y la condición biológica del ecosistema correspondientes, fueron muy similares a lo reportado por Torres (2012) para la misma zona de estudio al utilizar la comunidad malacológica. Argumentó que sus resultados pudieron estar relacionados con la presencia de contaminantes como HAPs en el área costera del Golfo de México, así como plaguicidas y metales pesados, pero los valores del IB y el IBH que observó no corroboraron dicha relación. Ambos índices se basan en las abundancias relativas de las especies y plantean que en sistemas contaminados habrá una gran dominancia de pocas especies, mientras que en aguas limpias ocurrirán muchas especies con abundancias moderadas (Hilsenhoff 1977). La especie que dominó en la mayoría de las comunidades aquí analizadas fue *Hippolyte zostericola*, consecuentando las mayores calificaciones en OT para temporada seca (IB= 4.28; IBH= 8.56), así como en ZP durante nortes (IB= 4.62; IBH= 9.24), y también fomentando resultados similares en BC durante marzo (IB= 4.02; IBH= 8.04), sitio donde en agosto (lluvias) se sumó la abundancia de *Tozeuma carolinense* para dar valores del IB= 3.79 y del IBH= 7.58 (Tabla 24, 25; Tabla A1). Los resultados más bajos de estos índices ocurrieron para BC en febrero, indicando la mejor calidad del agua, menor disturbio del ecosistema y grado de contaminación orgánica. Asimismo, también ocurrió la comunidad con mayor número efectivo de especies, la menor dominancia, la mayor equidad y el mayor índice de Shannon (Tabla 21), lo que comprueba que estos índices expondrán escenarios más favorables en función de comunidades más equitativas y menos predominadas por ciertas especies. Sin embargo, las fluctuaciones en abundancia de las especies no necesariamente exponen disturbios ocasionados por contaminantes, y los resultados pueden ser un reflejo de la distribución geográfica de las especies o ciertas estrategias biológicas de aquellos elementos dominantes de la comunidad, como el ciclo de vida de *Hippolyte zostericola*, cuya máxima reproducción y reclutamiento en el primer trimestre del año (Romero-

Rodríguez y Román-Contreras 2013) coinciden con las malas calificaciones del IB e IBH de este estudio; o, por otro lado, *Tozeuma carolinense*, que también se observó en gran cantidad y, similar a *H. zostericola* y otros hippolytids, produce gran cantidad de huevecillos (Corey y Reid 1991; Romero-Rodríguez y Román-Contreras 2013); asimismo, ambas son especies típicas en el sistema Laguna Madre (Hildebrand 1958; Barba-Macías 1999; Leija-Tristán et al. 2000; Rodríguez-Almaraz et al. 2000; Sheridan y Minello 2003; Sheridan 2004; Barba-Macías et al. 2005; Barba-Macías 2012; Herrera-Barquín et al. 2018).

Cabe añadir que la interpretación de los resultados se dificulta debido a no haber detectado hidrocarburos aromáticos policíclicos, a no contar con datos sedimentológicos para época de nortes o a la falta de claridad en los patrones de concentración de los metales pesados en los sedimentos, ya que el IB y el IBH señalaron malas condiciones del ecosistema en sitios con baja cantidad de estos xenobióticos (Bahía de Catán en secas o lluvias; Ostión durante secas), o que al menos no sobrepasaron los límites que establecen las guías internacionales de calidad de sedimento de la NOAA y el FDEP (Burton 2002) ni el umbral de efecto a la fauna bentónica (Long et al. 1995). Asimismo, estos índices miden la calidad del agua, por lo que existe la probabilidad de que los factores de disturbio se encuentren en este medio en lugar del sedimento. Adicionalmente, este tipo de herramientas han sido diseñadas para valorar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados a la contaminación orgánica (Norris y Georges 1993), lo que ha limitado su uso en condiciones de perturbación distintos, de origen múltiple y con efectos menos evidentes (Seginini 2003), que puede ser el caso del área de estudio: un ambiente estuarino que por definición muestra una gran variabilidad en aspectos hidrológicos, ambientales, geomorfológicos, biogeoquímicos y de biodiversidad. Además, la nula investigación al respecto en Laguna Madre (excepto el trabajo de Torres 2012) y el resto del país, imposibilita las comparaciones puntuales necesarias al utilizar esta clase de modelos que miden la salud ambiental, ya que cada índice posee información espacial y temporal de las comunidades propias de cada ecosistema acuático, que a la vez están adaptadas a las presiones ambientales, biológicas y antropogénicas correspondientes de dicho ambiente.

Los índices bióticos utilizados fueron el Índice de Calidad Béntica (BQI por sus siglas en inglés) y el Biological Monitoring Working Party (BMWP). El BQI constituye un índice multimétrico en el que se muestrean especies a lo largo de un gradiente de disturbio ambiental. La premisa radica en que las especies sensibles sólo ocurren en muestras con alta diversidad, mientras que las tolerantes son encontradas en muestras con baja diversidad (Rosenberg et al. 2004). Los resultados del BQI obtenidos fueron 1.0043 (OT), 1.40 (ZP) y 1.380 (BC), indicando un estatus de calidad ecológica (ECoQs) malo para todos los sitios muestreados (Tabla 26). El patrón de calidad béntica observado parece que correspondió a la riqueza y abundancias mayores en ZP y BC (Tabla A1), ya que ambos parámetros condicionan los resultados del BQI (Fleischer et al. 2007; Dimitriou et al. 2017; Strode et al. 2017); sin embargo, los valores del BQI también pueden correlacionarse con variables fisicoquímicas como el carbono orgánico total (Dimitriou et al. 2012), los niveles de eutroficación (Dimitriou et al. 2017), la profundidad (Šiaulyš et al. 2011; Magnusson et al. 2016) o el oxígeno disuelto (Strode et al. 2017), pero también con sustancias tóxicas persistentes acumuladas en sedimento (Lee et al. 2018) o incluso el esfuerzo de muestreo (Fleischer et al. 2007), lo cual no se probó en el presente análisis, además de que los sedimentos no indicaron niveles de contaminación alarmantes en ninguna de las muestras (Tabla 11, 14).

Este índice se desarrolló por Rosenberg et al. (2004) basándose primordialmente en datos del oeste del Mar Báltico, sistema donde se han realizado buena parte de las aplicaciones reportadas del BQI (Fleischer et al. 2007; Zettler et al. 2007; Leonardsson et al. 2009; Šiaulyš et al. 2011; Leonardsson et al. 2015; Magnusson et al. 2016; Strode et al. 2017), con algunos casos esporádicos fuera de esta cuenca marina (Labrunne et al. 2006; Fleischer et al. 2007; Dimitriou et al. 2012, 2017; Karakassis et al. 2013; Lee et al. 2018). Por ello, su aplicabilidad para diferentes ambientes se ha dificultado y por ende la comparación entre las diferentes evaluaciones.

Cabe añadir que las dificultades para determinar con certeza los valores de sensibilidad de las especies es otro aspecto muy limitante en la aplicación del BQI y al establecer comparaciones con otros ecosistemas, incluido el del área de estudio en Laguna Madre. Para que el índice sea de mayor utilidad, las puntuaciones de sensibilidad necesitan cubrir un amplio rango de valores que aumenten la resolución del análisis. Esto implica que, por

un lado, para el cálculo de este índice es recomendable el uso de bases de datos grandes (Leonardsson et al. 2009) (lo cual no se cubrió en el presente estudio al muestrear solo 3 sitios), mientras que, por otra parte, si se toman muestras solamente de ambientes con poco disturbio será más probable obtener altos valores de sensibilidad y viceversa, al muestrear únicamente ambientes perturbados las especies sensibles estarán poco o nada presentes y no se podrán calcular adecuadamente sus puntuaciones de sensibilidad (Leonardsson et al. 2015). Es por ello que se requiere de una mezcla de muestras provenientes de ambientes tanto perturbados como no perturbados (Rosenberg et al. 2004), lo cual no es algo fijo, sino que varía entre especies, lo que significa que derivar valores de sensibilidad basándose en todas las muestras sin tomar en cuenta el origen de las mismas puede no ser la mejor alternativa (Leonardsson et al. 2015). Además, aspectos biológicos como las estrategias reproductivas y el ciclo de vida de las especies, o factores ambientales como la salinidad, representan fuentes de variación sobre la riqueza y dominancia de los organismos (Rosenberg et al. 2004; Zettler et al. 2007; Leonardsson et al. 2015), lo que en última instancia también modificará los valores de sensibilidad calculados.

De manera similar al BQI, las puntuaciones finales del BMWP en el área de estudio fueron condicionadas por la riqueza de las especies en cada sitio y temporada, ya que presentaron un mismo patrón y hubo semejanza en la calidad fisicoquímica de los sitios, lo cual determinó los intervalos Peq calculados, que a su vez influyó sobre la distribución de frecuencia y el quinto percentil (valor de sensibilidad de cada especie) obtenido. Como el quinto percentil fue similar en todas las especies, la única fuente de variación recayó en la riqueza de los organismos para generar un mayor o menor puntaje total del BMWP por sitio. Así, por ejemplo, BC en temporada lluviosa obtuvo la mejor calificación de todo el análisis con un valor de 64, a la vez que mostró la mayor riqueza de especies con 10, seguida por ZP en secas y lluvias, ambas con 9 especies y un BMWP = 56 y 51, respectivamente, y así sucesivamente (Tabla 21, 28). Los resultados del BMWP fueron similares a otros reportados para ambientes acuáticos en los cuales se determinaron calidades del agua de ligeramente contaminadas a fuertemente contaminadas y que al mismo tiempo representaron sitios con mayores niveles de impacto ambiental (Muñoz-Riveaux et al. 2003; Czerniawska-Kusza 2015; Ruiz-Picos 2017). Asimismo, hubo

semejanza en el valor de indicación obtenido para la familia palaemonidae (6) con otros trabajos (Muñoz-Riveaux et al. 2003; Naranjo-López et al. 2005), aunque análisis adicionales la ubican principalmente con un valor de 4-5 (Sánchez-Herrera 2005; Gutiérrez-Fonseca y Ramírez 2016) y ocho (Mustow 2002; Roldán 2003; Sánchez-Molano y García 2018), lo que corresponde a niveles de sensibilidad medios. Sin embargo, dichas puntuaciones corresponden a nivel de familia y fueron desarrolladas para evaluar la calidad de ríos con características particulares que determinan la ausencia y presencia de los grupos de organismos.

Fue notable la falta de sensibilidad en las puntuaciones del BMWP con respecto a las concentraciones de metales pesados en sedimentos, ya que los mayores contenidos de estos xenobióticos ocurrieron en un sitio con puntuaciones altas de este índice (ZP en lluvias y secas). Además, no siempre se observaron las calificaciones más altas donde ocurrieron los valores mínimos de dichos contaminantes (BC), lo que sugiere que no hubo una relación evidente, medida a través del BMWP, entre la composición de la comunidad de camarones penaeidos y carideos con los metales pesados. Dado que éste índice fue desarrollado para detectar contaminación orgánica, su aplicación para evaluar impactos por metales puede ser incorrecta, por lo que se ha subrayado la necesidad de desarrollar otras herramientas de medición (Faulkner et al. 2000; Tarras-Whalberg et al. 2001). No obstante, se ha comprobado la asociación entre calificaciones bajas del BMWP y sedimentos impactados por metales (Tarras-Whalberg et al. 2001; Beasley & Kneale 2004; Al-Shami et al. 2011) en rangos de concentración similares a las del presente estudio.

Las discordancias encontradas entre los contaminantes y el BMWP puede obedecer también a que éste índice está constituido para evaluar una comunidad más íntegra, principalmente por insectos, y en menor medida moluscos, anélidos y crustáceos. Además, está destinado a utilizarse en cuerpos de agua dulce y su uso en lagunas costeras es prácticamente nulo, excepto el trabajo de Rosas-Acevedo et al. (2014) en la laguna Coyuca de Benítez, Guerrero, clasificando un nivel de contaminación moderado. A pesar de esto, sus resultados no son comparables con el presente estudio por los organismos utilizados, el esfuerzo de muestreo y las diferencias metodológicas.

Aparentemente, la aplicación de este índice en lagunas costeras no es recomendable, ya que este tipo de ambientes transicionales son altamente variables, naturalmente estresados y sometidos a presiones antropogénicas, lo que suscita el problema de diferenciar la respuesta inducida (antrópica) de la natural (ecosistémica) (Dauvin & Raullet 2009), algo que ha sido reconocido y enmarcado bajo el término de “paradoja de la calidad estuarina” (Dauvin 2007; Elliot & Quintino 2007), el cual hace notar que las comunidades nativas muestran gran variación espacial y temporal como producto de la adaptación, respuesta que al mismo tiempo las asemeja con comunidades típicas de sitios impactados. Paralelamente, la compleja dinámica del ecosistema fragmenta los hábitats que lo componen, forzando a las especies a adaptarse a condiciones heterogéneas y particulares limitadas en espacio (Escaravage et al. 2004), por lo que es esencial tomar en cuenta aspectos relacionados con la especificidad del hábitat en cualquier evaluación donde se integren los índices bióticos y así evitar sesgos en las calificaciones obtenidas. Por ejemplo, el contenido de limo-arcilla en los sedimentos es un parámetro que típicamente condiciona resultados de baja calidad del hábitat en ambientes semi-cerrados como Laguna Madre al hacer uso de índices como el BMWP o el BQI, ya que fueron desarrollados para evaluar el estrés por contaminación orgánica; sin embargo, dado que en un estuario es normal encontrar ambientes de sedimento lodoso y con altos contenidos de materia orgánica, las calificaciones finales de estos índices indicarán peores condiciones en ambientes naturalmente lodosos (Blanchet et al. 2008). Asimismo, es habitual encontrar sedimentos finos en ambientes con sustratos de vegetación acuática sumergida (VAS), donde también los índices bióticos han señalado condiciones “moderadas” o “pobres” de calidad (Blanchet et al. 2008), pero por otro lado es ampliamente reconocido que los ambientes con VAS son indicadores de buena calidad ambiental con respecto a la eutroficación (Tagliapietra et al. 1998; Sfriso et al. 2001; Salas et al. 2004). Algo similar se encontró en este estudio, dado que las estaciones de muestreo comprendieron praderas de pastos marinos y se obtuvieron calificaciones del BMWP, así como del BQI, “malas” o al menos “ligeramente contaminadas”, añadiendo el hecho de que los resultados de metales pesados no sobrepasaron los límites de calidad ni de daño a la biota bentónica (Tabla 11). Además, otros factores naturales como son la salinidad, la hidrodinámica y el ciclo mareal estructuran las comunidades bentónicas en un estuario

(Dauvin & Ruellet 2009). El régimen mareal ha influido sobre el valor y las clasificaciones de los índices bióticos como el BQI al analizar comunidades de sitios sometidos a periodos de emersión (marea baja), las cuales se han adaptado para ser menos diversas, más abundantes y con mayor biomasa (Blanchet et al. 2004), haciendo que los índices bióticos las clasifiquen, incorrectamente, con “bajo” estatus EcoQ, lo que no es raro tomando en cuenta que la mayoría de estos índices se desarrollaron para comunidades submareales, exhortando a re-definir sus estatus y umbrales para comunidades intermareales (Blanchet et al. 2008). Si bien las comunidades analizadas de camarones *penaeidos* y *carideos* no desarrollan vida intermareal, sí se encuentran sometidas a variaciones batimétricas diurnas por efecto de la marea, por lo que es un aspecto a tomar en cuenta al analizar su estatus de calidad. Esto pone en evidencia las desventajas y cautelas que debe tener el uso de los índices bióticos en estos sistemas acuáticos, así como expone a las bajas calificaciones del BMWP obtenidas en este análisis como una posible consecuencia del comportamiento natural de las especies estudiadas, al igual que los resultados del BQI, que también está basado en medir la respuesta de las comunidades macrobénticas a lo largo de un gradiente de enriquecimiento orgánico por acción de efluentes urbanos o procesos de eutroficación (Rosenberg et al. 2004; Blanchet et al. 2008). Finalmente, se recomienda que el índice debe ser adaptado y calibrado para cada región ecológica, ya que puede haber diferencias importantes en la composición taxonómica, en la historia ecológica, zoogeográfica y geológica, así como en las condiciones antropogénicas y fisicoquímicas del área de estudio (Ruiz-Picos et al. 2017).

POBLACIÓN

Tipo de crecimiento, Condición (k) y Condición Relativa (kn).

El crecimiento y condición observadas en los camarones penaeidos difirieron debido principalmente al ciclo de vida, el estado fisiológico asociado y su aprovechamiento pesquero. La mayor abundancia y talla promedio para *Farfantepenaeus duorarum* observadas en época de secas (marzo) obedece primordialmente a que esta especie tiene picos de entrada a los estuarios a finales de otoño, seguidos de 4-6 meses de residencia, y su salida de marzo-mayo (Bielsa, 1983), explicando, asimismo, el tipo de crecimiento de la población, que aunque haya sido alométrico negativo para datos agrupados, las hembras mostraron crecimiento isométrico, buena condición (k) y condición relativa (Wr) como parte de su acelerada madurez y acondicionamiento morfofisiológico para la migración y desove en altamar (Leija-Tristán, 2005). Esta capacidad de las hembras ayudó a que la condición de esta cohorte fuera buena (0.86) durante agosto, a pesar de que los machos obtuvieron un puntaje bajo (0.51) que derivó en el valor de condición (k) obtenido para toda la población (0.68). Sin embargo, esta misma población aumentó su estado de condición de manera notable al estimarla con la condición relativa (Wr), al igual que las poblaciones de *F. aztecus* en lluvias y *Tozeuma carolinense* para ambas temporadas, lo que es relativamente normal dado que el cómputo del índice de condición (k) asume crecimiento isométrico y es dependiente de la longitud (Suthers 1998; Gilliers et al. 2004), lo cual se observó en el presente estudio al corresponder las tallas promedio menores con los valores más bajos del índice de condición y viceversa. Por otro lado, el índice de peso relativo (Wr) estadísticamente no presenta sesgo a lo largo de todo el rango de longitud de una población (Stevenson & Woods 2006) y por ello varió menos en función de la talla e indicó un aumento en la condición general de las cohortes analizadas en el presente estudio, particularmente en aquellas con bajo índice de condición (k). Además, el peso relativo es un indicador más real de la condición de una población, ya que su cálculo involucra al peso estándar o esperado ($W_s = aL^b$), a su vez implicando a la constante de regresión (a), que en términos biológicos está relacionada con la condición promedio de los organismos en la población y su ganancia en biomasa (Chavance et al. 1984). Para *F. aztecus* la abundancia fue mayor en lluvias (agosto) y la talla promedio en secas (marzo), lo que obedeció tanto al ciclo de vida como a la pesquería del recurso, así como

a factores de hábitat y propios del ecosistema Laguna Madre. Fue interesante encontrar individuos de mayor talla promedio (84.3 mm) a principios de marzo, ya que normalmente los camarones entran como postlarvas (8-14 mm) a los sistemas costeros en febrero-marzo y agosto-septiembre con picos máximos en marzo y septiembre (Cook & Lidner 1965), manteniéndose refugiados en la vegetación y las zonas marginales hasta llegar al estadio juvenil (4-6 semanas), que es cuando inician su migración hacia las zonas más profundas y los canales de la laguna, ocurriendo en máximas abundancias en mayo y noviembre, donde se lleva a cabo la primera parte de la pesquería ribereña (camarones entre 2 y 3 meses de edad, con tallas de 78.4-97.3 mm) (Britton & Morton 1989; Castro et al. 1990; Gracia 1997). No obstante, las variaciones en las capturas, tallas y pesos promedio de *F. aztecus* en Laguna Madre pueden deberse a la distancia relativamente corta que existe entre ciertos sitios de colecta con respecto a las bocas que comunican al medio marino, como “Boca de Catán” (área de estudio), lo que promueve la existencia de máximas densidades y biomasa de crustáceos y peces juveniles (Barba-Macías 1992), y que, por otra parte es un sitio de salida de camarones pre-adultos para el reclutamiento marino, por lo que la presencia de individuos de mayor talla podría no ser tan inusual a pesar del desfase en tiempos. Adicionalmente, parece ser que las tallas de *F. aztecus* en Laguna Madre son máximas para febrero-marzo y julio-agosto en rangos de 95-100 y 90-95 mm, respectivamente (Leija-Tristán 2005), coincidiendo con el patrón observado en el presente estudio y al mismo tiempo con lo reportado por Macías (1969), que registró un intervalo de tallas de 85-135 mm de enero a abril y de 55-105 mm de julio a noviembre. En cuanto a la pesquería, a finales de mayo y hasta mediados de julio se aplica la veda ribereña con el objetivo de permitir libremente el flujo migratorio de los juveniles hacia el medio marino, por lo que los camarones aún son abundantes en el área lagunar en julio (al cierre de la veda) e inicios de agosto (mes de colecta en este trabajo), mientras que escasean en septiembre, octubre, marzo y abril (Leija-Tristán 2005), explicando, a su vez, las diferencias en abundancia en el presente análisis (agosto > marzo). Asimismo, esta dinámica estacional de las poblaciones de camarones penaeidos a su vez influenció el tipo de crecimiento, el factor de condición (k) y la condición relativa (W_r) determinados. La relación con los contaminantes en sedimento se dificulta pues el comportamiento migratorio de estos camarones hace menos evidente un posible efecto crónico de los

xenobióticos sobre la condición de las poblaciones, además de que en general resultó buena para todas ellas. Aunque no se haya establecido una relación directa entre la condición de las poblaciones con los contaminantes en sedimento, es importante señalar que se ha observado que sedimentos de sitios contaminados provocan un decremento significativo en el índice de condición (k) de peces como el lenguado *Platichthys flesus* (Amara et al. 2009), o *Scophthalmus maximus* (Kerambun et al. 2012), el cual fue expuesto a sedimentos de sitios impactados y de referencia, estimando además el factor de enriquecimiento para Zn, Cu y Pb con valores similares a los del presente estudio, lo que sugiere que los sedimentos de Laguna Madre tienen el potencial de ejercer efectos dañinos sobre la condición de las especies.

CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES

- Los nuevos registros de camarones carideos son producto de la escasa investigación llevada a cabo en el área de estudio y del desarrollo de herramientas que posibilitan una mayor precisión en la ubicación taxonómica de grupos con sistemática compleja.
- La diversidad de las comunidades de camarones carideos en Laguna Madre, medida a través de los índices alfa, es resultado de la dinámica ecológica que las caracteriza, lo cual involucra aspectos como la fecundidad, relaciones predador-presa, especificidad del hábitat o las características estructurales de las comunidades vegetales que habitan.
- Debido a dicha dinámica, el IB y el IBH no exponen de manera directa el grado de contaminación del ecosistema Laguna Madre.
- De manera similar, las bajas calificaciones del BQI y el BMWP son consecuencia del comportamiento y ciclo de vida de las especies estudiadas, adaptadas a la complejidad y variabilidad que presenta el sistema Laguna Madre.
- Por lo anterior, ningún índice biótico relacionó de manera directa los efectos de los contaminantes sobre los patrones de abundancia y riqueza de las comunidades de camarones penaeidos y carideos.
- La condición de las poblaciones de camarones penaeidos fue, en general, buena y producto de las fluctuaciones que presentan a lo largo de su ciclo de vida estuarina.
- Se necesita incluir un análisis de calidad del agua como complemento de los índices de diversidad y bióticos, debido a que estos fueron diseñados para medir la contaminación en este medio y a que, aparentemente, los sedimentos analizados no se encuentran impactados de manera importante en virtud de los parámetros de calidad y de impacto a la fauna bentónica usados como comparativos.
- Es necesario analizar comunidades en un mayor número de sitios que representen grados de contaminación bien diferenciados para reducir el efecto de las variables biológicas, con al menos un sitio de referencia que permita saber cómo está integrada una comunidad de camarones carideos relativamente sana.
- No se recomienda el uso del BMWP en aguas estuarinas, ya que fue diseñado para aplicarse en ecosistemas lóticos y considera mayormente a la comunidad de

insectos. Por otro lado, el BQI es más recomendable, pero se debe incrementar el número de taxones involucrados para representar en mayor grado a la comunidad bentónica y tener más certidumbre en el estatus ecológico del ambiente.

- Para ambas especies de penaeidos y el carideo *Tozeuma carolinense*, se recomienda utilizar el peso relativo (K_n) para evaluar la condición de sus poblaciones ya que presenta menos sesgo estadístico por influencia de la longitud.
- El carideo *T. carolinense* puede generar más información acerca del efecto de los contaminantes en sedimento sobre la condición de las poblaciones, dado que este decápodo sí reside permanentemente en lo sitios de muestreo.

CAPÍTULO III. INDICADORES BIOQUÍMICOS

RESUMEN

El nivel bioquímico es uno de los más básicos en la detección de xenobióticos, ya que mide el disturbio a escala molecular y provee una predicción cuantitativa rápida y temprana de los efectos dañinos sobre individuos en estudios de laboratorio o *in situ*. Se evaluó la actividad de biomarcadores de exposición a contaminantes por daños neurotóxicos (β -esterasas), de procesos de detoxificación (glutación S-transferasa [GST]) y de exposición a metales (fosfatasa alcalina [ALP]), así como de estrés oxidativo (ORAC y superóxido dismutasa [SOD]), utilizando al carideo *Tozeuma carolinense* como especie monitora en 3 sitios de la Laguna Madre de Tamaulipas, durante 2 temporadas. Las respuestas de cada marcador se estandarizaron e integraron en un análisis de IBR (Integrated Biomarker Response) para facilitar su interpretación. Los resultados mostraron que la acetilcolinesterasa (AChE) fue el biomarcador con mayor respuesta, seguido de la butirilcolinesterasa (BchE), ambos mayormente en el sitio aledaño a la costa (BC), lo que también manifestaron los biomarcadores de estrés oxidativo. Por otro lado, la GST respondió más en los puntos expuestos a la influencia oceánica (OT) y de corrientes internas del sistema (ZP). Durante la temporada seca se presentó la mayor respuesta de todos los biomarcadores analizados en los 3 sitios de muestreo. Lo anterior apunta a la posible existencia de estrés neurotóxico con diferencias espacio-temporales en el área de estudio, siendo el sitio BC el más alterado, probablemente por influencia de los escurrimientos continentales que acarrear xenobióticos de las actividades antropogénicas desde la zona costera. Igualmente, los resultados de la GST indican procesos de detoxificación, posiblemente inducidos por contaminantes orgánicos que fueron secuestrados y sedimentados por la presencia de vegetación acuática sumergida, así como por las características en ZP y OT, sin descartar la posible influencia de factores abióticos como la temperatura del agua.

INTRODUCCIÓN

Hemos visto que el uso de los bioindicadores de contaminación se sustenta en la medición de la diversidad y presencia o ausencia de organismos específicos (De la Lanza et al. 2000; Ortiz-Zarragoitia y Cajaville, 2006), pero también involucra la cuantificación de fluidos corporales, celulares o tisulares que indican en términos bioquímicos la presencia de contaminantes o la magnitud de la respuesta del huésped a los mismos (Livingstone et al. 2000). El nivel bioquímico es uno de los más básicos en la detección de xenobióticos, ya que mide el disturbio a escala molecular y provee una predicción cuantitativa rápida y temprana de los efectos dañinos sobre individuos en estudios de laboratorio o *in situ* (Hyne y Maher 2003). Se utiliza la actividad de ciertas enzimas o la cuantificación de otro tipo de moléculas. Entre las enzimas se ubican las Oxidasas de función mixta (indicadoras de exposición a químicos orgánicos como Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos), Glutación-S-Transferasa (indicador de exposición a pesticidas y metaloides), Acetilcolinesteras (indicador de exposición a organofosforados o a pesticidas carbámicos) y carboxilesterasa (indicador de exposición a piretroides o a pesticidas carbamato). Por otro lado, también se emplean enzimas para medir estrés oxidativo como la superóxido dismutasa (SOD), Catalasa (CAT) o Glutación peroxidasa (GPx), que integran un mecanismo de defensa encargado del metabolismo de especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés), cuyas fuentes pueden ser los metales pesados (Cd, Pb, As y Cu), contaminantes orgánicos (HAPs, PCB, dioxinas) y otros contaminantes del aire y suelo (Sun y Zhou 2008; Banni et al. 2009).

Suten y Rosen (1988) consideraron de manera general que los crustáceos de ecosistemas estuarinos son más sensibles a los contaminantes que los peces que habitan estos mismos ambientes. Entre los crustáceos decápodos, relativamente poco se ha estudiado a los camarones carideos en función de su respuesta bioquímica hacia los contaminantes, pero la mayor parte de la literatura relacionada se ha enfocado en carideos del género *Palaemonetes* (ahora *Palaemon*) (Key & Fulton 1993; Melancon 1995; Key et al. 1998a; Key et al. 1998b; Oberdörster et al. 1999; Kim et al. 2000; Lund et al. 2000; Downs et al. 2001; Lee y Kim 2002; Hook y Lee 2003; Key et al. 2003; Kim y Lee 2004; Chiodi-Baudet et al. 2013; Espino et al. 2015; Lavarías & García 2015; Bertrand et al. 2015, 2016, 2018) así como en las especies *Exopalaemon carinicauda* (Mu et al. 2017), *Crangon*

crangon (Menezes et al. 2006, 2009), *Neocaridina denticulata* (Huang et al. 2004) *Macrobrachium nipponense* (Gerhardt et al., 2002; Ding et al. 2019) y *M. rosenbergii* (Gaume et al. 2015).

Los organismos indicadores normalmente muestran ciertas características como su sensibilidad o tolerancia a factores ambientales, capacidad para advertir peligro hacia todo el ecosistema, baja movilidad, abundantes, resistentes al manipuleo y transporte, amplia distribución, fáciles de identificar, no requerir de equipo caro o complejo para su monitoreo, entre otras (González y Vallarino 2014). No obstante, la selección de las especies recae muchas veces en su abundancia y distribución en el área de estudio más que por su sensibilidad a ciertos contaminantes (Leiniö & Lethonen 2005). En Laguna Madre se han reportado hasta 14 especies de camarones carideos (Leija-Tristán et al. 2000) repartidas principalmente en 3 familias: Hippolytidae, Palaemonidae y Alpheidae, de las cuales la primera es la de mayor dominancia por especies del género *Hippolyte* o *Tozeuma* (Herrera-Barquín et al. 2018). La única especie de éste género que ocurre en Laguna Madre es *Tozeuma carolinense*, la cual, además, es abundante, de amplia distribución, de residencia permanente y fácil identificación *in situ*, haciendo posible la elaboración de muestreos en diferentes sitios y temporadas que sean comparables a lo largo del tiempo, atributos considerados en el presente análisis para su selección como organismo de prueba.

Además de su presencia dominante y relevancia ecosistémica, los camarones carideos son ventajosos como organismos de prueba puesto que su fisiología es similar a la de los camarones penaeidos, lo que permitiría extrapolar los resultados a especies de mayor interés económico en la región, como *Farfantepenaeus aztecus*, *F. duorarum* y *Litopenaeus setiferus*, pero cuyo uso como indicadores presentaría ciertas dificultades metodológicas debido al carácter migratorio de su ciclo de vida. Por lo tanto, en el presente análisis se tiene como objetivo determinar y comparar indicadores bioquímicos de contaminación en muestras del carideo *Tozeuma carolinense* colectados en los sitios de muestreo del área meridional de Laguna Madre de Tamaulipas durante dos temporadas, y cuya respuesta fue integrada en el índice de estrés IBR (Integrated Biomarker Response) para un mayor análisis visual del estado de salud de estos crustáceos en el ecosistema.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el análisis de indicadores bioquímicos de contaminación se seleccionó al carideo *Tozeuma carolinense* (Caridea: Hippolytidae) por ser una especie abundante y frecuente en el área de estudio que mantiene una relación estrecha con las praderas de pastos marinos al ser el hábitat permanente donde se desarrolla, alimenta y reproduce (Kneib, 1988; Barba et al. 2005). Este decápodo presenta la ventaja de identificarse a simple vista hasta nivel especie, siendo, además, la única del género que ocurre en el área de estudio (Chace 1972; Williams 1984; Abele & Kim 1986; Barba-Macías 1999; Barba-Macías et al. 2005; Barba-Macías 2012; Herrera-Barquín et. al. 2018), haciendo más confiable su identificación *in situ*. Como se mencionó, se colectaron y disectaron los cefalotórax de 10 individuos por localidad para así obtener el hepatopáncreas sin dañarlo mecánicamente. Posterior a su transporte en nitrógeno líquido, las muestras fueron almacenadas en un ultracongelador a -70°C en el Laboratorio de Ecofisiología de la Facultad de Ciencias Biológicas de la UANL hasta llevar a cabo su procesamiento.

Homogenización, preparación de extractos y alícuotas

El homogeneizado se realizó primeramente pesando cada cefalotórax disectado en una balanza digital Ohaus ® (Peso Total). Dado el tamaño pequeño de los ejemplares, se optó por homogeneizar el cefalotórax sin extraer el hepatopáncreas para no dañarlo con el instrumental. El tejido se homogenizó en agua bidestilada en proporción 1:10 (tejido:agua) en un homogenizador Glas-Col ® a 100 rpm, a 4°C durante tres minutos obteniendo así los extractos. Dichos extractos se centrifugaron a 14000 rpm durante 15 min a una temperatura de 4°C y del sobrenadante se prepararon alícuotas de 100 µl. Por cada sitio de colecta se produjeron 10 extractos y de cada extracto se elaboraron 10 alícuotas, generando un total de 100 alícuotas por sitio de colecta analizado, las cuales sirvieron para analizar por triplicado la actividad enzimática.

Determinación de la concentración de proteína en las alícuotas

Para determinar la concentración de proteína se utilizó una modificación del método de Bradford (1976) adaptado para su uso en microplacas, colocando en los pozos 20µl de cada alícuota y 200µl de solución de trabajo Bradford con tres repeticiones por muestra. Para calcular la concentración de proteína en los extractos, se realizó en cada microplaca una curva estándar de albúmina sérica bovina (BSA por sus siglas en inglés) con

concentraciones de proteína conocidas. Las lecturas de absorbancia se registraron a 620nm después de 60 segundos en agitación.

Evaluación de los indicadores bioquímicos

Acetilcolinesterasa (AChE)

Para evaluar la actividad de la AChE se utilizó el método descrito por Ellman et al., (1961) y modificado para su aplicación en microplacas por Huang et al. (1997). Se preparó el buffer PBS 0.1 M a un pH de 7.8. Posteriormente se elaboró el sustrato con Acetylthiolcolina (0.015 M) en agua bidestilada y ácido 5,5'-Dithiobis 2-nitrobenzoico (DTNB) en 100 ml de buffer PBS.

Para cada muestra se trabajó con tres pozos (replicados analíticos) y como blancos se utilizaron otros tres pozos por microplaca sustituyendo la muestra por buffer. En cada pozo de la microplaca se colocaron 25µl de alícuota enzimática, 250µl de DTNB y 25µl de sustrato a 0.015M. Inmediatamente, en un lector de microplacas (ELx800, BIOTEK) se iniciaron lecturas de absorbancia a 405 nm en intervalos de 120 segundos y durante un tiempo total de 10 minutos. Las actividades se expresaron como el cambio de la absorbancia, por minuto, por miligramo de proteína ($\Delta\text{abs}/\text{min}/\text{mg}$ de proteína).

Buririlcolinesterasa (BChE)

La actividad de butirilcolinesterasa se evaluó siguiendo el mismo protocolo para la AChE, cambiando el sustrato por cloruro de butiriltiocolina a 0.0015 M. Este se preparó con 19.2 mg de butiriltiocolina en 5 ml de agua bidestilada. En cada microplaca, por pozo se colocaron 25µl de extracto enzimático, 250µl de DTNB en Buffer PBS y 25µl de sustrato a 0.015M. La actividad enzimática fue calculada como el incremento de absorbancia a 405 nm por minuto por miligramo de proteína en los extractos ($\Delta\text{abs}/\text{min}/\text{mg}$ de proteína).

Carboxilesterasa (CaE)

La actividad de esta enzima fue determinada utilizando p-nitrofenil acetato 2 mM como sustrato (Munilla y Starck, 1990). El buffer Tris-HCl (50 mM) fue preparado a pH 7.1. Para la elaboración del sustrato se disolvieron 9mg de p-nitrofenil acetato en 1ml de dimetil sulfóxido (DMSO) y se mezcló con 50 ml de buffer tris-HCl, el cual se preparó disolviendo 0.61g de trisma base en 100mL de agua destilada, ajustando el pH a 7.1 con HCl 0.1N.

En cada pozo de la microplaca se agregaron 25 μ l de extracto enzimático, 200 μ l de buffer Tris-HCl y 100 μ l de sustrato p-nitrofenil acetato. La actividad se registró por el incremento en la absorbancia a 405 nm durante 5 minutos en un lector de microplacas y se expresó como Δ abs/min/mg de proteína.

Fosfatasas Alcalinas (ALP)

Para la reacción de estas enzimas se siguió el método descrito por Moyano et al. (1996), aplicando en cada pozo de la microplaca 25 μ l de alícuota enzimática, 100 μ l de Buffer dietanolamina 1M a pH 9.8 con 50 mM de MgCl₂ y 100 μ l de sustrato 4-nitrofenil fosfato al 2% en buffer de reacción. El buffer se elaboró disolviendo 12.4g de dietanolamina en 50ml de agua destilada. Se agregaron 0.01g de cloruro de Magnesio, se ajustó el pH a 9.8 con HCl y se aforó a 100ml de Buffer.

Para el sustrato se disolvieron 0.02g de 4-nitrofenil-fosfato en 50mL de Buffer. Posteriormente se pesaron 0.02g de fosfatasa sustrato en un vaso de precipitado pequeño (forrado con aluminio) se añadieron 5ml de buffer y se mezclaron lentamente con agitador magnético y se tapa con aluminio, posteriormente se tomó la mezcla y se añadió a 45ml de buffer en matraz Erlenmeyer (previamente forrado con aluminio). La actividad se registró por el incremento en la absorbancia a 405 nm durante 5 minutos en lector de microplacas, expresándola como Δ abs/min/mg de proteína.

Glutanión-S-Transferasa (GST)

La actividad de la GST se analizó de acuerdo a Wilce y Parker (1994). La GST cataliza la conjugación de L-glutati3n con 1-cloro- 2,4-dinitrobenzeno (CDNB) a trav3s del grupo tiol del glutati3n. El producto de la reacci3n es el conjugado GS-DNB el cual absorbe a una longitud de onda de 340 nm, por lo cual se puede considerar que el incremento de absorbancia (340 nm) es directamente proporcional a la actividad de GST en la muestra. Previo a la reacci3n se prepararon un buffer Dubelco (DPBS) pH 7.2 y el sustrato, el cual consisti3 en una mezcla de Glutati3n reducido en buffer DPBS y CDNB disuelto en DMSO. Para la reacci3n se mezclaron 25 μ l del extracto enzimático y 200 μ l del sustrato en cada pozo de la microplaca, haciendo las lecturas a 340 nm cada 30 segundos durante 5 minutos en un lector de microplacas ELx800, BIOTEK. La actividad se expres3 como Δ abs/min/mg de prote3na.

Superóxido dismutasa (SOD)

La actividad de la SOD fue medida con el método espectrofotométrico descrito por Flohé y Otting (1984). La mezcla de reacción consistió de 200 µl de detector de radicales (sal de tetrazolio), 20 µl de xantina oxidasa 0.1 mM y 20 µl de la alícuota enzimática. Cada reacción se hizo por triplicado, destinando dos pozos para la mezcla y uno para su blanco correspondiente (Blanco 2). Se elaboraron 3 soluciones blanco:

- ❖ Blanco 1: 20 µl de agua bidestilada; 200µl de detector de radicales; 20µl de xantina oxidasa.
- ❖ Blanco 2: 20µl de alícuota enzimática; 200µl de detector de radicales; 20µl de buffer Tris-HCL 50 mM pH 8.0.
- ❖ Blanco 3: 20µl de agua bidestilada; 200µl de detector de radicales; 20µl de buffer Tris-HCL 50 mM pH 8.0.

La reacción se inició añadiendo 20µl de xantina oxidasa en el buffer Tris-HCL pH 8.0 50 mM, catalizando la liberación de radicales superóxido, los cuales fueron secuestrados por la sal de tetrazolio y cuantificados a 450 nm. La concentración de radicales fue inversamente proporcional a la actividad de SOD en las muestras. Para cuantificar la actividad, se midió el porcentaje de la inhibición de la xantina oxidasa con la siguiente expresión:

$$\% \text{ inhibición} = \left[\frac{[(AbsB1) - (AbsB3)][(AbsM) - (AbsB2)]}{[(AbsB1) - (AbsB3)]} \right] \times 100$$

Donde AbsB1, AbsB2, AbsB3 y AbsM, son los valores de absorbancia del blanco uno, dos, tres y de la muestra o alícuota enzimática respectivamente. Los valores AbsB2 varían para cada caso o muestra. El cálculo se realizó por cada repetición de reacción enzimática.

Capacidad de Absorción de Radicales de Oxígeno (ORAC: Oxygen Radical Absorbance Capacity)

ORAC es un método basado en la capacidad de los compuestos antioxidantes de una muestra para reducir directamente al radical peroxilo (radical pro-oxidante). La oxidación es provocada por la descomposición térmica de AAPH [(2,2 azo-bis)(2-amidinopropano)

hidrocloruro] a 37°C lo que produce radicales libres que reaccionan con oxígeno transformándose en radicales peroxilo correspondientes (Prior et al. 2003).

La prueba evalúa la degradación oxidativa mediante la fluorescencia, dado que el nivel de esta es directamente proporcional a la actividad antioxidante. Permite observar la capacidad antioxidante de una muestra en función al tiempo utilizando como base fluorescente a la fluoresceína y al Trolox (análogo de la vitamina E soluble en agua) como antioxidante estándar (Huang et al. 2014).

Para la determinación, primero se eliminó la proteína de las alícuotas enzimáticas mediante precipitación con ácido perclórico (0.5 M) en proporción 1:1 (v:v). Esta mezcla se centrifugó a 14000 rpm durante 15 minutos y del sobrenadante se recuperaron 50 o 100µl para después diluirlos en buffer fosfato 75mM pH 7.4 en proporción según volumen de muestra. También se realizó una curva estándar de Trolox haciendo 6 diluciones seriadas a partir de 40µl de alícuotas de Trolox y 560µl de buffer fosfato. Se usó el mismo buffer de fosfatos como blanco.

Posteriormente en cada pozo se preparó la mezcla de reacción, la cual consistió en 150µl de fluoresceína 0.004 mM y/o 25µl de antioxidante (Trolox), de muestra problema o de buffer según sea el caso (respectivamente, para la curva estándar, las muestras y el blanco). La microplaca fue pre-incubada por 30 minutos a 37°C en el lector de microplacas (Synergy 2 Biotek). Después, se añadieron 25µl de AAPH [(2,2 azo-bis) (2-amidinopropano) hidrocloruro] en cada pozo para comenzar la reacción. La fluorescencia fue registrada cada minuto por 60 minutos a 485 nm de excitación y 528 nm de emisión. Los cálculos para las curvas de los estándares y las muestras fueron realizados por el software Gen5 (Biotek) incorporado en el lector de microplacas. El valor de ORAC de la muestra se obtuvo calculando la diferencia de áreas bajo la curva de descenso de fluorescencia en el tiempo entre las muestras y el blanco, comparándolas con la del estándar Trolox. Los valores ORAC fueron expresados como equivalentes de Trolox en µM/mg de proteína.

Análisis estadístico

La normalidad de los datos fue evaluada con el test de Kolmogorov-Smirnov. Las diferencias entre las respuestas de los biomarcadores por sitio se analizaron mediante un

ANOVA simple y una prueba de T-student para determinar diferencias entre temporadas. El análisis se llevó a cabo usando el software SPSS versión 24.

Respuesta Integrada de Biomarcadores (IBR: Integrated Biomarker Response)

Los valores para cada biomarcador fueron estandarizados para cada estación y temporada de muestreo siguiendo la metodología descrita por Belieff & Burgeot (2002). Los valores fueron obtenidos considerando una respuesta inhibitoria de la AChE, BChE, CaE y el ORAC, así como una respuesta de activación del resto de los biomarcadores. Posteriormente, los datos se representaron en gráficas de estrella y para obtener el IBR se calculó el área del polígono de acuerdo a la fórmula modificada por Devin et al. (2014).

RESULTADOS

Biomarcadores

Las actividades de esterasas con respuesta inhibitoria (AChE y BChE) en general fueron significativamente menores (mayor inhibición) en el sitio con influencia continental (BC), acrecentándose en aquellos de influencia lagunar y marina (ZP y OT) en ambas temporadas de estudio. Los camarones mostraron mayor actividad de la GST en OT durante marzo y BC en agosto. Las actividades de las esterasas y la GST fueron significativamente diferentes al compararlas por temporada. Finalmente, la capacidad antioxidante (ORAC) fue significativamente mayor en organismos colectados en los sitios OT y ZP en ambas temporadas, mientras que aquellos colectados en OT durante agosto y BC en marzo expusieron mayor actividad de la SOD. Los resultados del ORAC en BC no fueron significativamente diferentes al compararlos por temporada, ni los de la SOD en ZP (Tabla 30).

Respuesta Integrada de Biomarcadores

Los valores del IBR fueron mayores durante marzo en orden BC > ZP > OT (10.096, 8.510 y 7.861, respectivamente), misma tendencia observada en agosto, pero de menor magnitud (IBR= 5.571, 4.627 y 0.593, respectivamente) (Fig. 14a). Por biomarcador, los IBR quedaron en el siguiente orden: AChE > GST > BChE > CaE > ORAC > ALP > SOD (Fig. 15a). Los IBR de AChE y BChE arrojaron los valores más altos (9.442 y 7.461, respectivamente), así como un patrón de respuesta similar por sitio y temporada de acuerdo a los polígonos que obtuvieron (Figs. 15a, b). La GST (IBR= 7.894) fue más activa en OT y ZP durante marzo y exhibió un polígono similar a las esterasas de mayor respuesta, pero con menor dimensión (Fig. 15e). Los IBR de la CaE y la ALP (5.678 y 3.436, respectivamente) resultaron en polígonos similares en forma, exponiendo notoria actividad en ZP durante marzo, para después mostrar una clara disminución en la época lluviosa (Figs 15d, f).

En el caso de los indicadores de estrés oxidativo, el IBR del ORAC (4.036) obtuvo picos de actividad en BC para ambas temporadas (Fig. 15g). Por otra parte, la SOD expuso el valor de IBR más bajo de todo el análisis (2.802) salvo en BC y OT en marzo y agosto, respectivamente (Fig. 15h).

En términos generales, los organismos procedentes tanto del sitio con influencia continental (OT) como aquel aledaño a las áreas profundas de la laguna (ZP) mostraron mayor respuesta en función de las esterasas en ambas temporadas, mientras que la capacidad antioxidante experimentó una disminución notable hacia la época de lluvias (Fig. 14c,d). Paralelamente, en marzo hubo un aumento paulatino hacia los sitios con mayor influencia marina (ZP y OT) en la respuesta de la CaE, ALP y GST; esta última enzima, a su vez, se comportó de manera contraria durante agosto, disminuyendo su respuesta en lugar de aumentarla (Fig. 14b-d). Adicionalmente, en las muestras colectadas en OT durante agosto predominó la actividad de la SOD y la CaE, y se evidenció la ausencia de todos los demás biomarcadores (Fig. 14b).

Tabla 30. Media± desviación estándar de los biomarcadores analizados en *Tozeuma carolinense* del área central de Laguna Madre, Tamaulipas. Literales distintos indican diferencias significativas (P<0.05) entre localidades de la misma época. (**) indica diferencias significativas (t-student, P<0.025) de un mismo marcador por temporada.

	OT		ZP		BC		IBR biomarcador
	S	LL	S	LL	S	LL	
AChE	10.589±6.856 b **	28.739±10.571 b	4.820±1.734 a **	6.353±3.313 a	4.101±1.426 a **	3.150±1.540 a	9.4422
BChE	0.648±0.223 b **	1.073±0.289 c	0.645±0.233 b **	0.030±0.108 a	0.510±0.183 a **	0.418±0.143 b	7.4618
CaE	5.716±2.039 ab **	4.561±1.881 b	6.583±3.011 b **	3.159±0.969 a	4.922±1.669 a **	4.006±0.881 b	5.6783
ALP	26.588±13.345 a **	3.817±1.343 a	41.388±12.386 b **	8.450±3.598 b	22.101±13.826 a **	7.612±3.125 b	3.4367
GST	33.955±19.211 b **	7.501±2.642 a	28.591±4.734 b **	22.47±11.03 b	17.974±6.885 a **	26.427±9.193 b	7.8948
ORAC	22.320±6.725 b **	27.048±8.680 b	31.343±5.208 c **	23.929±3.226 b	15.664±6.030 a	16.267±5.280 a	4.0363
SOD	59.997±3.504 a **	65.179±2.346 b	58.654±7.067 a	60.996±5.404 a	65.312±5.593 b **	58.822±6.386 a	2.8024
IBR	7.8614	0.5930	8.5109	4.6277	10.0964	5.5710	

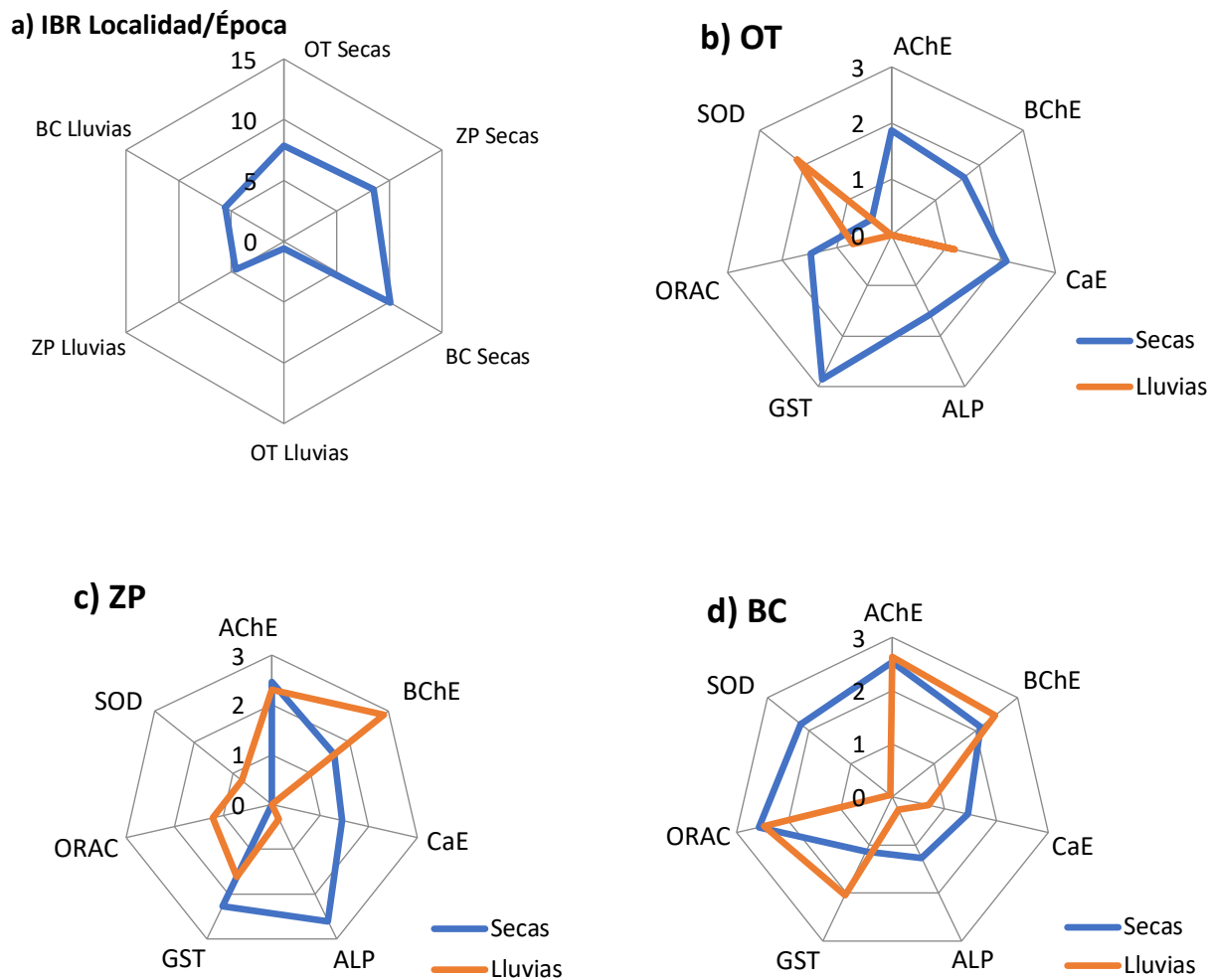
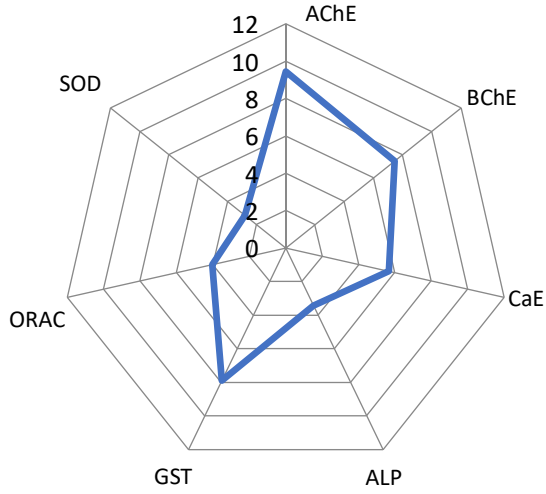
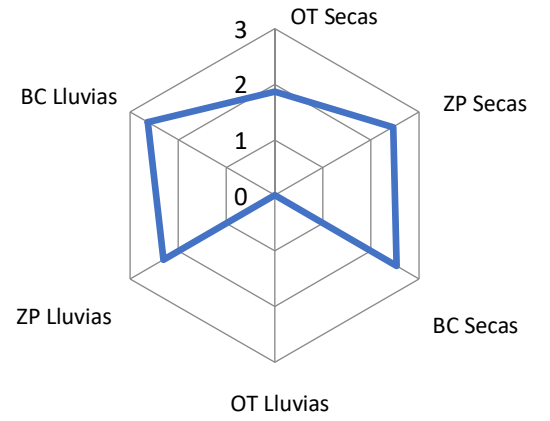


Figura 14 Gráfico de estrella del IBR obtenido en *T. carolinense* de cada sitio y temporada de colecta (a), y de todos los biomarcadores analizados por sitio, comparando épocas (b-d) en el área central de Laguna Madre de Tamaulipas, México. El tamaño y la forma de los polígonos indican la respuesta enzimática. Los valores de IBR se mencionan en el texto.

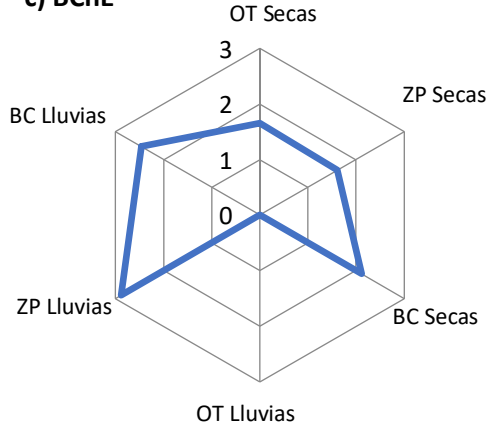
a) IBR Biomarcadores



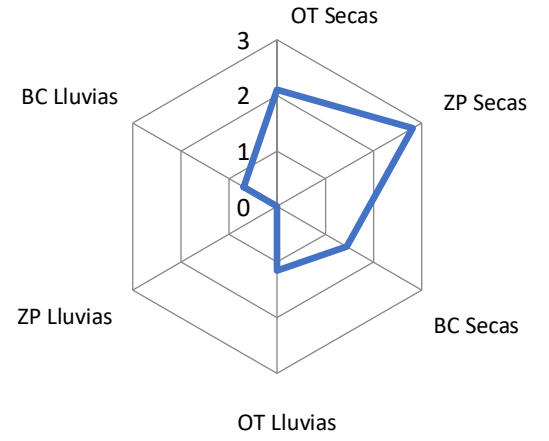
b) AChE



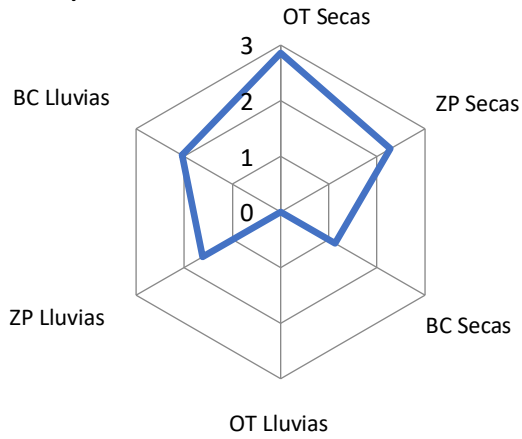
c) BChE



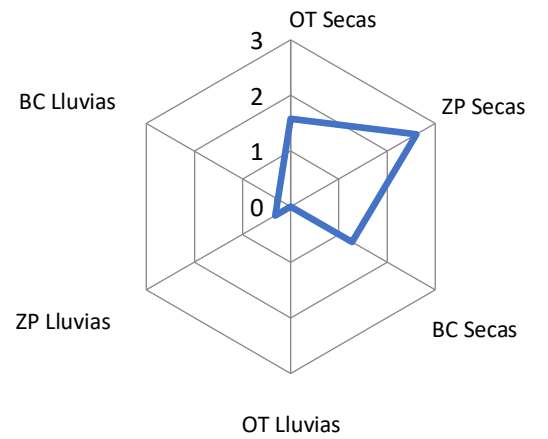
d) CaE



e) GST



f) ALP



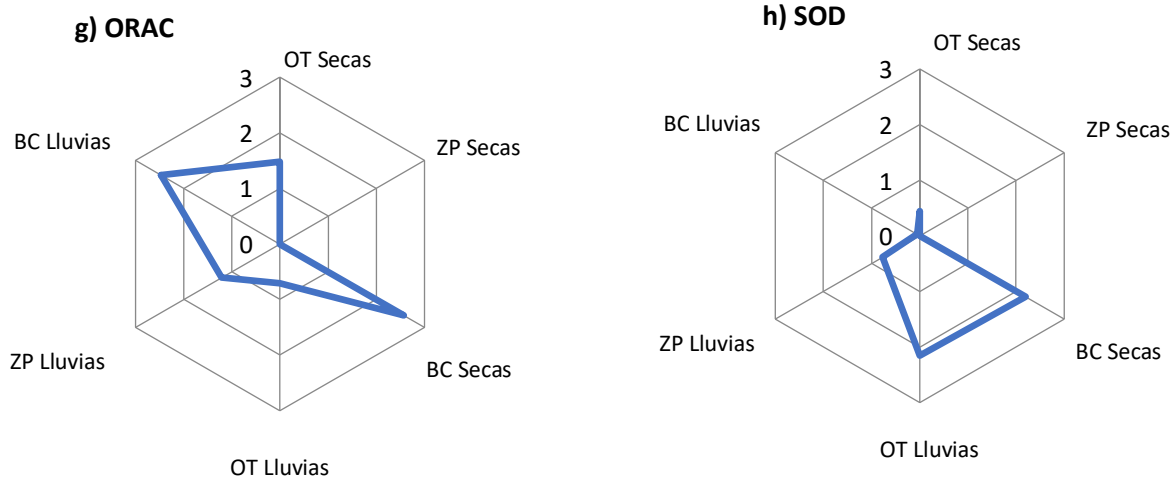


Figura 15 Gráfica de estrella del IBR obtenido para todos los biomarcadores evaluados en *T. carolinense* (a), así como de los IBR de cada biomarcador en los sitios (OT, ZP, BC) y temporadas (secas y lluvias) analizadas (b-h) en el área central de Laguna Madre de Tamaulipas, México. El tamaño y forma de los polígonos indican la respuesta enzimática. Los valores del IBR son presentados en el texto.

DISCUSIÓN

A la fecha, es relativamente escasa la información disponible en materia de impacto por contaminantes en el área de Laguna Madre de Tamaulipas y prácticamente nula al considerar estudios ecotoxicológicos que usen el biomonitoreo como medio de evaluación de la salud del ecosistema, destacando recientemente el análisis de Aguilera et al. (2019) llevado a cabo en la misma área de muestreo del presente estudio, pero utilizando al molusco bivalvo *Chione elevata* como organismo monitor. Los resultados de nuestro análisis indicaron mayormente procesos de neurotoxicidad y detoxificación, principalmente al observar la actividad de las enzimas esterasas y la GST. La AChE fue la enzima que mayor respuesta mostró de manera general en todo el estudio por sitio y temporada al compararse con los demás biomarcadores (Fig 14 b-d). Paralelamente, la BChE respondió de manera similar a la AChE, aunque en menor grado ya que estos dos biomarcadores típicamente responden similar a los contaminantes, pero con diferente sensibilidad dependiendo principalmente de la especie o tejido analizado (Nunes 2011). Ambas enzimas mostraron mayor inhibición en el sitio con influencia continental (BC), pero también lo hicieron de manera importante en ZP. Lo anterior, asimismo, concuerda con los resultados de IBR mostrados por ambas enzimas, los cuales fueron mayores en dichas localidades (Fig. 15 b,c). Contrariamente, Aguilera et al. (2019) reportaron mayor inhibición de estas enzimas en los sitios con mayor influencia marina, pero las mayores concentraciones de metales (lo cual coincide con el presente estudio). No obstante, los IBR obtenidos para las esterasas fueron muy bajos en comparación con el resto de los biomarcadores que analizaron, indicando que los efectos neurotóxicos por acción de contaminantes no representan la principal causa de estrés en las poblaciones de *C. elevata*. Lo anterior no parece ser el caso del presente estudio, ya que la respuesta de las esterasas analizadas indican que la neurotoxicidad representa la principal causa de estrés en las poblaciones de *Tozeuma carolinense* y que se acentúa mayormente en el sitio con influencia continental, pero también de manera importante en ZP (Fig 15 a-d).

La GST fue otra enzima con actividad relevante, siendo mayor en las localidades OT y ZP (influencia marina) en temporada de secas, mostrando un polígono similar a la AChE y BChE, pero de menor dimensión (Fig 15 e). Estos resultados difieren con lo reportado por Aguilera et al. (2019) para la almeja *C. elevata*, quienes advirtieron mayor actividad

de GST en las muestras del sitio con influencia continental, indicando procesos de detoxificación propiciados por la exposición a mezclas complejas de contaminantes y señalaron la importante actividad pesquera como posible agente causal. Asimismo, indican que sus resultados se apoyan por la actividad de la ALP, que también se incrementa durante procesos de detoxificación de varios contaminantes (Mazorra et al. 2002), así como por los resultados del IBR de ambas enzimas que señalaron mayor estrés en los sitios con influencia continental. Lo anterior coincide con la respuesta de la GST durante la temporada de lluvias (agosto) en el presente estudio, ya que fue mayor hacia el sitio aledaño al continente (BC), más no quedó apoyado por la respuesta de la ALP, la cual fue muy baja en el mismo sitio y temporada (Fig. 15 e,f), así como también el contenido de metales pesados en sedimento, por lo que la relación con estos xenobióticos no fue evidente.

Por otro lado, en la temporada seca la GST mostró un patrón de actividad en orden OT >ZP >BC, lo cual no permitió establecer una relación directa de la respuesta del biomarcador con la cercanía a las descargas antropogénicas, ni tampoco con el máximo contenido de metales pesados en sedimentos (lo cual ocurrió en ZP), por lo que esta enzima pudo haber respondido a otro tipo de variables de estrés, ya que frecuentemente se descarta el potencial efecto de los factores abióticos (Vinagre et al. 2014). La GST, junto con otras moléculas, se ha utilizado como indicador de estrés celular provocado por agentes de contaminación urbana, industrial y agrícola, como los metales pesados, PCBs y HAPs, así como también para monitorear daño oxidativo por acción de especies reactivas de oxígeno. La temperatura ha resultado ser una importante fuente de variabilidad en estudios donde comparan biomarcadores de estrés oxidativo en diferentes sitios y especies expuestas a varios regímenes térmicos, como peces y cangrejos (Vinagre et al. 2012; Madeira et al. 2013, 2014). Se ha observado que el incremento de temperatura aumenta significativamente las respuestas de biomarcadores de estrés como la SOD y la GST en el carideo *Palaemon elegans*, al mostrar picos de actividad enzimática a 22-26 °C y decreciendo a medida que la temperatura aumentó (28-32 °C), posiblemente debido a una mayor tasa de consumo que de síntesis (Vinagre et al. 2014), lo cual también podría explicar las menores actividades de la GST en el presente estudio durante agosto por efecto de este mismo parámetro (Tabla 30; Fig. 15 e). Lo anterior no aplica a la dinámica

observada de la SOD (Fig 2h), que, por otra parte, obtuvo el menor valor de IBR de todo el estudio (Fig 15 a, h), sugiriendo que no es un biomarcador que refleje las condiciones en las poblaciones estudiadas de *Tozeuma carolinense*. La proporción temperatura-respuesta enzimática también se ha observado en los carideos *Lysmata seticaudata* y *L. amboinensis* (Rosa et al. 2014), en el penaeido *Litopenaeus vannamei* a nivel de expresión de genes que codifican para la GST, CAT y ferritina (Zhou et al. 2010), en cirripedios como *Balanus balanoides* (Nyogi et al. 2001), en cangrejos que habitan distintos nichos térmicos en la zona intermareal-submareal (Madeira et al. 2014), o en organismos de otros grupos como peces (Madeira et al. 2013) y bivalvos (Abele et al. 2002). La relación temperatura-GST pudo haber influido en los resultados obtenidos en el presente estudio durante la temporada seca, dada la inocuidad entre la respuesta de esta enzima con respecto a la influencia antropogénica (en BC) y a los máximos niveles de metales pesados en sedimentos (en ZP). Cabe agregar que durante marzo ingresó un frente frío al segundo día de muestreo, disminuyendo notablemente la temperatura del agua (Tabla 5). En este contexto, las poblaciones de *T. carolinense* probablemente experimentaron una disminución de los niveles de GST al haberse adaptado rápidamente a condiciones de menor estrés térmico. Las especies que habitan regiones marinas templadas y ambientes intermareales se encuentran a menudo sujetas a cambios medioambientales extremos diarios o estacionales dado que viven bajo la influencia de regímenes acuáticos y aéreos (Helmuth et al. 2006), donde la temperatura juega un papel importante en la regulación de sus ciclos biológicos y procesos moleculares (Vinagre et al. 2009; Fiszbein et al. 2010; Madeira et al. 2016). En el estudio de Rosa et al. (2014) se observaron respuestas antioxidantes (SOD, GST y CAT) diferentes entre *L. seticaudata* (subtropical) y *L. amboinensis* (tropical), posiblemente porque al haber evolucionado en ambientes inestables y con pronunciadas fluctuaciones estacionales, *L. seticaudata* desarrolló una mayor plasticidad adaptativa y que también quedó reflejado en la menor capacidad de aclimatación a corto tiempo mostrado por *L. amboinensis*, apoyando en cierta medida la hipótesis de que en el presente estudio *T. carolinense* disminuyó sus niveles de GST en consecuencia de un menor estrés térmico y su mayor capacidad de respuesta a corto plazo por ser una especie de gran plasticidad ecológica en función de su amplia distribución geográfica [Massachusetts, USA–Sao Paulo, Brasil (Herrera-Barquín et al. 2018)]. Algo

similar también fue concluido por Vinagre et al. (2014) al explicar el bajo estrés oxidativo que experimentaron *Palaemon elegans* y *P. serratus* por habitar pozas intermareales altamente variables en sus condiciones abióticas, e igualmente ha sido señalado para cangrejos que habitan diferentes nichos térmicos y que, por lo tanto, influyó de manera distinta en sus respuesta al estrés oxidativo (Madeira et al. 2014). Los hábitats de pastos marinos muestreados, si bien se encuentran sumergidos, pueden experimentar notables variaciones batimétricas diurnas o estacionales, así como también en los parámetros fisicoquímicos del agua (Tabla 5), ejerciendo estrés térmico a las comunidades que los habitan. A pesar de lo ya mencionado, la relación con la temperatura no fue tan evidente durante la temporada lluviosa, ya que la GST aumentó su actividad incluso a temperaturas mayores de 30°C, contrario a lo reportado por Vinagre et al. (2014) para *P. elegans* y *P. serratus*, sugiriendo que en esta época esta enzima probablemente sí respondió en función de procesos de detoxificación de xenobióticos acarreados desde el continente (mayor respuesta en BC), considerando además que no hubo cambios bruscos de temperatura antes ni durante el muestreo. No obstante, las especies de distribución subtropical pueden desplegar mecanismos fisiológicos como el aumentar su máximo térmico crítico (CTMax por sus siglas en inglés) a medida que la temperatura supera los 24°C o mantener su sensibilidad térmica metabólica (Rosa et al. 2014). Estos fenómenos también pudieron haber intervenido en la respuesta de la GST en *T. carolinense* durante agosto. Es por ello que se necesita tomar en cuenta el historial térmico de las especies que se pretenda utilizar para el biomonitoreo, así como entender los mecanismos bioquímicos que acompañan la aclimatación estacional (Vinagre et al. 2014; Madeira et al. 2016). En este sentido, Vinagre et al. (2014) recomiendan evitar los muestreos durante olas de calor o inmediatamente después de las mismas, ya que estos marcadores se incrementan sólo por el aumento de temperatura, lo que eventualmente agota su síntesis y capacidad de respuesta oxidativa, y, por lo tanto, no reflejan la cantidad de contaminación en el hábitat o son incapaces de responder a otros estresores como la toxicidad por xenobióticos.

Los resultados de la ALP fueron mayores en ZP durante marzo, coincidiendo con las máximas determinaciones de metales pesados en sedimento. Se ha observado el incremento de la ALP en función de mayores concentraciones y tiempos de exposición al Cd en el cangrejo de agua dulce *Sinopotamon henanense* (Qin et al. 2012), así como en

Uca annulipes y *Scylla serrata* (Reddy & Bhagyalakshmi 1994). Lo cual es improbable en el caso del presente estudio al no haberse detectado Cd en ninguna muestra de sedimento. Similar a lo anterior fue reportado para *Macrobrachium nipponense* a las 24 y 48 horas de exposición a dosis agudas de amonio (Zhang et al. 2015), así como en *M. malcolmsonii* con Endosulfán (Bhavan & Geraldine 2001). Asimismo, la ALP se activó a concentraciones agudas y subletales de Cu para bivalvos (12.5 y 125 µg/L, respectivamente) en el ostión *Pinctada fucata* (Jing et al. 2006). Dichas dosis son menores incluso que las mínimas de Cu determinadas en el presente estudio, sugiriendo que la ALP quizás se activó como respuesta a los niveles de este metal en el sedimento. Sin embargo, la interpretación se dificulta por tratarse de umbrales reportados para organismos bivalvos, con ciclos de vida y fisiología diferentes. Además, Jing et al. (2006) concluyeron que esta enzima es influenciada por varios factores de los cuales el Cu fue uno de ellos, algo similar a lo implicado por Das et al. (2004), quienes plantearon que la actividad de la ALP en diferentes tejidos pudo haber variado con respecto al pH de los mismos, decreciendo a medida que el pH disminuyó. Aunque la actividad de la ALP en el presente análisis haya sido significativamente mayor en el sitio con más contenido de metales pesados en sedimento, no se presentó este mismo patrón en la temporada lluviosa, cuyos valores de metales estuvieron muy cercanos a los de marzo. La respuesta de la ALP varía dependiendo del tejido analizado aún cuando los niveles de metales exhiben diferencias notorias (Jing et al. 2006). Además, el IBR general de la ALP fue el segundo más bajo (3.436; Fig 15 a), sugiriendo que esta enzima puede estar bajo la influencia de una trama de factores más compleja y menos directa hacia los metales en sedimento. Lo anterior, junto con la poca información existente sobre la dinámica de la ALP en camarones carideos, y en general dentro del subphylum Crustacea, dificulta la interpretación de los datos obtenidos y pone de manifiesto la necesidad de una caracterización más completa de los mecanismos de esta enzima en crustáceos carideos como *T. carolinense*.

Adicionalmente, se midió el estrés oxidativo a través de la enzima superóxido dismutasa (SOD) y la capacidad de absorción de radicales de oxígeno (ORAC). La respuesta de la SOD fue la más baja de toda la batería de biomarcadores utilizados, lo cual también quedó reflejado en los valores de IBR y los polígonos arrojados por la misma, exponiendo mayor respuesta en BC y OT durante marzo y agosto, respectivamente (Fig 15 a, h). Pero sin

mostrar un patrón evidente en función de los metales pesados en sedimento debido a la baja actividad enzimática registrada para ZP en ambas temporadas (máximas determinaciones de metales) o en OT durante marzo (Tabla 10). Los metales pesados pueden inhibir la actividad de enzimas antioxidantes como la SOD o la catalasa (CAT) (Ma et al. 2013). La síntesis de especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés) se asocia frecuentemente con la exposición al Cd, inclusive fomentando fenómenos de apoptosis bajo escenarios de exposición excesiva (Kanter et al. 2016). Lin et al. (2017) reportaron estimulación de la SOD y CAT a concentraciones bajas de Cd (0.63–5.04 mg L⁻¹) en el cangrejo *Eriocheir sinensis*, pero, por otro lado, una reducción significativa en su actividad a 10.07 mg L⁻¹, sugiriendo que un aumento excesivo de ROS probablemente excedió la capacidad antioxidante del cangrejo, deteriorando el funcionamiento de dichas enzimas. Los niveles de Cd en el presente estudio fueron indetectables, haciendo menos probable una inducción o disminución de la SOD en *T. carolinense* como respuesta a este metal. No obstante, cabe considerar la posible presencia de este xenobiótico en el medio acuoso, dado que previamente se ha corroborado que su aumento puede incrementar el contenido de H₂O₂ y, en consecuencia, de la SOD y CAT en los crustáceos *Sinopotamon henanense* (Wang et al. 2011; Ma et al. 2013), *S. yangtsekiense* (Yan et al. 2007; Li et al. 2010; Jin et al. 2011), *Macrobrachium sintangense* (Soegianto et al. 2013) y *Palaemonetes argentinus* (Chiodi Baudet et al. 2015). Misma situación puede ser tomada en cuenta en el caso del Zn, dado que tampoco pareció ejercer influencia sobre la SOD incluso en el sitio donde tuvo mayor concentración (ZP), pero que se ha demostrado en análisis de cefalotórax del carideo *Palaemonetes argentinus* a concentraciones de 527.4 µg/L de Zn, así como también en muestras de abdomen a menores dosis (5 µg/L) (Bertrand et al. 2016). Aspectos adicionales a reconocer son el hábitat de alimentación y el microhábitat donde ocurren las especies, ya que son variables cruciales en la ingesta de metales y consecuentemente influenciarán en los sistemas encargados de su detoxificación, algo que fue señalado por González-Rey et al. (2007) al comparar dichos sistemas en camarones que habitan ventilas hidrotermales (*Mirocaris fortunata* y *Rimicaris exoculata*) con aquellos que ocurren en ambientes costeros (*Palaemon elegans* y *Palaemonetes varians*). Dicho estudio analizó las metalotioneínas (MT) y enzimas antioxidantes (incluyendo SOD) encontrando diferencias significativas

entre ambas clases de camarones, así como entre especies colectadas en el mismo sitio. Por otro lado, señalaron similitudes en las MT de *M. fortunata* (hidrotermal) y *P. elegans* (costero), sugiriendo diferencias específicas en los niveles basales de estas proteínas en lugar de reflejar una respuesta metabólica al ambiente. En nuestro caso, *T. carolinense* podría estar mostrando un mecanismo similar asociado al microhábitat en su capacidad antioxidante o ser totalmente independiente al mismo, por lo que se necesita profundizar al respecto. En cuanto a las variables ambientales, la temperatura ha influenciado la respuesta de la SOD del balano *Balanus balanoides* (Niyogi et al. 2001), que también fue observado para *Palaemon elegans* por Vinagre et al. (2014), mientras que, paralelamente, no registraron en otro carideo, *P. serratus*, y esto parece coincidir con lo observado en este análisis, ya que la SOD de *T. carolinense* no pareció responder a los cambios en la temperatura del agua de cada estación (Tabla 5, 30).

Finalmente, con respecto al ORAC se observó una tendencia positiva en su respuesta durante ambas épocas de estudio en el sitio aledaño al continente (BC), siendo mayor que el resto de las localidades muestreadas al observar los valores y el polígono de IBR que obtuvo (Fig. 15 g). Lo anterior queda apoyado por los valores significativamente menores que mostró en dicho sitio y temporalidades (Tabla 30). Este biomarcador cuantifica las moléculas antioxidantes no-enzimáticas presentes en los organismos que pueden inhibir la acción de los radicales libres (Barriga-Vallejo et al. 2017). Por lo tanto, valores bajos representarían una mayor exposición a dichos radicales que pudieran provenir de la exposición a xenobióticos (Aguilera et al. 2019). Esto sugiere que los camarones procedentes de BC estuvieron más expuestos a estrés oxidativo en las dos temporadas de estudio, seguida de la localidad OT durante marzo y ZP en agosto. Por época de estudio la respuesta antioxidante, en general, fue mayor en agosto, pero sólo exponiendo diferencias significativas en los sitios OT y ZP, mientras que en BC no hubo diferencia temporal en los valores de ORAC obtenidos (Fig 15 g; Tabla 30). Estos resultados coinciden con lo reportado por Aguilera et al. (2019) quienes obtuvieron los valores más bajos de ORAC en el mismo punto de muestreo, lo cual también fue respaldado por los resultados y el polígono de IBR al haber sido mayor en dicho sitio. Asimismo, descartaron la posibilidad de la influencia tóxica de los metales pesados en sus resultados, ya que las mayores concentraciones se determinaron en los sitios con influencia marina, lo cual

también coincide con el presente estudio dados los mínimos valores de estos xenobióticos en BC y mayores en ZP y OT (ceranos al océano). A diferencia de Aguilera et al. (2019), el IBR del ORAC estuvo dentro de los más bajos, por lo que el estrés oxidativo, en sentido amplio, no parece representar un factor de impacto mayor en *T. carolinense*. Sin embargo, en cierta medida se pone en evidencia un posible escenario de estrés oxidativo en la zona aledaña al continente, pero que pudiera estar en función de estresores derivados desde otros medios, como el agua, las variaciones ambientales, o como consecuencia de la fisiología propia de la especie. Gorokhova et al. (2013) reportaron afectaciones en la capacidad fisiológica del anfípodo *Monoporeia affinis* para generar y coordinar su respuesta oxidativa (ORAC, SOD y CAT): 1) bajo condiciones de hipoxia, 2) al exponerse a sedimentos contaminados con metales pesados (Hg, Cd, Cu, Pb y Zn) y 3) durante la re-oxigenación. Encontraron que la hipoxia incrementó los niveles de dichos marcadores tanto en los sedimentos contaminados como en los de referencia, sugiriendo que *M. affinis* posee una estrategia de preparación para el estrés oxidativo que le facilita la recuperación cuando el evento hipóxico ha pasado o cuando se mueve a ambientes con diferentes niveles de oxígeno. Por otro lado, la exposición de *M. affinis* a xenobióticos alteró este mecanismo anticipatorio al elevar los niveles basales de ORAC y SOD durante la hipoxia y suprimiendo su respuesta a la re-oxigenación. Este déficit de oxígeno ha sido reportado principalmente en verano en la bahía de Corpus Christi (Montagna & Kalke 1992; Martin & Montagna 1995), donde el tiempo de residencia de las aguas es largo y que también puede llegar a manifestarse en Laguna Madre de Tamaulipas ejerciendo sus efectos en los organismos que ahí habitan. Adicionalmente, Gorokhova et al. (2013) observaron que los anfípodos expuestos a sedimentos contaminados experimentaron inhibición de la AChE indicando neurotoxicidad, a la vez que reportaron correlación entre dicha esterasa y los biomarcadores oxidativos, señalando un posible acoplamiento mecánico entre esta enzima y la regulación del estado redox. Sus resultados, asimismo, sugieren que la actividad de la AChE de *M. affinis* decrece al incrementarse los antioxidantes (ORAC, SOD y CAT). Lo anterior coincide de manera interesante con el comportamiento observado ORAC-AChE en BC en el presente estudio (Fig. 15 a,g), lo cual plantea un posible mecanismo de respuesta similar en *T. carolinense*, máxime al considerar que los sedimentos en BC tuvieron el menor contenido de metales pesados. No obstante, la relación con la SOD no

fue tan evidente como la del ORAC, así como también la AChE se inhibió de manera importante en ZP, donde la actividad ORAC fue significativamente mayor (menor estrés oxidativo; Tabla 30) y obtuvo menor IBR (Fig 15 g). Además, se han observado efectos inhibitorios en la actividad de la AChE como respuesta al estrés oxidativo por acción de la radiación ultravioleta en copépodos (Souza et al. 2010) y por exposición a H₂O₂ en heritrocitos de anguila (Molochkina et al. 2005). Por ello, los factores que condicionan la capacidad antioxidante de este carideo necesitan ser evaluados con mayor profundidad, ya que pueden revelar características interesantes de su potencial como bioindicador de disturbio oxidativo y daño neurotóxico.

De manera general, los resultados indicaron que la localidad con influencia continental (BC) se encuentra sujeta a un mayor estrés durante ambas temporadas de estudio (Fig. 14 a) debido al impacto que Laguna Madre percibe de fuentes como la escorrentía superficial, la cual involucra descargas provenientes de más de un millón de hectáreas distribuidas en cinco distritos agrícolas de la zona (Bello-Pineda et al. 2009). Los sedimentos de Laguna Madre entran principalmente a través de los aportes del Río Grande (Bravo), San Fernando y Soto La Marina, pero su distribución se determina por la acción de los vientos, del oleaje interno y por la entrada de agua marina al sistema (Yáñez & Schlaepfer 1968). El área de estudio se encuentra mayormente bajo la influencia del aporte de sedimentos del río San Fernando, que anteriormente descargaba en Laguna de Catán (BC), así como también por la entrada de agua marina dada su cercanía a Boca de Catán (aledaña a OT y ZP). Las localidades con mayor influencia marina mostraron menor impacto en función de la dinámica de los biomarcadores analizados. Estos sitios normalmente muestran menor contribución de contaminantes que pueden estar asociados con eventos como derrames de petróleo durante su transporte o extracción en mar abierto, lo cual es raro en el área cercana a Laguna Madre (Aguilera et al. 2019). Además, esta laguna costera, como otras, es un sistema estuarino separado del océano por una barrera física que la comunica de manera efímera a través de bocas de entrada (Contreras et al. 2010), lo cual limita el ingreso de sustancias contaminantes desde el medio marino. En el presente estudio, no fue posible establecer una relación directa de los biomarcadores utilizados con los contaminantes en sedimentos, lo cual es complicado por la capacidad adaptativa de los organismos y a la influencia de la variabilidad natural (Serafim et al. 2012). Fenómenos difíciles de

diferenciar especialmente en ambientes heterogéneos y naturalmente estresados como los estuarinos (Dauvin & Raullet 2009). En Laguna Madre, los camarones carideos han sido estudiados principalmente por su gran relevancia ecológica, diversidad, riqueza, parámetros de distribución asociados al hábitat, variaciones de densidad y biomasa, así como también destacan en listados de especies y evaluaciones sobre restauración de hábitats con sustratos de vegetación acuática sumergida (VAS) (Herrera-Barquín et al. 2018), sin previas consideraciones para su uso como organismos monitores de contaminación acuática. Asimismo, los estudios relativos a contaminación en sedimentos son escasos y han quedado principalmente dentro de la literatura gris, lo cual limitó la información necesaria para la selección de sitios que representaran un gradiente de contaminación definido. Lo anterior obligó a desarrollar la hipótesis de observar un mayor impacto en el sitio adyacente al continente y a las actividades antropogénicas. Los resultados del presente estudio indicaron, en cierta medida, dicho impacto en función del comportamiento de algunos biomarcadores, principalmente la AChE, BChE y la posible relación de la primera con el estrés oxidativo medido a través del ORAC, que, a su vez, también expuso el papel que pueden tener eventos abióticos como la hipoxia en la respuesta de los organismos, o el de la temperatura como factor de respuesta sobre la GST. En conjunto también ponen de manifiesto la gran complejidad en los mecanismos de interacción entre los organismos y el ecosistema que habitan.

Por lo anteriormente mencionado, es recomendable el uso de una amplia batería de biomarcadores considerando que no todos responden eficientemente a la naturaleza y magnitud de los contaminantes, además de su respuesta diferencial en función de la especie (Cotou et al. 2013). En este contexto, los biomarcadores utilizados corresponden con los objetivos de un enfoque ecotoxicológico como herramientas de detección temprana de estresores ambientales (Aguilera et al. 2019). Cuyas respuestas son indicadores de xenobióticos inductores de deterioro fisiológico que puede derivar en efectos a nivel de comunidad y, eventualmente, de ecosistema. La evaluación a través de una batería amplia de biomarcadores se dificulta en la interpretación de los datos, por lo cual se han desarrollado diversos índices que sintetizan la información recabada. De entre ellos, se seleccionó el IBR (Integrated Biomarker Response) (Belliaeff & Burgeot 2002) ya que consiste en un método gráfico simple que resume las respuestas de los

biomarcadores en un solo valor que refleja el nivel de estrés ambiental en cada sitio. Este índice puede integrar varias combinaciones de biomarcadores de salud general, efectos tóxicos y exposición a contaminantes específicos (Broeg & Lethonen 2006). Además, en la actualidad es muy utilizado en estudios de campo y laboratorio (Aguilera et al. 2019) y, debido a su fundamento matemático, si involucra un número relativamente grande de biomarcadores (6-8), como en el caso del presente estudio, se reduce marcadamente el sesgo de un solo factor, revelando de mejor manera el peso relativo de cada biomarcador (Broeg & Lethonen 2006). Asimismo, se ha corroborado la concordancia visual de este índice con los niveles de contaminantes en otros estudios (Belliaef & Burgeot 2002; Damiens et al. 2007; Pytharopoulou et al. 2008; Lu et al. 2010; Tsangaris et al. 2011), lo cual también se observó en el presente análisis en BC (sitio más cercano al continente) y ZP (mayores concentraciones de metales) exponiendo la utilidad de este índice como herramienta para el monitoreo cuantitativo de los efectos tóxicos de los contaminantes.

CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES

- La mayor respuesta de las enzimas esterasas indica un proceso generalizado de neurotoxicidad y la mayor causa de estrés sobre *Tozeuma carolinense*, acentuándose en el sitio con mayor influencia antropogénica (Bahía de Catán), así como también de manera importante en la Zona Profunda de la laguna en función de los resultados que obtuvieron ambas enzimas en su actividad y polígono de IBR.
- Es necesario caracterizar la dinámica de los factores abióticos sobre la biología de *T. carolinense* en el ecosistema, dadas las diferencias temporales de la GST aparentemente en función de la temperatura y así tener un mejor discernimiento de los factores que la influyen.
- En el caso de la SOD, se debe tomar en cuenta el hábitat o microhábitat de las especies para involucrar aspectos como los hábitos alimenticios y el forrajeo, ya que inciden en la ingesta de contaminantes y, por ende, en los mecanismos encargados de su detoxificación.
- Los resultados de ORAC plantean la importancia de analizar en mayor medida la relación del estrés oxidativo con la dinámica de la AChE, ya que podría existir un acoplamiento de ambos marcadores como respuesta al estrés generado por radicales libres en el sitio de mayor influencia antropogénica (Bahía de Catán).
- Como era de esperarse, el sitio más cercano al continente es el que presenta el mayor nivel de estrés ambiental, corroborado a través del análisis del IBR, marcadores como las esterasas y el ORAC, posiblemente por las descargas antropogénicas y escurrimientos superficiales que acarrear las sustancias xenobióticas.
- Sin embargo, parece poco probable que los sedimentos estén ejerciendo un efecto directo sobre *T. carolinense*, ya que, aunque Bahía de Catán haya obtenido el valor de IBR más alto, es el sitio que presentó las menores concentraciones de metales en sedimento.
- Los datos de contaminantes en el sedimento hacen ver la necesidad de evaluar otras posibles fuentes de estrés, como el agua o la vegetación acuática sumergida en función de los resultados de IBR y actividad enzimática para Bahía de Catán y

la Zona Profunda, de manera que se posibilite la identificación de las fuentes de disturbio.

- El análisis de indicadores de contaminación a nivel bioquímico representa una alerta temprana de estrés o daño ambiental, por lo que los resultados obtenidos fundamentan la continuidad de muestreos encaminados a determinar las variaciones de los biomarcadores analizados.
- Este trabajo representa la primera contribución acerca del uso de *T. carolinense* como especie bioindicadora, así como el primer acercamiento en la utilización de indicadores bioquímicos de contaminación en crustáceos de la Laguna Madre.
- En términos generales, se recomienda utilizar a *T. carolinense*, sus marcadores bioquímicos y el IBR como indicadores de la salud ambiental en Laguna Madre de Tamaulipas, ya que involucran el análisis de respuestas a diferentes tipos de impacto en una especie adaptada a las condiciones locales y que eventualmente podrían compararse con poblaciones que habiten en otras regiones de la cuenca o ecosistemas similares a lo largo del Golfo de México.

CONCLUSIÓN GENERAL

- De manera general, la salud del sistema Laguna Madre varia dependiendo de la escala que se esté evaluando.
- Los sedimentos no reflejan impactos severos por HAPs, ni por metales, solo con la excepción del Zn, el cual presentó grados de enriquecimiento importantes y niveles que han sido relacionados con efectos biológicos.
- Las comunidades indican niveles de contaminación severa y calidad del agua pobre, así como una calidad béntica mala y aguas contaminadas (BMWP). No obstante, es necesario elaborar un análisis que represente la mayor cantidad de grupos de carideos de las zonas de pastos marinos, incluyendo organismos tanto de epifauna como de infauna que habitan estas comunidades vegetales, así como una caracterización ambiental que permita determinar un gradiente de patrones de abundancia que ayude a generar un análisis de índices bióticos más robusto.
- A nivel poblacional, las especies analizadas indican que la salud del ecosistema es buena por proveer de los recursos necesarios para que las poblaciones estén bien establecidas y presenten factores de condición y peso relativo adecuados. No obstante, es necesario relacionar estos resultados con agentes contaminantes seleccionando especies no migratorias o mediante la obtención periódica de datos biológicos y de xenobióticos en sitios claves para el desarrollo del ciclo de vida de las especies.
- El nivel que denota una alerta más clara es el bioquímico, dado el comportamiento de los diferentes indicadores analizados en el presente estudio en espacio y tiempo. Estos determinaron que existe un posible escenario de contaminación particularmente en la zona aledaña a las descargas antropogénicas, así como en Zona Profunda.
- La interpretación de los resultados del presente estudio es compleja por cuanto abarca una amplia gama de disciplinas. Además, no fue posible una clara conexión de los niveles biológicos evaluados con los contaminantes en sedimento dadas las limitaciones metodológicas, el esfuerzo de muestreo, la dirección de los análisis llevados a cabo, así como la extrema complejidad y dinamismo inherentes de un

ecosistema con las dimensiones y variabilidad espacio-temporales como lo es la Laguna Madre.

PERSPECTIVAS

- Se exhorta a modelar los muestreos de tal forma que se incluya un mayor número de estaciones que, a la vez, representen de manera más clara los gradientes de disturbio antropogénico y poder establecer sitios de referencia.
- Ajustar las técnicas de cuantificación de xenobióticos en sedimentos (uso de estándares específicos, métodos de corroboración como el IR).
- Realizar la cuantificación simultánea de xenobióticos en diferentes matrices (sedimentos, agua, pastos y fauna), para tratar de entender su dinámica en este ecosistema.
- Considerar diversos grupos de organismos que representen mejor a toda la comunidad bentónica en conjunto con un muestro que involucre un mayor número de variables bióticas y abióticas para futuras aplicaciones del BQI. Asimismo, se pueden desarrollar adaptaciones de estos índices que estén ajustadas a las condiciones propias de este ambiente estuarino.
- Caracterizar la biología, ecología y fisiología del carideo *Tozeuma carolinense* para entender mejor su potencial bioindicador. Igualmente se pueden utilizar otras especies como *Hippolyte zostericola*, *Palaemon vulgaris* o *Palaemon mundusnovus*, por su abundancia y frecuencia en el área de estudio.
- Estos análisis pueden ser corroborados de manera más robusta por bioensayos de toxicidad utilizando los sedimentos del área de estudio o extractos de los mismo

LITERATURA CITADA

- Abele LG. 1972. A review of the genus *Ambidexter* (Crustacea: Decapoda: Processidae) in Panama. In: Bulletin of Marine Science 22 (2):365-380.
- Abele LG, Kim W. 1986. An illustrated Guide to the Marine Decapod Crustaceans of Florida. Department of Biological Science, Florida State University, 784 pp.
- Abele D, Heise K, Pörtner HO, y Puntarulo S. 2002. Temperature-dependence of mitochondrial function and production of reactive oxygen species in the intertidal mud clam *Mya arenaria*. Journal of Experimental Biology 205 (13): 1831-1841.
- Aguilera C, Leija A, Torres M, y Mendoza R. 2019. Assessment of Environmental Quality in the Tamaulipas Laguna Madre, Gulf of Mexico, by Integrated Biomarker Response Using the Cross-Barred Venus Clam *Chione elevata*. Water, Air, & Soil Pollution, 230 (2): 27.
- Ajani EG, B Bello, O Osowo. 2013. Comparative condition factor of two Penaeid shrimps, *Penaeus notialis* (Pink shrimp) and *Penaeus monodon* (Tiger shrimp) in a coastal state, Lagos, South West Nigeria. Nature and Science 11 (4): 1-3.
- Al-Shami SA, Rawi CSM, Ahmad AH, Hamid, S. A., & Nor, S. A. M. (2011). Influence of agricultural, industrial, and anthropogenic stresses on the distribution and diversity of macroinvertebrates in Juru River Basin, Penang, Malaysia. Ecotoxicology and Environmental Safety, 74 (5): 1195-1202.
- Akkerman, I., W. Cofino, F. Colijn. 1991. Towards integrated chemical and biological monitoring. Water. Sci. Tehnol. 24 (10): 99-105.
- Alber, M. 2002. A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. Estuaries 25 (6b):1246-1261.
- Albert, L. A. y J.A. Benítez. 1996. Impacto Ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros, En: A. V. Botello, J. L. Rojas-Galavíz, J. A. Benítez, y D. Zarate Lomelí (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México. pp. 107-123.
- Albert, L.A., R. Loera Gallardo y C. Bárcena. 1996. Química y ecotoxicología de los insecticidas, En: A. V. Botello, J. L. Rojas-Galavíz, J. A. Benítez, y D. Zarate Lomelí (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México. pp. 125-137.

- Aldeco-Ramírez J, y DA Salas de León. 1994. Física: Lagunas costeras y el litoral mexicano. En: de la Lanza-Espino G. y C. Cáceres-Martínes (eds.). Lagunas costeras y el litoral mexicano. UNAM-UABCS, México, pp. 74-126.
- Alexander, M. 1980. Introducción a la Microbiología del suelo. Libros y Editoriales S.A. México, pp. 15-16.
- Algarsamy, R. 1991. Organic carbon in the sediments of Mandovi Estuary, Goa. *Indian Journal of Marine Sciences* 20 (3):221-222.
- Alloway, B. J. 1990. Heavy Metals in Soils. John Wiley & Sons, Inc., Nueva York.
- Almeida, A. O., A. C. Costa-Souza, A. M. Cunha, P. Souza-Santos, M. V. Oliveira, and G. Oliveira-Soledade. 2013. Estuarine caridean shrimps (Crustacea: Decapoda) from Ilhéus, Bahia, Brazil: Updated checklist and a key for their identification. *Chek List* 9 (6): 1396-1405.
- Álvarez Ribera, U., L. Rosales Hoz y A. Carranza Edwards. 1986. Heavy Metals in Blanco River sediments, Veracruz, México. En: *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México 13 (2). pp. 1-10.
- Amani A. A., A. Arshad, F. M. Yusoff, S. M. N. Amin. 2015. Length-Weight Relationship and Relative Condition Factor of *Parapenaeopsis sculptilis* (Heller, 1862) from the Coastal Waters of Perak, Peninsular Malaysia. *Pertanika J. Trop. Agric. Sci.* 38 (2): 211-217.
- Amara, R., Selleslagh, J., Billon, G., Minier, C., 2009. Growth and condition of 0-group European flounder, *Platichthys flesus* as indicator of estuarine habitat quality. *Hydrobiologia* 627, 87–98.
- Andreotti, C., A.M. Gagnetem. 2006. Efectos ecotoxicológicos del sedimento del río Salado Inferior (Argentina) en la supervivencia y reproducción de *Moina micrura* (Crustacea: Cladocera). *Rev. Toxicol.* 23. pp. 146-150.
- Anker A, Ahyong ST, Noël PY, Palmer AR. 2006. Morphological phylogeny of alpheid shrimps: parallel preadaptation and the origin of a key morphological innovation, the snapping claw. *Evolution* 60 (12): 2607–2528.
- Anyakora, C., Ogbeche, A., Palmer, P., Coker, H.J. 2005. Determination of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Marine Samples of Siokolo Fishing Settlement. *Journal of Chromatography* 1073: 323.
- Anyakora, Ch., Coker, H., Arbabi, M. 2010. Application of polynuclear aromatic hydrocarbons in chemical fingerprinting: The Niger delta case study. *Iran J. Environ. Health Sci. Eng.* 8 (1): 75-84.

- Araújo, F. G., Morado, C. N., Parente, T. T. E., Paumgartten, F. J., & Gomes, I. D. 2018. Biomarkers and bioindicators of the environmental condition using a fish species (*Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803) in a tropical reservoir in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 78 (2): 351-359.
- Arce, O.O. 2006. Indicadores biológicos de calidad del agua. Tesis de posgrado. Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Ciencias y Tecnología, Cochabamba, Bolivia. 21 pp.
- Arriaga Cabrera, L., E. Vázquez Domínguez, J. González Cano, R. Jiménez Rosenberg, E. Muñoz López, V. Aguilar Sierra (coordinadores). 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion>
- Arrunátegui-Rojas K.K. 2016. Utilización de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua y algunos parámetros físicos químicos del río Cascas, La Libertad, marzo-agosto, 2015. Tesis. Universidad Nacional de Trujillo. Facultad de Ciencias Biológicas. Escuela Académico Profesional de Ciencias Biológicas. Trujillo, Perú.
- ATSDR, 2005. Toxicology profile for polyaromatic hydrocarbons. ATSDR's Toxicological Profiles on CD-ROM, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Aubriot L., D. Conde, S. Bonilla, V. Hein, A. Britos. 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biósfera: indicios recientes de eutrofización. En: Vila I., J. Pizarro (Eds.) Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED XVIIIB. Patagonia Impresiones Chile. 65-85 p.
- Baeza J. A., M. S. Fuentes. 2012. Phylogeography of the shrimp *Palaemon floridanus* (Crustacea: Caridea: Palaemonidae): a partial test of meta-population genetic structure in the wider Caribbean. *Marine Ecology* 34. Pp. 381-393.
- Banni, M., Z. Bouraoui, J. Ghedira, C. Clearandeu, J. Jebali, H. Boussetta. 2009. Seasonal variation of oxidative stress biomarkers in clams *Ruditapes decussatus* sampled from Tunisian coastal areas. *Environ. Monit. Assess.* 155: 119-128.
- Baptista DF, Buss DF, Egler M, Giovanelli A, Silveira MP, Nessimian JL. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575:83-94.
- Baqueiro, E. 1979. Sobre la distribución de *Megapitaria aurantica* (Sowerby), *M. squalida* (Sowerby) y *Diosinia ponderosa* (Gray) en relación a la granulometría del sedimento (Bivalvia: Veneridae). *An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México.* 6 (1):25-32.

- Barajas-Martínez, L. A. 2000. Estado actual de la población de la sardina de Arteaga *Gila modesta* (Garman, 1881), El Chorro, Arteaga, Coahuila. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 1-86 p.
- Barba-Álvarez, Rafael, Lanza-Espino, Guadalupe De la, Contreras-Ramos, Atilano, & González-Mora, Ignacio. 2013. Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84 (1):381-383.
- Barba-Macías E. 1992. Comunidad de crustáceos y peces de Laguna Madre, Tamaulipas. I Crustáceos epibénticos y peces juveniles de la región sur-central. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 55p.
- Barba-Macías E. 1999. Variación de la densidad y la biomasa de peces juveniles y decápodos epibénticos de la región central de Laguna Madre, Tamaulipas. *Hidrobiológica* 9: 101-114.
- Barba-Macías E. 2012. Faunistic analysis of the caridean shrimps inhabiting seagrasses along the NW coast of the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 60 (3): 1161-1175
- Barba M.E., Sánchez M.J., Raz-Guzmán A. and Gallegos E.M. 2000. Dieta natural y tasa de forrajeo del camarón carideo *Hippolyte zostericola* Smith sobre epífitas de *Thalassia testudinum* Banks et Solander ex König. *Hidrobiológica* 10:139–146.
- Barba, E., A. Raz-Guzman & A.J. Sánchez. 2005. Distribution patterns of estuarine caridean shrimps in the southwestern Gulf of Mexico. *Crustaceana* 78: 709-726.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen; B.D. Zinder y J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Segunda edición. EPA 841-B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- Barriga-Vallejo, C., Aguilera, C., Cruz, J., Banda-Leal, J., Lazcano, D., & Mendoza, R. 2017. Ecotoxicological biomarkers in multiple tissues of the neotenic *Ambystoma* spp. for a non-lethal monitoring of contaminant exposure in wildlife and captive populations. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(11): 415.
- Barrilli, G.H.C., Rocha, O., Negreiros, N.F. and Verani, J.R. 2015. Influence of environmental quality of the tributaries of the Monjolinho River on the relative condition factor (Kn) of the local ichthyofauna. *Biota Neotropica*, 15 (1).

- Bartram, J. y Ballance, R. 1996. *Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Chapman Hill. Londres. 383 p.
- Barturen, J. M. 1991. Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados bentónicos del litoral arenoso del sur de Tamaulipas, México. Tesis Inédita para obtener el grado de Licenciado en Ciencias Biológicas. F.C.B. Universidad del Noreste. Tampico, Tamaulipas; México.
- Bate, C.S. 1888. Report on the Crustacea Macrura collected by H.M.S. *Challenger* during the years 1873-76. Rep. Sci. Res. *Voyage Challenger*, Zool. 24, xc + 942 pp., 76 figs., 150 pls.
- Bauer RT .1985. Diel and seasonal variation in species composition and abundance of caridean shrimps (Crustacea, Decapoda) from seagrass meadows on the north coast of Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science* 36: 150–162.
- Bauer R.T. 1989. Continuous reproduction and episodic recruitment in nine shrimp species inhabiting a tropical seagrass meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 127, 175–187.
- Bauer RT .2004. Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the Carideans. University of Oklahoma Press, Norman, 282 pp.
- Baumard, P., H. Budzinsky, P. Garrigues, J.C. Sorbe, T. Burgeot, y J. Bellocq, 1998. Concentrations of PAHs (Polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12): 951-960.
- Beasley, G., & Kneale, P. E. 2004. Assessment of heavy metal and PAH contamination of urban streambed sediments on macroinvertebrates. In: *Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe*, pp. 563-578. Springer, Dordrecht.
- Beliaeff, B., & Burgeot, T. 2002. Integrated biomarkers response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 1316–1322.
- Bello-Pineda, J., L. Gómez-Mendoza, V. Magaña-Rueda, B. Graizbord, P. H. Rodríguez-Herrero and M. Cervantes-Ábrego. 2009. Descripción detallada de los sitios piloto. In: Buenfil-Friedman, J (Ed.). 2009. *Adaptación a los Impactos del Cambio Climático en los Humedales Costeros del Golfo de México*. Primera edición. Vol 2. Ciudad de México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp. 389-546.

- Benchmann K. R., B.K. Larsen, I. C. Taban, L. I. Hellgren, P. Møller, S. Sanni. 2010. Chronic exposure of adults and embryos of *Pandalus borealis* to oil causes PAH accumulation, initiation of biomarker responses and an increase in larval mortality. *Marine Pollution Bulletin*. 60 (11): 2087-2098.
- Benetti C. J., Amaia Perez-Bilbao and Josefina Garrido. 2012. Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters: 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts, *Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse*, Dr. Voudouris (Ed.), ISBN: 978 953-51-0508.
- Benítez, H., C. Arizmendi y L. Marquez. 1999. Base de Datos de las AICAS. Laguna Madre. CIPAMEX, CONABIO, FMCN y CCA. México. (<http://www.conabio.gob.mx>).
- Bertrand, L., Monferrán, M. V., Métais, I., Mouneyrac, C., & Amé, M. V. 2015. MTs in *Palaemonetes argentinus* as potential biomarkers of zinc contamination in freshwaters. *Ecological indicators*, 48: 533-541.
- Bertrand, L., Asis, R., Monferrán, M. V., & Amé, M. V. 2016. Bioaccumulation and biochemical response in South American native species exposed to zinc: Boosted regression trees as novel tool for biomarkers selection. *Ecological indicators*, 67: 769-778.
- Bertrand, L., Monferrán, M. V., Mouneyrac, C., & Amé, M. V. 2018. Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. *Chemosphere*, 206: 265-277.
- Bhavan, P. S., & Geraldine, P. 2001. Biochemical stress responses in tissues of the prawn *Macrobrachium malcolmsonii* on exposure to endosulfan. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 70(1): 27-41.
- Bielsa, L. M., Murdich, W. H., & Labisky, R. F. 1983. Species Profiles. Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (South Florida). PINK SHRIMP. FLORIDA UNIV GAINESVILLE SCHOOL OF FOREST RESOURCES AND CONSERVATION.
- Bilgin, S., O. Ozen, A. Suat-Ates. 2008. Spatial and temporal variation of *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans* and *Crangon crangon* (Decapoda: Caridea) in the southern Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 671-678.
- Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lucas, A., Chardy, P. 2004. Heterogeneity of macrozoobenthic assemblages within a *Zostera noltii* seagrass bed: diversity, abundance, biomass and structuring factors. *Est. Coastal Shelf Sci.* 61: 111–123.

- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.-G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., De Montaudouin, X., 2008. Use of Biotic Indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats, implications for the implementation of the European water framework directive. *Ecological Indicators* 8: 360–372.
- Blanco-Martínez Z. 2011. Variabilidad espacio-temporal de las poblaciones de camarones penaeidos en hábitats con vegetación acuática sumergida de la Laguna Madre, Tamaulipas, 2011. Maestro en Ecología y Manejo de Recursos Naturales. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Tamaulipas, México. Pp. 1-61.
- Boesch D. F. 1973. Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia. *Marine Biology* 21: 226-44.
- Boesch D.F. 1977. A new look at the zonation of benthos along the estuarine gradient. In "Ecology of Marine Benthos". (Ed. B.C. Coull.) pp. 245-66 (University of South Carolina Press: Columbia S.C.)
- Boesch D.F. and Rosenberg R. 1981. Respoonse to stress in marine benthic communities. In "Stress Effects on Natural Ecosystems" (Eds G.W. Barret and R. Rosenberg) Ch. 13, pp. 179-200 (Wiley: New York).
- Bojes K. H., P.G. Pope. 2007. Characterization of EPA's 16 priority pollutant polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in tank bottom solids and associated contaminated soils at oil exploration and production sites in Texas. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 47: 288-295.
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine pollution bulletin*, 40 (12): 1100-1114.
- Botello, A.V. 1975. Utilización y degradación del petróleo crudo por las especies de camarón: *Penaeus duorarum* y *P. aztecus*. Centro de Ciencias del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México. 2(1):67-72.
- Botello, A.V. 1978. Niveles actuales de hidrocarburos fósiles en ecosistemas estuarinos del Golfo de México. *An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*. 6 (1): 7-14.
- Botello, A.V.1995. Fuentes, transformación y caracterización geoquímica del petróleo en el ambiente marino, En: A. V. Botello, J. L. Rojas-Galavíz, J. A. Benítez, y D. Zarate Lomelí (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, pp. 211-223.

- Botello, A.V. 1996. Hidrocarburos Tóxicos en cuerpos acuáticos y su Bioacumulación. Informe Final presentado a Petróleos Mexicanos-Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Enero, 1997. 166 pp.
- Botello, A.V., S. Villanueva, y M. Mendelewicz. 1987. Programa de vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sedimentos del Golfo de México y Caribe Mexicano 1978-1984. *Caribbean Journal of Science*, 23(1): 29-40.
- Botello A.V., G. Ponce V. y S. A. Macko. 1996a. Niveles de concentración de hidrocarburos en el Golfo de México, In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, D. Zárate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica. 5. pp. 225-253.
- Botello, A. V., G. Ponce Vélez, A. Toledo, G. Díaz González y S. Villanueva. 1996b. Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México, En: A. V. Botello, J. L. Rojas-Galaviz, J. A. Benítez, D. Zárate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. pp. 25-44.
- Botello, AV., Q. Rueda, G. Díaz, y A. Toledo. 2000. Persistent organochlorine pesticides in costal lagoons of the subtropical mexican Pacif. *Bull Environment. Contam. Toxicol.*, 64: 394-397.
- Botello A. V., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz. 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México, En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra, *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C., Vol. 2. pp. 683-712.
- Botello, A. V., J. Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández. 2005. *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. 2ª edición. Univ. Autónoma de Campeche, Univ. Nal. Autón. De México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Bousfield, E. L. 1956. Studies on the shore Crustacea collected in eastern Nova Scotia and Newfoundland, 1954. *Annual Report of the National Museum of Canada for the Fiscal Year 1954- 55*, Bulletin 142: 127-152.
- Bousfield, E. L., and D. R. Laubitz. 1972. Station lists and new distributional records of littoral marine invertebrates of the Canadian Atlantic and New England regions. *National Museum of Natural Sciences Publications in Biological Oceanography*, 5: 1-51.

- Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*. 72: 248-254.
- Britton, J.C. y B. Morton. 1989. *Shore Ecology of the Gulf of Mexico*. University of Texas Press. Austin. 387p.
- Broeg K., & Lehtonen K. K. 2006. Indices for the assessment of environmental pollution of the Baltic Sea coasts: integrated assessment of a multi-biomarker approach. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 508–522.
- Brower, J.E, J.H. Zar, C.N. VonEnde. 1990. *A Field and a Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publisher, Dubuque. 237p.
- Brännich, M. T. 1772. *Zoologiae fundamenta praelationibus academicis accomodata*. Pelt.
- Bryan, G.W. 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Procedure Research Society London. Service*, 8177: 389-410.
- Burkenroad, M. D. 1939. Further observations of Penaeidae of the Northern Gulf of México. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection*, 6 (6): 1-62.
- Burkenroad, M. D. 1963. The evolution of the Eucarida (Crustacea, Eumalacostraca), in relation to the fossil record. *Tulane Studies in Geology*. 2: 3-17., available online at <http://decapoda.nhm.org/pdfs/11982/11982.pdf>
- Burton Jr., G. A. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3: 65-75.
- Burukovsky, R. N. 1972. Nekotorye voprosy sistematike I raprostraneniya krevetok roda *Penaeus*. *Rybokhozyaistvennyye issledovaniya v Atlanticheskom okeane*. (some problems of the systematics and distribution of shrimps of the genus *Penaeus*). *Trudy Atlant NIRO, Kaliningrad*, 42: 3-21.
- Burukovsky, R. N. 1997. Selection of a type for *Farfantepenaeus* Burukovsky (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 110 (1): 154.
- Caccia VG, Millero FJ, Palalques A. 2003. The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Mar Pollut Bull* 46:1420–1433.
- Caeiro, S., M.H. Costa, A. DelValls, T. Repolho, M. Gonçalves, A. Mosca, A.P. Coimbra, T.B. Ramos, M. Painho. 2009. Ecological risk assessment of sediment

management areas: application to Sado Estuary, Portugal. *Ecotoxicology*. 18. Pp-1165-1175.

- Calow, P. 1992. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *Journal of Aquatic Ecosystems Health* 1:1-5.
- Calva, L.G.B. y R. Torres. 1998. Plaguicidas Organoclorados. *ContactoS*. 3ª Época. 30:35-46.
- Calva LG, A Pérez-Rojas, AZ Márquez-García. 2006. Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero-lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiológica* 16 (2): 127-136.
- Calva-Benítez L.G., R. Torres Alvarado y J.C. Cruz Toledo. 2009. Carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del Sistema Costero Lagunar Carretas-Pereyra, Chiapas. *Hidrobiológica* 19 (1): 33-42.
- CARICOMP. 1994. CARICOMP Methods Manual-Level I: Manuals of methods for Mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. Kingston, Jamaica: CARICOMP Data Management Centre, University of the West Indies. 54 p.
- Carman K.R., J.W. Fleeger, S.M. Pomarico. 2000. Does historical exposure to hydrocarbon contamination alter the response of benthic communities to diesel contamination?. *Marine Environmental Research*, 49 (3): 255-278.
- Carranza-Edwards A., E. M. Gutiérrez y T. R. Rodríguez. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México, 2(1): 81-88.
- Carrera, E. 2004. Ficha informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Laguna Madre, p. 1-14.
- Castellanos-Osorio I. 2009. Estudios de zooplancton: logros y retos. En: El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe. J. Espinoza-Avalos, G.A. Islebe y H.A. Hernández-Arana (eds.). ECOSUR, 2009. Pp. 61-68.
- Castilho, L. A., M. R. Pie, A. Franzoso, A. P. Pinheiro. 2008. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. Vol. 88 (1): 119-123.

- Castro, M. R., Medellín, M. A., Bonilla, C. E., Rosas, E. T., Orta, R. N., & Conde, E. G. 1990. Incidencia de postlarvas de camarón café *Penaeus aztecus* en la Laguna de Almagre, Tamaulipas y relación con las poblaciones de Alta Mar en el noroeste del Golfo de México. *Ciencia Pesquera*, 7: 121-141.
- Cervantes, C. y R Moreno Sánchez. 1999. Contaminación Ambiental por Metales Pesados, Impacto en los seres vivos. AGT, S. A., México. 298 pp.
- Chace F. A. 1942. Six new Species of Decapod and Stomatopod Crustacea from the Gulf of Mexico. *Proc. New Engl. Zool. Cl.*, vol. 19, pp. 79-92, pls.23-28.
- Chace FA. 1972. The shrimps of the Smithsonian–Bredin Caribbean Expeditions with summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology* 98: 1–179.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Chapman Hill. Londres. 626 p.
- Chapman, P.M. 1990. Review: current approaches to developing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 589-599.
- Chavance, P., Flores, D., Yáñez-Arancibia, A., & Amezcua, F. 1984. Ecología, biología y dinámica de las poblaciones de *Bairdiella chrysoura* en la Laguna de Términos, sur del Golfo de México (Pisces: Sciaenidae). *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Autón. Méx*, 11(1): 123-162.
- Chávez-Bazán J. D. 2016. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados y algunos parámetros físico-químicos de la cuenca del Río Moche, La Libertad, febrero-julio 2015. Tesis. Universidad Nacional de Trujillo. Facultad de Ciencias Biológicas. Escuela Académico Profesional de Ciencias Biológicas. Trujillo, Perú.
- Chen, C. W., C. F. Chen, C. D. Dong. 2012. Distribution and Enrichment Evaluation of Cadmium in the Sediments of Canon River Mouth, Taiwan. *Energy Procedia* 16: 895-900.
- Chiodi-Baudet, L., P. Polizzi, M. B. Romero, A. Robles, M. Gerpe. 2013. Lethal and sublethal effects of cadmium in the white shrimp *Palaemonetes argentinus*: A comparison between populations from contaminated and reference sites. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 89: 52-58.
- Chiodi Boudet, L.N., Polizzi, P., Romero, M.B., Robles, A., Marcovecchio, J.E., Gerpe, M., 2015. Histopathological and biochemical evidence of hepatopancreatic toxicity caused by cadmium in white shrimp, *Palaemonetes argentinus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 113 (0): 231–240.

- Choiseul, V.; Wilson, J.G.; Nixon, E. 1998. The distribution of hydrocarbons on the east and south-west Irish coasts and in the Liffey Estuary. *Biol. Environ.* 98B(2):75-86.
- Christensen, A. M. and J. J. McDermott. 1958. Life history and biology of the oyster crab, *Pinnotheres ostreum* Say. *Biology Bulletin*, 114: 146-179.
- Christoffersen, M.L. 1979. Campagne de la Calypso au large des côtes Atlantiques de l'Amérique du Sud (1961-1962). I. Decapod Crustacea: Alpheoidea. *Annales de l'Institut Océanographique*, 55: 297-377.
- Christoffersen, M. L. 1998. Malacostraca-Eucarida. Caridea. Crangonoidea and Alpheoidea (except Glyphocrangonidae and Crangonidae). In: Young, P. S. (Ed.). *Catalogue of Crustacea of Brazil*. (Serie Livros n. 6), Museu Nacional, Rio de Janeiro. pp. 351-372
- Chu, W. and K.H. Chan. 2000. The prediction partitioning coefficients for chemicals causing environmental concern. *Science of the Total Environment*, 248: 1-10.
- Coen, L. D., Kenneth L. Heck, Jr. and Lawrence G. Abele. 1981. Experiments on Competition and Predation Among Shrimps of Seagrass Meadows. *Ecology*, 62 (6):1484-1493.
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. 2008. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. 2009. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. 2010. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. 2011. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. 2012. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).

- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. 2013. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca> (accesado en septiembre 2015).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. 2014. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. 2015. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca> (accesado en septiembre 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. 2016. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca> (accesado en febrero 2019).
- CONAPESCA, Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. 2017. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca> (accesado en septiembre 2019).
- Contreras, E. F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de Pesca, México, 415 p.
- Contreras F., O. Castañeda. 2004. Las Lagunas Costeras y Estuarios del Golfo de México: Hacia el establecimiento de índices ecológicos. En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra, Diagnóstico Ambiental del Golfo de México, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C., Pp. 373-415.
- Contreras-Espinosa F., O. Castañeda-López, E. Barba-Macías, M.A. Pérez-Hernández, y A.L. Lara-Domínguez. 2010. Lagunas costeras y estuarios. En: Gobierno del Estado de Veracruz-CONABIO-Univ. Veracruzana-INECOL. (Eds). La Biodiversidad en Veracruz, Estudio del Estado. CONABIO. México. Sección III. Capítulo 3.2. pp 297-313.
- Cook, H.L. y M. J. Lidner. 1965. Synopsis of biological data on the brown shrimp (*Penaeus aztecus aztecus* Ives, 1891). FAO. Fisheries Synopsis, 102: 1471-1497.
- Corey, S. & Reid, D.M. 1991. Comparative fecundity of decapod crustaceans 1. The fecundity of thirty-three species of nine families of caridean shrimps. Crustaceana, 60:270-294.
- Corona, A., L. A. Soto & A. J. Sánchez. 2000. Epibenthic amphipod abundance and predation efficiency of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in habitats with different physical complexity in a tropical estuarine system. Journ. exp. mar. Biol. Ecol., 253: 33-48.

- Cotou, E., Tsangaris, C., & Henry, M. 2013. Comparative study of biochemical and immunological biomarkers in three marine bivalves exposed at a polluted site. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 1812–1822.
- Cox, B. A. y J W. Anderson. 1973. Some effects of No. 2 fuel oil on the brown shrimp *P. aztecus*. *Am. Zool.* 13. 262.
- Crettaz-Minaglia M.C., R. A. Juárez, I. Aguer, E. D. Borro, R. B. Peruzzo. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualedaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática* (30): 93-105.
- Cruz-Valdez, J.C. 2001. Análisis de la comunidad carcinológica asociada a los bancos de ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791), en Boca de Catan, frente a Punta de Piedra, Laguna Madre, San Fernando, Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, 66 p.
- Culbertson, J.B., Valiela, I., Peacock, E.E., Reddy, C.M., Carter, A., VanderKruik, R. 2007. Long-term biological effects of petroleum residues on fiddler crabs in salt marshes. *Marine Pollution Bulletin* 54, 955-962.
- Curtis JT, McIntosh RP. 1951. An upland forest continuum in the pariré–forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476–496.
- Custer TW, and CA Mitchell. 1993. Trace elements and organochlorines in the shoalgrass community of the lower Laguna Madre, Texas. *Environmental monitoring and assessment* 25: 235-246.
- Czerniawska-Kusza I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica* 35: 169-176.
- Dall, P.C. 1995. Commonly used methods for assessment of water quality. En: Toman, M.J. y F. Steinman (eds.) *Biological Assessment of stream water quality. Special Issue TEMPUS S_JEP 4724*. University of Ljubljana, pp. 49-70.
- Dall W., Hill B.J., Rothlisberg P.C., Sharples D.J. 1990. The biology of the Peneidae. In Blaxter J.H.S. and Southward A. J. (eds) *Advances in marine biology*. Vol. 27. London: Academic Press. Pp. 1-489.
- Damiens, G., Gnassia-Barelli, M., Loques, F., Romeio, M., & Salbert, V. 2007. Integrated biomarker response index as a useful tool for environmental assessment evaluated using transplanted mussels. *Chemosphere*, 66: 574–583.

- Dana, J.D. 1852a. Conspectus of the Crustacea of the Exploring Expedition under Capt. C. Wilkes, U.S.N. Paguridea, continued, Megalopidea and Macrourea. The American Journal of Science and Arts. series 2, 14: 116-125.
- Dana, J.D., 1852b. Conspectus Crustaceorum &c. Conspectus of the Crustacea of the Exploring Expedition under Capt. C. Wilkes, U.S.N. Macrourea. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 1852: 10-29.
- Das, P., S. Ayyappan, B. Das, and J. Jena. 2004. Nitrite toxicity in Indian major carps: sublethal effect on selected enzymes in fingerlings of *Catla catla*, *Labeo rohita* and *Cirrhinus mrigala*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 138: 3-10.
- Dauer D.M, J. Ananda Ranasinghe, S.B. Weisberg. 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. Estuaries 23 (1): 80-96.
- Dauer D.M., A.J. Rodi Jr., J.A. Ranasinghe. 1992. Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay. Estuaries 15 (3): 384-391.
- Dauvin, J. C. 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. Marine Pollution Bulletin, 55(1-6), 271-281.
- Dauvin, J. C., & Ruellet, T. 2009. The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?. Marine Pollution Bulletin, 59(1-3): 38-47.
- Dawes, C.J., R.C. Phillips, and G. Morrison. 2004. Seagrass Communities of the Gulf Coast of Florida: Status and Ecology. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission Fish and Wildlife Research Institute and the Tampa Bay Estuary Program. St. Petersburg, FL. iv + 74 pp.
- De Grave, S., C. W. Ashelby. 2013. A re-appraisal of the systematic status of selected genera un Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae). Zootaxa 3734 (3): 331-344.
- De Grave S, Fransen CHJM. 2011. Carideorum catalogus: The recent species of the dendrobranchiate, stenopodidean, procarididean and caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). Zoologische Mededelingen 85 (9): 195–589.
- De Jesús-Navarrete A, JJ Oliva-Rivera, VV Beltrán y N Quintero-López. 2000. Distribución de los sedimentos de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Hidrobiológica 10 (1): 61-67.

- De la Lanza-Espino G., Hernández, P. S. y Carbajal, P. J. L. 2000. Organismos Indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdés. México. 633 p.
- De la Maza, R., A. Bernárdez. 2004. Perspectivas de la conservación del Golfo de México. En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra, Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C. pp. 637-655.
- De León-Ibarra, R.D. 2009. Variación espacio-temporal de la carcinofauna béntica asociada a los bancos de ostión (*Crassostrea virginica*), al pasto marino (*Halodule wrightii*) y al manglar (*Rhizophora mangle*) en la Laguna Madre de Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. 101 pp.
- Del Águila Juárez, P., Lugo de la Fuente, J., Vaca Paulín, R. 2005. Determinación de factores de enriquecimiento y geoacumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, y Zn en suelos de la cuenca alta del río Lerma. CIENCIA ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva, 12 (2): 155-161.
- Devin, S., Burgeot, T., Giambérini, L., Minguez, L., & Pain-Devin, S. 2014. The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse. Environmental Science and Pollution Research, 21(4): 2448–2454.
- Diario Oficial de la Federación de México. 2014. Acuerdo por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero de Lisa (*Mugil cephalus*) y Lebrancha (*Mugil curema*), en las costas de Tamaulipas y Veracruz. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Lunes, 31 de marzo de 2014. [en línea]. Disponible en: <http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/normateca/acuerdo-manejo-lisa-y-lebrancha.pdf>. [28 de septiembre de 2015].
- Dias-Bainy A. C. 2000. Biochemical responses in panaeids caused by contaminants. Aquaculture 191: 163-168.
- Dice, L. R. 1945. Measures of the Amount of Ecologic Association Between Species. Ecology, 26: 297–302.
- Dimitriou P.D., E.T. Apostolaki, N. Papageorgiou, S. Reizopoulou, N. Simboura, C. Arvanitidis, I. Karakassis. 2012. Meta-analysis of a large data set with Water Framework Directive indicators and calibration of a Benthic Quality Index at the family level. Ecological Indicators 20: 101-107.
- Dimitriou PD, Papageorgiou N and Karakassis I. 2017. Response of Benthic Macrofauna to Eutrophication in a Mesocosm Experiment: Ecosystem Resilience Prevents Hypoxic Conditions. Front. Mar. Sci. 4:391.

- Ding, Z., Kong, Y., Shao, X., Zhang, Y., Ren, C., Zhao, X., & Ye, J. 2019. Growth, antioxidant capacity, intestinal morphology, and metabolomic responses of juvenile Oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*) to chronic lead exposure. *Chemosphere*, 217: 289-297.
- Dissanayake, A., Galloway, T.S., Jones, M.B., 2009. Physiological condition and intraspecific agonistic behaviour in *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 375: 57-63.
- Dissanayake A., C. Piggott, C. Baldwin, K. A. Sloman. 2010. Elucidating cellular and behavioural effects of contaminant impact (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) in both laboratory-exposed and field-collected shore crabs, *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda). *Marine Environmental Research* 70: 368-373.
- Domínguez, J.C., A. J. Sánchez, R. Florido y E. Barba. 2003. Distribución de Macrocrustáceos en Laguna Mecocacán, al sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 13 (2): 127-136.
- Dong, C.-D., Chen, C.-F., Chen, C.-W. 2012. Contamination of zinc in sediments at river mouths and channel in Northern Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Int. J. Environ. Sci. Dev.* 3. 517–521
- Downs C, Fauth J, Woodley C. 2001. Assessing the health of grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) exposed to natural and anthropogenic stressors: A molecular biomarker system. *Mar Biotechnol* 3: 380–397.
- Duarte-Zaragoza, V. M. 2013. Origen y Distribución Espacial de Metales Pesados en Suelos de Zimapán, Hidalgo. Tesis. Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo. Montecillo, Texcoco, Edo. De México. México. 1-130 p.
- Elia A.C., A.J. M Dorr, C. Mastrangelo, M. Prearo, M.C. Abete. 2006. Glutathione and Antioxidant enzymes in the hepatopancreas of crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) of Lake Trasimeno (Italy). *Bull. Fr. Peche Piscic.* 380-381: 1351-1361 pp.
- Elliott, M., Quintino, V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640–645.
- Ellis D.V.1991. New dangerous chemicals in the environment: Lesson from TBT. *Marine Pollution Bulletin*, 22: 8-10.
- Ellman, G. L., Courtney, K. D., Andres, V. and Featherstone, R. M. 1961. A new and rapid calorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology.* 7: 88-95.

- Escaravage, V., Ysebaert, T., Herman, P., 2004. Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European water framework directive the Westerschelde. Report of the Koninklijke Nederlandse Academie van Wetenschappen Nederlands Instituut voor Ecologie. p. 60.
- Escobar, E. G. 1984. Comunidades de macroinvertebrados bentónicos en la Laguna de Términos, Campeche: Composición y estructura. M.S. Thesis, Inst. Cienc. Mar Limnol., UNAM. 193 p.
- Escobar-Briones, E., M. Signoret, D. Hernández. 1999. Variación de la densidad de la infauna macrobéntica en un gradiente batimétrico: Oeste del Golfo de México. Ciencias Marinas. 25 (1): 193-212
- Escobar-Briones E. 2004. Estado del conocimiento de las comunidades bénticas en el Golfo de México. En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds.) Diagnóstico Ambiental del Golfo de México, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C. pp. 201-246
- Espino, M. L., Díaz, A. C., & Velurtas, S. 2015. Effects of exposure to nitrite on the antioxidant enzymes activity and the histopathological response of prawn *Palaemonetes argentinus*. Hidrobiológica, 25.
- Espinoza-Fuenzalida N.L., Thiel M., Dupre E. and Baeza J.A. 2008. Is *Hippolyte williamsi* gonochoric or hermaphroditic? A multi-approach study and a review of sexual systems in *Hippolyte* shrimps. Marine Biology 155: 623–635.
- Estavillo, G.C., y C.E. Aguayo. 1981. Ambientes sedimentarios recientes en la Laguna Madre, NE de México IMP, Subdirección de Tecnología de Exploración, pp. 1-35.
- Farreras S. 2004. Hidrodinámica de Lagunas Costeras. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. México. 193 pp.
- Farrington, J.W., E.D. Goldberg, R.W. Risebrough, J.H. Martin, y T. Bowen. 1983. US Mussel Watch 1976- 1978: An overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial ratio-nuclide data. Environmental Science and Technology, 17: 490-496.
- Faulkner, H., Edmonds-Brown, V., & Green, A. 2000. Problems of quality designation in diffusely polluted urban streams—the case of Pymme's Brook, north London. Environmental Pollution, 109(1): 91-107.
- Fausto-Filho, J. 1975. Quinta contribuição ao inventário dos crustáceos decápodos marinhos do nordeste Brasileiro. Arquivos de Ciências do Mar 15: 79-84.

- Fernández-Linares L. C., N.G. Rojas Avelizapa, T.G. Roldán Carrillo, M.E. Ramírez Islas, H.G. Zegarra Martínez, R. Uribe Hernández, R. J. Reyes Ávila, D. Flores Hernández, J.M Arce Ortega. 2006. Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. Instituto Mexicano del Petróleo, SEMARNAT, Instituto Nacional de Ecología. 1-180 pp.
- Ferreira R. S., R. R. Ramos-Vieira, F. D’Incao. 2010. The marine and estuarine shrimps of the Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Caridea) from Brazil. *Zootaxa* 2606: 1-24.
- Figueroa, R., Araya, E., Parra, O. y Valdovinos, C. 1999. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. Resúmenes Sexta Jornada del Comité Chileno para el Programa Hidrológico internacional. 1-24.
- Finley, D. B., G. I. Scott, J. W. Daugomah, S. L. Layman, L. A. Reed, M. Sanders, S. K. Sivertsen, and E. D. Strozier. 1999. Case study: Ecotoxicological assessment of urban and agricultural nonpoint source runoff effects on the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. In: M. A. Lewis, F. L. Mayer, R. L. Powell, M. K. Nelson, S. J. Klaine, M. G. Henry, G. W. Dickson (eds.), *Ecotoxicology and risk assessment for wetlands*. SETAC Press, USA. pp. 243–274.
- Fiszbein A, Cánepa M, Vázquez GR, Maggese C, Pandolfi M. 2010. Photoperiodic modulation of reproductive physiology and behavior in the cichlid fish *Cichlassoma dimerus*. *Physiol Behav* 99:425–432
- Flegal, A.R., G. J. Smith, G. A. Gill, S. Sañudo-Wilhelmy y L. C. D. Anderson. 1991. Dissolved trace element cycles in the San Francisco Bay estuary. *Marine Chemistry*, 36: 329–363.
- Fleischer D., A. Grémare, C. Labrune, H. Rumohr, E. Vanden–Berghe, M. L. Zettler. 2007. Performance comparison of two biotic indices measuring the ecological status of water bodies in the Southern Baltic and Gulf of Lions. *Marine Pollution Bulletin* 54 (10): 1598–1606.
- Flohé L, Otting T .1984. Superoxide dismutase assays. *Methods Enzymol* 105:93–104.
- Förstner, U, and G. Müller. 1981. Concentrations of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in River Sediments: Geochemical Background, Man’s Influence and Environmental Impact. *GeoJournal* 5 (5): 417-432.
- Förstner, U., Ahalf, W., Calmano, W., Kersten, M., 1990. Sediment criteria development contributions, from environmental geochemistry to water quality management. In: Heling, D., Rothe, P., Förstner, U., Stoffers, P. (Eds.), *Sediments*

and Environmental Geochemistry: Selected Aspects and Case Histories. Springer, Heidelberg, pp. 311-338.

- Fransozo A., R.C. Costa, F.L.M. Mantelatto, M.A.A. Pinheiro, S. Santos. 2002. Composition and Abundance of Shrimp Species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza Bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil pp. 117-123. En: Escobar-Briones E., and F. Álvarez (eds). 2002. Modern Approaches to the Study of Crustacea. Luwer Academic/Plenum Publishers. New York.
- Frías-Espericueta M. G., M. Aguilar-Juárez, I. Osuna-López, S. Abad-Rosales, G. Izaguirre-Fierro y D. Voltolina. 2011. Los metales y la camaricultura en México. *Hidrobiológica* 21(3): 217-228.
- Galar-Martínez, M, L. Martínez-Tabche, E. Sánchez-Hidalgo, E. López-López. 2006. Efecto de sedimentos naturales enriquecidos con zinc, en modelos aislados y en microcosmos, sobre tres especies de invertebrados bentónicos. *Rev. Biol. Trop.* 54 (2): 451-460.
- García-Criado, F. Fernández Aláez, C. & Fernández Aláez, M. 1999. Environmental variables influencing the distribution of Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) in a moderately-polluted river basin in north-western Spain. *European Journal of Entomology*, 96: 37-44.
- García S. & Le Reste L. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. *FAO Fish Tech Pap* 203, Roma.
- Gaston, G.R., C.F. Rakocinski, S.S. Brown, C.M. Cleveland. 1998. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. *Mar. Freshwater Res.* 49. Pp. 833-846
- Gaume, B., Dodet, N., Thomé, J. P., & Lemoine, S. 2015. Expression of biotransformation and oxidative stress genes in the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* exposed to chlordecone. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (11): 7991-8002.
- Gerdhart, A., L. Janssens de Bisthoven, Z. Mo, C. Wang, M. Yang, Z. Wang. 2002. Short-term responses of *Oryzias latipes* (Pisces: Adrianichthyidae) and *Macrobrachium nipponense* (Crustacea: Palaemonidae) to municipal and pharmaceutical waste water in Beijing, China: survival, behaviour, biochemical biomarkers. *Chemosphere* 47 (1): 35-47.
- Gilliers, C., Amara, R., & Bergeron, J. P. 2004. Comparison of growth and condition indices of juvenile flatfish in different coastal nursery grounds. *Environmental Biology of Fishes*, 71(2): 189-198.

- Glancy TP, Frazer TK, Cichra CE, Lindberg WJ. 2003. Comparative patterns of occupancy by decapod crustaceans in seagrass, oyster and marsh-edge habitats in a northeast Gulf of Mexico estuary. *Estuaries* 26 (5): 1291–1301.
- Gold-Bouchot, G. 2003. Hidrocarburos en el sur del Golfo de México. En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra, Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C. pp. 657-682.
- Gold-Bouchot G., M. Zavala-Coral, O. Zapata-Pérez, V. Ceja-Moreno. 1997. Hydrocarbon Concentrations in Oysters (*Crassostrea virginica*) and Recent Sediments from Three Coastal Lagoons in Tabasco, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 59: 430-437 pp.
- Gold-Bouchot, G. & O. Zapata-Pérez. 2004. Contaminación, ecotoxicología y Manejo Costero. En Rivera-Arriaga, E., G.J. Villalobos, I. Azuz-Adeth y F. Rosado-May (eds). *El Manejo Costero en México*. Universidad Autónoma de Campeche. SEMARNAT, CETYS_Universidad, Universidad de Quintana Roo. 654p.
- Gold-Bouchot, G., R. Simá, O. Zapata, y J. Guemez. 1995. Histopathological Effects of Petroleum Hydrocarbons and Heavy Metals on the American Oyster, *Crassostrea virginica*, from Tabasco, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 31(4-12): 439-445.
- Goldaracena I., G.C. 2007. Metales Pesados en Organismos Acuáticos en dos Lagunas Costeras del Sur de Tamaulipas y Norte de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada, Unidad Altamira. Altamira, Tamaulipas. Pp 1-101.
- Gomiero, L. M. and Braga F. M. S. 2005. The condition factor of fishes from two river basins in Sao Paulo state, Southeast of Brazil. *Acta Science* 27 (1): 73-78.
- González, F.A., A.V. Botello, S.F. Villanueva & G.V. Ponce. 1994. Presencia de Metales y Oligoelementos en Sedimentos Recientes y Organismos de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 4(1-2):35-43.
- González-Lozano M. C., L.C. Méndez Rodríguez, D.G. López Veneroni, A. Vázquez Botello. 2006. Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Interciencia*, 31 (009). Asociación Interciencia. Caracas, Venezuela. Pp. 647-656.
- González-Rey, M., Serafim, A., Company, R., & Bebianno, M. J. 2007. Adaptation to metal toxicity: a comparison of hydrothermal vent and coastal shrimps. *Marine Ecology*, 28(1), 100-107.

- González, Z. C., A. Vallarino. 2014. Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente? En: González-Zuarth, C. A., Vallarino, A., Pérez-Jiménez, J. C., & Low-Pfeng, A. M. (Eds.). Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. ECOSUR, México. 21-41 pp.
- Gopalakrishnan A., M. Rajkumar, M. M. Rahman, J. Sun, P. J. Antony, B. A. Venmathi maran, J. P. Trilles. 2013. Length-Weight relationship and condition factor of wild, grow-out and “loose-shell affected” giant tiger shrimp, *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) (Decapoda: Penaeidae). Journal of Applied Ichthyology. pp. 1-2.
- Gorokhova, E., Löf, M., Reutgard, M., Lindström, M., & Sundelin, B. 2013. Exposure to contaminants exacerbates oxidative stress in amphipod *Monoporeia affinis* subjected to fluctuating hypoxia. Aquatic toxicology, 127: 46-53.
- Gracia, A. 1997. Pesquería artesanal del camarón. En: Flores-Hernández D., P. Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez (Eds.). Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica. 173-184 p.
- Gracia, A. y A. L. Soto. 1990. Population study of the penaeid shrimp of Términos Lagoon, Campeche, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, 17 (2): 241-255.
- Gracia, A., J. L. Hernández-Aguilera. 2005. Camarones Penaeoideos. En: Hernández-Aguilera, J. L. J. A. Ruiz-Nuño. R. E. Toral-Almazán, V. Arenas-Fuentes (eds.). 2005. Camarones, langostas y cangrejos de la costa este de México. Vol. I: 67-97 (Econatura-CONABIO, México).
- Green-Ruiz, C., Páez-Osuna, F. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata- Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). Environment International 24 (4): 265–273.
- Green-Ruiz, C. & F. Páez-Osuna. 2003. Heavy metals distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon system associated with an agricultural basin. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 71 (1): 52-59.
- Gunter G. 1942. Offatts Bayou, a locality with recurrent summer mortality of marine organisms. The American Midland Naturalist 28 (3): 631-633.
- Gunter, G. & J. C. Edwards. 1969. The relations of rainfall and freshwater drainage to the production of the penaeid shrimps (*Penaeus fluviatilis* Say and *Penaeus aztecus* Ives) in Texas and Louisiana waters. FAO. Fish. Rep. 57 (3): 875-892.

- Gutiérrez-Aguirre A., M. G. de la Fuente-Betancourt, y A. Cervantes-Martínez. 2000. Biomasa y densidad de dos especies de pastos marinos en el sur de Quintana Roo, México. *Rev. Biol. Trop.*, 48(2/3): 313-316.
- Gutiérrez-Fonseca P. E. y A. Ramírez. 2016. Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica* 26 (3): 433-441.
- Guzmán Amaya, P., S. Villanueva F., y A.V. Botello, 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz, In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. pp. 361-372
- Gschwend, P. M. & Hites, R. A. 1981. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, 2359-67.
- Hagger JA, Jones MB, Leonard DRP, Owen R, Galloway T. 2006. Biomarkers and integrated environmental risk assessment: are there more questions than answers? *Integr Environ Assess Manag* 2:312–329.
- Hakanson, L. 1992. Sediment variability, p. 19-34. In G. A. Burton (ed.) *Sediment toxicity assessment*. SETAC, Boca Ratón, Florida, EEUU.
- Hare L. 1992. Aquatic insects and trace metals: Bioavailability, bioaccumulation and toxicology. *Crit. Rev. Toxicol.*, 22, 327-369.
- Hay, W. and C. A. Shore. 1918. The decapod crustaceans of Beaufort N. C., and the surrounding region. *Bulletin of the Bureau of Fisheries*, 35: 371-475.
- Helmuth B, Mieszkowska N, Moore P, Hawkins SJ. 2006. Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 37:373–404.
- Hemminga MA, Nieuwenhuize J. 1990. Seagrass wrack-induced dune formation on a tropical coast (Banc d'Arguin, Mauritania). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 499–502.
- Hendrix, G. Y. 1971. A systematic study of the genus *Alpheus* (Crustacea: Decapoda: Alpheidae) in south Florida. Unpublished Ph.D. dissertation, University of Miami, Coral Gables, Florida, 185 PP.

- Henne, L., D. W. Schneider, L. M. Martínez. 2002 Rapid Assessment of Organic Pollution in a West-central Mexican River Using a Family-level Biotic Index. *Journal of Environmental Planning and Management* 45 (5): 613-632.
- Hermoso-Salazar, M. and L.A. Martinez-Guzman. 1991. Estudio taxonómico de ocho familias de camarones (Crustacea: Decapoda) en cinco arrecifes del Golfo de Mexico. Tesis, Fac. Cien., UNAM. 87p.
- Hermoso-Salazar, M., y K. Arvizu-Coyotzi, 2015. Crustáceos del Sistema Arrecifal Veracruzano, En: A. Granados-Barba, L. D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. Gonzalez-Gandara (eds.). *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el corredor arrecifal del soroeste del Golfo de México*. Universidad Veracruzana.
- Hernández-Aguilera, J. L. y P. Sosa-Hernández. 1982. Crustáceos decápodos y estomatópodos en las costas de Tabasco y Campeche. *Inv. Ocean. B.* 1 (8): 1-117.
- Hernández-Aguilera, J. L., R. E. Toral-Almazán and J.A. Ruiz-Nuño. 1996. Especies catalogadas de crustáceos estomatópodos y decápodos para el Golfo de México, Rio Bravo, Tamaulipas a Progreso, Yucatán. *Com. Nac. Conoc. Uso Biodiv.*, México. 131 p.
- Hernández-Aguilera, J. L. J. A. Ruiz-Nuño. R. E. Toral-Almazán, V. Arenas-Fuentes (eds.). 2005. Camarones, langostas y cangrejos de la costa este de México. Vol. I: 67-97 (Econatura-CONABIO, México).
- Herrera-Barquín, H., Leija-Tristán, A., & Favela-Lara, S. 2018. Updated checklist of estuarine caridean shrimps (Decapoda: Caridea) from the southern region of Laguna Madre, Tamaulipas, Mexico, with new records and a key for taxonomic identification. *Check List*, 14: 479.
- Hildebrand, H. H. 1955. A study of the fauna of the pink shrimp (*Penaeus duorarum* Burkenroad) grounds in the Gulf of Campeche. *Institute of Marine Science*, 4(1):172-232.
- Hildebrand HH. 1958. Estudios biológicos preliminares sobre la Laguna Madre de Tamaulipas. *Ciencia* 17 (1-9):151-173.
- Hilsenhoff, W. L. 1977 Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Wisconsin Department Natural Resource Technical Bulletin* 100.
- Hilsenhoff W. 1988. Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65-68.

- Holthuis, L.B., 1949. Note on the species of *Palaemonetes* (Crustacea Decapoda) found in the United States of America. Proceedings van de Koninkl ke Nederlandsche Akademie van Wetenschappen 52: 87-95
- Holthuis LB. 1950. The Palaemonidae collected by the Siboga and Snellius Expeditions with Remarks on other Species. I. Subfamily Palaemoninae. The Decapoda of the Siboga Expedition. Part X. E.J. Brill, Leiden, 268 pp.
- Holthuis LB. 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) of the Americas II. The subfamilies Palaemonidae. Allan Hancock Foundation, Occasional Papers 12: 1–396.
- Holthuis, L.B. 1980. FAO species catalogue. Vol. I. Shrimps and prawns of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish. Synop. 1 (125): 1-271.
- Hong, H., L. Xu, L. Zhang, J. C. Chen, Y. S. Wong and T. S. M. Wan. 1995. Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediments of Xiamen and Victoria Harbours. Marine Pollution Bulletin, 31: 229-236.
- Hook SE & Lee R. 2003. Genotoxicant induced DNA damage and repair in early and late developmental stages of the grass shrimp *Palaemonetes pugio* embryo as measured by the comet assay. Aquat Toxicol 66: 1–14.
- Horowitz A.J. Elrick K.A. 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. Appl. Geochem. 2: 437-451.
- Howard RK. 1984. The trophic ecology of caridean shrimps in an eelgrass community. Aquatic Botany 18: 155–174.
- Huang, T. L., Obih P. O., Jaiswal R., Hartley W. R. y Thiyagarajah A. 1997. Evaluation of liver and brain esterases in the spotted gar fish (*Lepisosteus oculatus*) as biomarkers of effect in the lower Mississippi river basin, Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58 :688-695.
- Huang, D. J., S. Y. Wang, Chen H. C. 2004. Effects of the endocrine disrupter chemicals chlordane and lindane on the male green neon shrimp (*Neocaridina denticulata*). Chemosphere 57 (11): 1621-1627.
- Huang, G., B. Kling, F. H. Darras, J. Heilmann, M. Decker. 2014. Identification of a neuroprotective and selective butyrylcholinesterase inhibitor derived from the natural alkaloid evodiamine. European Journal of Medical Chemistry 81: 15-21.
- Hull V, L Parella, M Falcucci. 2008. Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. Ecological modelling 211: 468-480.

- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52, 577–586.
- Hyland, J.L., W.L. Balthis, C.T. Hackney, M. Posey. 2000. Sediment quality of North Carolina estuaries: an integrative assessment of sediment contamination, toxicity and condition of benthic fauna. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 8. Pp. 107-124.
- Hyland, J., L. Blathis, I. Karakassis, P. Magni, A. Petrov, J. Shine, O. Vestergaard, R. Warwick. 2005. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series* 295: 91-103.
- Hyne, R.V., W.A. Maher. 2003. Invertebrate biomarkers: links to toxicosis that predict population decline. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 54. Pp. 366-374.
- INEGI. 2001. Portal de internet del Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática.
<http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espa%F1ol/datosgeogra/extterri/frontera.cfm?c=154>
- Ishi, S.& Matsumura, F.1992. Diflubenzuron induced changes in activities of the CAMP-dependent proteinkinase in the newly molted integument of the American cockroach in situ and in cell free conditions. *Insect Biochem. Mol. Biol.* 22, 69–79.
- Ives, J.E. 1891. Crustacea from the northern coast of Yucatan, the harbor of Veracruz, the west coast Florida and the Bermuda Islands. *Proc. Acad. Natur. Sci. Philadelphia* 43: 176-207.
- Jaccard, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat.* 44:223-270.
- James PL, Heck KL Jr. 1994. The effects of habitat complexity and light intensity on ambush predation within a simulated seagrass habitat. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 176: 187-200
- Jin, F.F., Xu, T., Qin, S.J., Wang, L., 2011. Effects of cadmium on hepatopancreas mitochondrial antioxidant enzyme activity and lipid peroxidation level in freshwater crab *Sinopotamon yangtsekiense*. *Acta Hydrobiol. Sin.* 35 (6): 1019–1024.
- Jing, G., Li, Y., Xie, L., & Zhang, R. 2006. Metal accumulation and enzyme activities in gills and digestive gland of pearl oyster (*Pinctada fucata*) exposed to

copper. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 144(2): 184-190.

- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113:363- 375.
- Kalyoncu H., and M. Zeybek. 2010. An application of different biotic and diversity indices for assessing water quality: A case study in the river Çukurca and Isparta (Turkey). *African Journal of Agricultural Research* Vol. 6(1): 19-27.
- Kanter, M., Unsal, C., Aktas, C., & Erboğa, M. 2016. Neuroprotective effect of quercetin against oxidative damage and neuronal apoptosis caused by cadmium in hippocampus. *Toxicology and Industrial Health*, 32(3): 541–550.
- Karakassis, I., Dimitriou, P. D., Papageorgiou, N., Apostolaki, E. T., Lampadariou, N., & Black, K. D. 2013. Methodological considerations on the coastal and transitional benthic indicators proposed for the Water Framework Directive. *Ecological indicators*, 29: 26-33.
- Karickhoff, S., D.S. Brown, y T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, 14: 241-248.
- Keefe, T. J., and E. P. Bergersen. 1977. A simple diversity index based on the theory of runs. *Water Research* 11: 689-691.
- Keith L. H. 2015. The Source of U.S. EPA's Sixteen PAH Priority Pollutants, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35:2-4, 147-160.
- Kennicutt, M.C., Wade, T.L. and Presley, B.J. 1994. Sediment contaminants in Casco Bay, Maine: Inventories, sources, and potential for biological impact. *Environ. Sci. Technol.*, 28: 1-15.
- Kennish MJ, Paerl HW. 2010. Coastal lagoons: critical habitats of environmental change. In: Kennish MJ, Paerl HW (Eds) *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. United States of America. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1–16.
- Kerambrun E., F. Henry, P. Perrichon, L. Courcot, T. Meziane, N. Spilmont, R. Amara. 2012. Growth and condition indices of juvenile turbot, *Scophthalmus maximus*, exposed to contaminated sediments: Effects of metallic and organic compounds. *Aquatic Toxicology* 108: 130-140.
- Key PB & Fulton MH. 1993. Lethal and sublethal effects of chlorpyrifos exposure on adult and larval stages of the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *J Environ Sci Health B28*: 621–640.

- Key PB, Fulton MH, Scott GI, Layman SL, Wirth EF. 1998a. Lethal and sublethal effects of malathion on three life stages of the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Aquat Toxicol* 40: 311–322.
- Key PB, Fulton MH, Layman SL, Scott GI. 1998b. Azinphosmethyl exposure to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) life stages with emphasis on larval acetylcholinesterase activity. *Bull Environ Contam Toxicol* 60: 645–650.
- Key PB, Fulton M, Harmon-Fetcho J, McConnell L. 2003. Acetylcholinesterase activity in grass shrimp and aqueous pesticide levels from South Florida drainage canals. *Arch Environ Contam Toxicol* 45: 371–377.
- Key P. B., E. F. Wirth, and M. H. Fulton. 2006. A Review of Grass Shrimp, *Palaemonetes* spp., as a Bioindicator of Anthropogenic Impacts. *Environmental Bioindicators*, 1: 115-128.
- Kim W, Abele LG. 1988. The snapping shrimp of the genus *Alpheus* from the eastern Pacific (Decapoda: Caridea: Alpheidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 454, 1–119.
- Kim GB, Lee R. 2004. Effects of genotoxic compounds on DNA and development of early and late grass shrimp embryo stages. *Mar Environ Res* 57: 329–338.
- Kim GB, Lee R, Mitchell D. 2000. Damage to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) embryo DNA by summer sunlight followed by DNA repair in the dark. *Mar Biol* 137: 675–682.
- Kingsley, J.S., 1878. Notes on the North American Caridea in the Museum of the Peabody Academy of Science at Salem, Mass. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 1878: 89-98.
- Kingsley JS. 1880. On a collection of Crustacea from Virginia, North Carolina, and Florida, with a revision of the genera of Crangonidae and Palaemonidae. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 31 (3): 383–427.
- Kneib, R. T. 1988. Testing for indirect effects of predation in an intertidal soft-bottom community. *Ecology*, 69: 1795-1805.
- Knezovich, J.P. 1994. Chemical and biological factors affecting bioavailability of contaminants in seawater, p. 23-38. In J.L. Hamelink, P.F. Landrum, H.L. Bergman, and W.H. Benson (eds.) *Bioavailability: Pshysical, Chemical, and Biological Interactions*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Knoppers B. & B. Kjerfve. 1999. Coastal lagoons of southeastern Brazil: Physical and biochemical characteristics 35-66. En: Perillo y Piccolo (Eds.) *Estuaries of South America. Their Geomorphology and Dynamics*. Springer. 150 pp.

- Koch, E.W., Ackerman, J.D., Verduin, J., van Keulen, M. 2006. Fluid dynamics in seagrass ecology — from molecules to ecosystems. In: Larkum, A.W.D, Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands, pp. 193–225.
- Krang, A.S., 2007. Naphthalene disrupts pheromone induced mate search in the amphipod *Corophium volutator* (Pallas). *Aquatic Toxicology* 85, 9-18.
- Kraus, M. L., & Kraus, D. B. 1986. Differences in the effects of mercury on predator avoidance in two populations of the grass shrimp *Palaemonetes pugio*. *Marine Environmental Research*, 18(4): 277-289.
- Labrune, C., Amouroux, J. M., Sarda, R., Dutrieux, E., Thorin, S., Rosenberg, R., & Grémare, A. 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 52(1), 34-47.
- Latreille, P. A. 1802. *Histoire naturelle, générale et particulière des Crustacés et des Insectes*. Ouvrage faisant suite à l'histoire naturelle générale et particulière, composée par Leclerc de Buffon, et rédigée par C.S. Sonnini, membre de plusieurs Sociétés savantes. Dufart, Paris. Vol. 3. 476 pp., available online at
- <http://biodiversitylibrary.org/page/24884876>
- Latreille, P.A. 1806. *Genera crustaceorum et insectorum secundum ordinem naturalem in familias disposita, iconibus exemplisque plurimis explicata*. Koenig, Paris, 1, xviii + 303 p., 16 pls.
- Lavariás, S., & García, C. F. 2015. Acute toxicity of organophosphate fenitrothion on biomarkers in prawn *Palaemonetes argentinus* (Crustacea: Palaemonidae). *Environmental monitoring and assessment*, 187(3), 65.
- Laws, A. E. 1981. *Aquatic Pollution*. Wiley Interscience Publication. E.U.A. 482 p.
- Le Cren, Eric D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20: 201-219.
- Lee R & Kim GB. 2002. Comet assays to assess DNA damage and repair in grass shrimp embryos exposed to phototoxicants. *Mar Environ Res* 54: 465–469.
- Lee, J., Hong, S., Kwon, B. O., Cha, S. A., Jeong, H. D., Chang, W. K., & Khim, J. S. 2018. Integrated assessment of persistent toxic substances in sediments from Masan Bay, South Korea: Comparison between 1998 and 2014. *Environmental Pollution*, 238, 317-325.

- Leight A.K., G. I. Scott, M.H. Fulton, J. W. Daugomah. 2005. Long Term Monitoring of Grass Shrimp *Palaemonetes* spp. Population Metrics at sites with Agricultural Runoff Influences. INTEGR. COMP. BIOL., 45:143–150 2005.
- Leighton, T., Marks, E., Leighton, F. 1981. Pesticides: insecticides and fungicides are chitin synthesis inhibitors. Science 213, 905–907.
- Leija-Tristán, A., A. Contreras-Arquieta, A.J. Contreras-Balderas, M.L. Lozano-Vilano. 2000a. Perspectivas de conservación y aprovechamiento de los recursos bióticos de la Laguna Madre de Tamaulipas, México. Mexicoa. 2 (1). Pp. 117-119.
- Leija-Tristán, A., A. Contreras-Arquieta, M. E. García-Garza, A. J. Contreras-Balderas, M. L. Lozano-Villano, S. Contreras-Balderas, M. E. García-Ramírez, J. Ortiz-Rosales, F. Segoviano-Salinas, F. Jiménez-Guzmán, D. Lazcano-Villarreal, A. de León-González, S. Martínez-Lozano, G. A. Rodríguez-Almaráz, M. A. Guzmán-Lucio, M. C. González de la Rosa, J. A. García-Salas, G. Guajardo-Martínez, J. I. González-Rojas y A. Guzmán-Velasco. 2000b. Taxonomic, Biological and Biogeographic aspects of selected Biota of the Laguna Madre, Tamaulipas, México: 399-435. En: Munawar, M., S. G. Lawrence, I. F. Munawar and D. F. Malley (Eds.). Aquatic Ecosystems of México: Status & Scope. Ecovision World Monograph Series, Backhuys Publishers. 435 p.
- Leija-Tristán A. 2005. Ecología y Estructura Poblacional de los Stocks Reproductora-Recluta, del Camarón Café *Farantepenaeus aztecus* IVES, 1891, en la Laguna Madre y Plataforma Continental de Tamaulipas, México. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 185 p.
- Leiniö, S., & Lehtonen, K. K. 2005. Seasonal variability in biomarkers in the bivalves *Mytilus edulis* and *Macoma balthica* from the northern Baltic Sea. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 140(3-4), 408-421.
- Lemaitre, E. & R. Alvarez León. 1992. Crustáceos decápodos del Pacífico Colombiano: lista de especies y consideraciones zoogeográficas. Anales del Instituto de Investigaciones Marinas Punta Betín 21: 33-76.
- Leonardsson K., M. Blomqvist, R. Rosenberg. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – Examples from Swedish waters. Marine Pollution Bulletin 58 (9): 1286–1296.
- Leonardsson K., M. Blomqvist, M. Magnusson, A. Wikström, R. Rosenberg. 2015. Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. Marine Pollution Bulletin 93: 94–102.

- Lewis, M. A., S. S. Foss, P. S. Harris, R. S. Stanley, and J. C. Moore. 2001. Sediment chemical contamination and toxicity associated with a coastal golf course complex. *Environ. Toxic. Chem.* 20: 1390–1398.
- Li, J., Yan, B., Liu, N., Wang, Q., Wang, L., 2010. Effects of cadmium on apoptosis of hepatopancreas cell in freshwater crab, *Sinopotamon yangtsekiense*. *Acta Sci. Circumst.* 30 (11), 2277–2284.
- Lignot, J.H., Charmantier, G., Cochard, J.C. 1998. Effect of an organophosphorous insecticide, fenitrothion, on survival, osmoregulation, and acetylcholinesterase activity in different life stages of two penaeid shrimps: *Penaeus stylirostris* and *Penaeus vannamei* _Crustacea Decapoda. *J. Shellfish Res.* 17, 1251– 1258.
- Lin, Y., Huang, J. J., Dahms, H. U., Zhen, J. J., & Ying, X. P. 2017. Cell damage and apoptosis in the hepatopancreas of *Eriocheir sinensis* induced by cadmium. *Aquatic Toxicology*, 190, 190-198.
- Livingstone, D.R., J.K. Chipman, D.M. Lowe, C. Minier, R.K. Pipe. 2000. Development of biomarkers to detect the effects of organic pollution on aquatic invertebrates: recent molecular, genotoxic, cellular and immunological studies on the common mussel (*Mytilus edulis* L.) and other mytilids. *International Journal of Environment and Pollution*. Vol.13 (1-6). Pp. 56-91.
- Llansó, J. R., S. S. Bell & F. E. Vose, 1998. Food habits of red drum and spotted seatrout in restored mangrove impoundments. *Estuaries*, 21: 294-306.
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D. 1995. Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19 (1): 81-97.
- Long E.R. y Morgan LG. 1990. The Potential for Biological Effects of Sediment-Sorbed Contaminants Tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. NOAA Office of Oceanography and Marine Assessment, Ocean Assessment Division, Seattle, Washington, EE.UU.
- López de la Rosa I, García-Raso JE, Rodríguez A. 2002. Evolution of a decapod community (Crustacea) of a shallow bottom with seaweeds from southern Europe. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82: 85–95.
- López-Jiménez MA, S Monks, A Serrano, G Pulido-Flores, JC Gaytán-Oyarzun y M López-Ortega. 2012. Dinámica de las variables fisicoquímicas del sedimento de la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12 (4): 965-972.

- López-Ortega M, G Pulido-Flores, A Serrano-Solis, JC Gaytán-Oyarzún, WS Monk-Sheets, MA López-Jiménez. 2012. Evaluación estacional de las variables fisicoquímicas del agua de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12 (3): 713-719.
- Loring, D.H. 1979. Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal Earth Science* 16: 1196-1209.
- Lu GH, Ji Y, Zhang HZ, Wua H, Qin J, Wang C. 2010. Active biomonitoring of complex pollution in Taihu Lake with *Carassius auratus* *Chemosphere*, 79:588–594.
- Luczkovich JJ. 1988. The role of prey detection in the selection of prey by pinfish *Lagodon rhomboides* (Linnaeus). *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 123: 15-30.
- Lund SA, Fulton MH, Key PB. 2000. The sensitivity of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*, embryos to organophosphate pesticide induced acetylcholinesterase inhibition. *Aquat Toxicol* 48: 127–134.
- Luoma, S.N., Jenne, E.A. 1976. Estimating bioavailability of sediment-bound trace metals with chemical extractants. In: *Trace substances in environmental health*. DD Memphill (ed). Univ. Of Missouri, Columbia, MO 343-35 1.
- Ma, D., Hou, Y., Du, L., Li, N., Xuan, R., Wang, F., & Wang, L. 2013. Oxidative damages and ultrastructural changes in the sperm of freshwater crab *Sinopotamon henanense* exposed to cadmium. *Ecotoxicology and environmental safety*, 98, 244-249.
- Macías, O. J. 1969. Incidencia de postlarvas de *Penaeus aztecus* y *P. setiferus* en tres localidades de la costa este central de México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, 67 p.
- Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H. N., Vinagre, C., & Diniz, M. S. 2013. Influence of temperature in thermal and oxidative stress responses in estuarine fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 166 (2): 237-243.
- Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H. N., Diniz, M. S., & Vinagre, C. 2014. Role of thermal niche in the cellular response to thermal stress: lipid peroxidation and HSP70 expression in coastal crabs. *Ecological indicators*, 36, 601-606.
- Madeira, D., Mendonça, V., Vinagre, C., & Diniz, M. S. 2016. Is the stress response affected by season? Clues from an *in situ* study with a key intertidal shrimp. *Marine biology*, 163(2): 41.

- Madigosky, S.R., Alvarez-Hernandez, X., Glass, J. 1991. Lead, cadmium, and aluminum accumulation in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* G. collected from roadside drainage ditches in Louisiana. Arch Environ Contam Toxicol 20: 253-258.
- Mandelli, F. E. y A. V. Botello. 1975. Informe Centro Cienc. del Mar y Limnol. (mimeografiado). A study of variables related to the water quality of Terminos Lagoon and Adjacent coastal areas, Campeche, Mexico. Univ. Nal. Autón. México 1-93.
- Magesh, N. S., N. Chandrasekar, D. Vetha Roy. 2011. Spatial analysis of trace element contamination in sediments of Tamiraparani estuary, southeast coast of India. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92: 618-628.
- Magnusson, M., Blomqvist, M., and Rosenberg, R. 2016. Response of the benthic quality index (BQI) to eutrophication induced impact in two Swedish coastal areas. Deliverable 3.1-3, WATERS Report no. 9. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Manning, R. B. 1993. Three genera removed from the synonymy of *Pinnotheres* Bosc., 1802 (Brachyura: Pinnotheridae), Proc. Biol. Soc. Wash., 106 (3): 523-531.
- Manning, R.B. & F.A.Jr. Chace, 1971. Shrimps of the family Processidae from the northwestern Atlantic Ocean (Crustacea: Decapoda: Caridea). Smithsonian Contributions to Zoology 89: 1-41.
- Marchand, C., Allenbach, M., & Lallier-Vergès, E. (2011). Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). Geoderma, 160(3-4), 444-456.
- Marín-Guirao L., Augusto Cesar, Arnaldo Marín, Rubén Vita. 2005. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. Ciencias Marinas 31 (2): 413-428, Universidad Autónoma de Baja California México.
- Markham, J. C. & J. J. McDermott. 1980. A tabulation of the Crustacea Decapoda of Bermuda. Proceedings of the Biological Society of Washington 93: 1266-1276.
- Markham, J. C., E E. Donath-Hernandez, J. L. Villalobos-Hiriart and A. C. Diaz-Barriga. 1990. Notes on the shallow-water marine Crustacea of the Caribbean Coast of Quintana Roo, Mexico. An. Inst. Biol., Univ. Nacl. Autón. México, Ser. Zool. 61: 405-446.
- Maroñas M. E. 2006. Crecimiento individual en peces. Pp 1-9.

- Marroquín F. y M. García A. 2000. Plan de Manejo Forestal de la Subprovincia Fisiográfica de la Llanura Costera Tamaulipeca. Resultados de Talleres y Visita de Campo. Programa de Manejo Sostenible de Ecosistemas, Centro de Calidad Ambiental. ITESM, Campus Monterrey. Inédito.
- Martin C.M., P.A. Montagna. 1995. Environmental assessment of LaQuinta Channel, Corpus Christi Bay, Texas. *Texas Journal of Science* 47 (3): 203-222.
- Martin, J.W. & G.E. Davis. 2001. An updated classification of the recent crustacea. Science series 39, Natural History Museum of Los Angeles, California,. 124.
- Martínez-Iglesias, J. C., A. Carvacho & R. Ríos. 1996. Catálogo de los carídeos marinos (Crustacea, Decapoda, Caridea) de las aguas someras de Cuba. *Avicennia* 4/5: 27-40.
- Mateo M-A, Sánchez-Lizaso J-L, Romero J. 2003. *Posidonia australis* “banquettes”: a preliminary assessment of the relevance for meadow carbon and nutrients budget. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 85–90.
- Mazé, R.A., A.J. Laborda y L.E. 1990. Macrofauna intermareal de sustrato arenoso en la Ría de El Barquero (Lugo, NO, España): II Estructura de la comunidad, zonación, *Cah. Biol.Mar.*, 30:403-421.
- Mazorra, M. T., Rubio, J. A., & Blasco, J. 2002. Acid and alkaline phosphatase activities in the clam *Scrobicularia plana*: kinetic characteristics and effects of heavy metals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 132(2), 241–249.
- McCave I.N. 1984. Size spectra and aggregations of suspended particles in the deep ocean. *Deep Sea Res.* 31: 329-352.
- McKenney C. L. & Neff. J. M. 1979. Individual effects and interactions of salinity, temperature and zinc on larval development of the grass shrimp *Palaemonetes pugio*. I. Survival and development duration through metamorphosis. *Mar Biol.* 52: 177-188.
- Means, J.C., S.G. Wood, J.J. Hassett, y W.L. Banwart, 1980. Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science and Technology*, 14: 1524-1528.
- Melancon M. 1995. Bioindicators used in aquatic and terrestrial monitoring. In: Hoffman D, Rattner B, Burton G, Cairns J, editors. *Handbook of Ecotoxicology*. London: Lewis Publishers. p 220–242.
- Mello de Carvalho, L. 2012. Distribución espacial de metales pesados en la Cuenca del Arroyo Carrasco y su relación con el uso de la cuenca asociada.

Trabajo final para la obtención del título de Magíster en Ciencias Ambientales. Universidad de la República de Uruguay. Facultad de Ciencias. Montevideo. 1-137 p.

- Méndez-Ubach M.N., V. Sous-Weiss, y A. Carranza-Edwards. 1985. La importancia de la granulometría en la distribución de organismos bentónicos. Estudio de playas del estado de Veracruz, México. Anales del centro de ciencias del mar y limnología.
- Menezes, S., A.M.V.M. Soares, L. Guillhermino, M. R. Peck. 2006. Biomarker responses of the estuarine brown shrimp *Crangon crangon* L. to non-toxic stressors: Temperature, salinity and handling stress effects. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 335 (1): 114-122.
- Menezes S., A. M.V.M. Soares, L. Guilhermino, M.R. Peck. 2009. Can the Activities of Acetylcholinesterase and Glutathione-S-Transferases of *Crangon crangon* (L.) be used as Biomarkers of Fuel Oil Exposure?. 1-6 pp.
- Mil-Homens, M., Stevens, R.L., Abrantes, F., Cato, I. 2006. Heavy metal assessment for surface sediments from three areas of the Portuguese continental shelf. Continental Shelf Research 26: 1184-1205.
- Mirza, R., M. Mohammady, A. Dadoloahi, A.R. Safahieh, A. Savari and P. Hajeb. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in, seawater, sediment and oyster (*Saccostrea cucullata*) from the Northern part of the Persian Gulf (Bushehr Province), Water, Air and Soil Pollution, 223: 189-198.
- Mirza, R., I., Faghiri, and E., Abedi. 2012. Contamination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments of Khure-Musa Estuarine, Persian Gulf. World Journal of Fish and Marine Sciences 4 (2): 136-141.
- Miserendino, M. L., and L. A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. Acta Limnologica Brasiliensia, 11(2), 137-148.
- Moksnes, P.-O., Lindahl, U., Haux, C. 1995. Metallothionein as a bioindicator of heavy metal exposure in the tropical shrimp, *Penaeus vannamei*: a study dose-dependent induction. Mar. Environ. Res. 39: 143–146.
- Molochkina, E.M., Zorina, O.M., Fatkullina, L.D., Goloschapov, A.N., Burlakova, E.B. 2005. H₂O₂ modifies membrane structure and activity of acetylcholinesterase. Chem. Biol. Interact. 157–158, 401–404.
- Montagna P. A., R.D. Kalke. 1992. The effect of freshwater inflow on the meiofaunal and macrofaunal populations in the Guadalupe and Nueces estuaries, Texas. Estuaries 15 (3): 307-326.

- Moore, D. 1988. An integrated laboratory and field study of nonpoint source agricultural insecticide runoff and its effect on the grass shrimp, *Palaemonetes pugio* (Holthius). College of Public Health. Columbia, South Carolina, University of South Carolina: 262.
- Moran S.B., P. A. Yeats y P. W. Balls, 1996. On the role of colloids in trace metal solid-solution partitioning in continental shelf waters: a comparison of model results and field data. *Continental Shelf Research*, 16: 397– 408.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Moreno CE, F Barragán, E Pineda y NP Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar onformación entre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.
- Morisita, M. 1959. Measuring of the Dispersion of Individuals and Analysis of the Distributional Patterns. - *Memories of Faculty Science, Kyushu University, Series E. Biology* 2: 215-235.
- Moyano, F. J., Díaz, M., Alarcon, F. J. and Sarasquete, M. C. 1996. Characterization of digestive enzyme activity during larval development of gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Fish Physiology and Biochemistry*. 15(2): 121-130.
- Mu, C., Ren, X., Ge, Q., Wang, J., & Li, J. 2017. Antioxidant response of ridgetail white prawn *Exopalaemon carinicauda* to harmful dinoflagellate *Prorocentrum minimum* exposure and its histological change. *Journal of Ocean University of China*, 16(2), 285-293.
- Munilla, R., R. Starck. 1990. Protein digestion in early turbot larvae *Scophthalmus maximus* (L.) *Aquaculture*, 81. pp. 315-327.
- Muñoz-Riveaux, S., Naranjo-López, C., Garcés-González, G., González Lazo, D., Musle-Cordero, Y., Rodríguez-Montoya, L. 2003. Evaluación de la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 9 (2): 147-153.
- Murphy B. R., Michael L. Brown & Timothy A. Springer. 1990. Evaluation of the Relative Weight (W_r) Index, with New Applications to Walleye, North American *Journal of Fisheries Management*, 10:1, 85-97.
- Mussali-Galante, P., Tovar-Sánchez, E., Valverde, M., & Rojas Del Castillo, E. 2013. Biomarkers of exposure for assessing environmental metal pollution: from

molecules to ecosystems. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29 (1).

- Mustow, S. E. 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia*, 479(1-3), 191-229.
- Naewthong, S. 2001. Lethal and sublethal effects of endosulfan on the fiddler crab *Uca pugilator*. Department of Environmental Health Sciences. Columbia, SC, University of South Carolina: 114.
- National Toxicology Program (NTP), 2005. Report on Carcinogens, eleventh ed. Public Health Service, US Department of Health and Human Services, Washington, DC.
- Naranjo-López, C., González Lazo, D., Garcés González, G., Brandimarte, A., Muñoz Riveaux, S., Musle Cordero, Y. 2005. Una metodología rápida y de fácil aplicación para la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP-Cub para ríos cubanos. *Tecnura*, 9 (17), 65-76.
- Nauen, C.E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Naqvi, S.M., Flagge, C.T., Hawkins, R.L. 1990. Arsenic uptake and depuration by red crayfish, *Procambarus clarkii*, exposed to various concentrations of monosodium methanearsonate (MSMA) herbicide. *Bull Environ Contam Toxicol* 45: 94-100.
- Neff, J. M., B. A. Cox, D. Dixit y J. W. Anderson. 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol* 38: 279-289.
- Neff, J.W. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment sources, fates and biological effects. *Am. Pet. Inst.*
- New Jersey Department of Environmental Protection. 2009. New Jersey Department of Environmental Protection Ecological Screening Criteria. [Online]. Disponible en: <https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/ecoscreening/>
- Nipper M. G. 1998. The development and application of sediment toxicity tests for regulatory purposes. En: Wells P. G., Lee K. & Blaise C. *Microscale Testing in Aquatic Toxicology. Advances, techniques and practice*. CRC Press LLC. Washington. 631-639.
- Noreña-Barroso E, Simá-Alvarez R, Gold-Bouchot G y Zapata-Pérez O. 2004. Persistent Organic Pollutants and Histological Lesions in Mayan Catfish *Ariopsis*

assimilis from Bay of Chetumal, Mexico. Marine Pollution Bulletin. 48 (3-4): 263-9.

- Noreña-Barroso, E., O. Zapata-Pérez; V. Ceja-Moreno y G. Gold-Bouchot. 1998. Hydrocarbons and Organochlorine Compounds in Sediments from Bay of Chetumal, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 61(1): 80-87.
- Norma Oficial Mexicana, NOM-021-RECNAT-2000. 2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.
- Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-2003. 2003. Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación. Diario Oficial de la Federación 29 de marzo de 2005.
- Norris, R. H. y A. Georges. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys. Pp. 234-286 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman y Hall, New York.
- Norwine J, R Bingham and RV Zepeda. 1977. Twentieth-century semi-arid and subhumid climates of Texas and north-eastern Mexico. Pp. 30-41. In: J Norwine (ed.), Climate and Human Ecology. Houston: D. Armstrong Company, Publishers.
- Nugegoda D., P.S. Rainbow. 1989. Effects of salinity changes on zinc uptake and regulation by the decapod crustaceans *Palaemon elegans* and *Palaemonetes varians*. Marine Ecology Progress Series, 51: 57-75.
- Nunes, B. 2011. The use of cholinesterases in ecotoxicology. En: D.M. Whitacre (Ed.), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 212: 29-59.
- Niyogi, S., Biswas, S., Sarker, S., & Datta, A. G. 2001. Seasonal variation of antioxidant and biotransformation enzymes in barnacle, *Balanus balanoides*, and their relation with polyaromatic hydrocarbons. Marine Environmental Research, 52(1), 13-26.
- Oberdörster E, Martin M, Ide C, McLachlan J. 1999. Benthic community structure and biomarker induction in grass shrimp in an estuarine system. Arch Environ Contam Toxicol 37: 512–518.
- Oberlander, H. 1976. Hormonal control of growth and differentiation of insect tissues cultured in vitro. In vitro Cell Dev. B 12, 225–235.

- O'Beirn, Francis X. and Randal L. Walker. 1999. Pea Crab, *Pinnotheres ostreum* Say, 1817, in the Eastern Oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791): Prevalence and Apparent Adverse Effect on Oyster Gonad Development. *The Veliger* 42 (1): 20 p.
- OCDE. 1998. Análisis del Desempeño Ambiental. México. Perspectivas OCDE.
- O'Connor TP. 1990. Coastal Environmental Quality in the United States. 1990. Chemical Contamination in Sediment and Tissues. National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, Maryland, EE.UU.
- Olamide O. P., A. Adefemi, B. O. Oluayo. 2014. Length-weight relationship and condition factor of shrimps in coastal waters of Ondo state, South West, Nigeria. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 1 (3): 137-142.
- Ornela-Beltrame M. 2008. Dinámica biogeoquímica de nutrientes y metales pesados en ambientes intermareales de la laguna costera Mar Chiquita: potenciales efectos ecotoxicológicos sobre especies clave del ecosistema. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur. Argentina. 1-273 p.
- Ortiz-Zarragoitia, M. y M.P. Cajaraville. 2006. Biomarkers of Exposure and Reproduction-Related Effects in Mussels Exposed to Endocrine Disruptors. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 59. Pp. 361-369.
- Ortmann, A., 1896. Das System der Decapoden-Krebse. *Zoologische Jahrbücher. Abteilung für Systematik, Geographie und Biologie der Tiere* 9: 409-453.
- Osuna-López, J.I., F. Páez-Osuna, P. Ortega-Bumero. 1986. Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del Puerto y Antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*. V. 12 (2). Pp. 35-45.
- Pachelle PPG, Anker A, Mendes CB, Bezerra LEA. 2016. Decapod crustaceans from the state of Ceará, northeastern Brazil: an updated checklist of marine and estuarine species, with 23 new records. *Zootaxa* 4131 (1): 001–063.
- Padmalal, D, y P Seralathan. 1995. Organic carbon and phosphorus loading in recently deposited riverine and estuarine sediments - a granulometric approach -. *Indian Journal of Earth Sciences* 22:21-28.
- Páez-Osuna, F. 1996a. Efecto de los metales. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, D. Zarate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie científica 5. pp. 349-361.
- Páez-Osuna, F. 1996b. Fuentes de metales en la zona costera marina. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, D. Zarate-Lomelí (Eds.). *Golfo de*

México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie científica 5. pp. 297-308.

- Páez-Osuna, F. 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina. *In*: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. pp. 329-342.
- Páez-Osuna, F., M. J. Ochoa, H. Bojórquez & I.L. Michel. 2000. Macroalgae as Biomonitoring of Heavy Metal Availability in coastal Lagoons from the Subtropical Pacific of Mexico. *Bulletin Environmental Contamination & Toxicology* 64(6):846-851.
- Páez-Osuna F, AV Botello, y S Villanueva. 1986. Heavy Metals in Coatzacoalcos Estuary and Ostion Lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 11: 516-519.
- Páez-Osuna, F. & L. Tron-Mayen. 1996. Concentration and distribution of Heavy Metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the northwest coast of Mexico. *Environmet International*, Vol. 22 (4): pp. 443-450.
- Palacios-Fest, M. R., Lisa E. Park, Jordi G.P., Martha R. Palacios-Fest y George R. D. 2003. Química de conchas de ostrácodos: una alternativa para medir la contaminación por metales en sistemas acuáticos. *En: Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. V. 20, núm. 2. p. 139-153.
- Paul'son, O., 1875. Studies on Crustacea of the Red Sea with notes regarding other seas. Part 1 Podophthalmata and Edriophthalmata (Cumacea) [in Russian]: i-xiv, 1-144, Plates 1-22. Kiev.
- Pearson T.H., and Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology; An Annual Review* 16: 229-311.
- Pearson, W.H., Olla, B.O., 1990. Threshold for detection of naphthalene and other behavioural responses by the blue crab *Callinectes sapidus*. *Estuaries* 3: 224-229.
- Pérez-Castañeda R. 2011. Estructura poblacional, sanidad y metales pesados del recurso camarón en la Laguna Madre, Tamaulipas. Trabajo de investigación. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Tamaulipas. 1-79 pp.
- Pérez-Castañeda, R. y O. Defeo. 2002. Morphometric relationships of penaeid shrimps in a coastal lagoon: spatio-temporal variability and management implications. *Estuaries* 25: 282-287.

- Pérez-Farfante, I. 1969. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. Fishery Bulletin of the United States Fish and Wildlife Service, 67 (3): 461-591.
- Pérez-Farfante, I. 1978. Shrimps and prawns. En: W. Fischer (ed.), FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31), 6. 46 pp.
- Pérez-Farfante, I. 1988. Illustrated key to Penaeoid Shrimps of Commerce in the Americas. NOAA Technical Report NMFS 64, 32 p.
- Pérez-Farfante, I., and B. Kensley. 1997. Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World: Keys and Diagnoses for the Families and Genera. NOAA/National Marine Fisheries Service. National Museum of Natural History. Smithsonian Institution. 1-223 pp.
- Pérez-Munguía, R., R. Pineda & M. Medina. 2007. Integridad biótica en ambientes acuáticos. In: Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Ó. Sánchez, M. Herzing, E. Peters, R. Márquez & L. Zambrano (eds.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, INE, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C., Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. p. 71-11.
- Pielou EC.1975.Ecological diversity: Wiley New York.
- Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B. D., Neto, J. M., & Marques, J. C. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. Ecological indicators, 9(1), 1-25.
- Pinto-Rodrigues, A. 2014. Effects of environmental contaminants and natural stressor on feral *Carcinus maenas*: influence of the exposure history. Application Thesis for the Doctoral degree in Biomedical Sciences. https://sigarra.up.pt/reitoria/pt/pub_geral.show_file?pi_doc_id=27367
- Piñeiro O., y D. Dumas. 2010. Distribución espacial de la desidad de *Thalassia testudinum* en un perfil en el Golfo de Batanabó, Cuba. Disponible en line a través de: <http://hdl.handle.net/1834/3541>
- Pollard , P.C. & K. Kogure . 1993. Bacterial decomposition of detritus in a tropical seagrass (*Syringododium isoetifolium*) ecosystem, measured with [Methyl-3 H]thymidine. Australian Journal of Freshwater Research 44:155-172.
- Ponce V.G., V.A. Botello, y G. Díaz. 1994. Hidrocarburos aromáticos polinucleares en sedimentos recientes del noroeste del Golfo de México. Res. III Congr. de Cienc. del Mar. La Habana, Cuba. 522.

- Ponce Vélez, G., y A. V. Botello. 2005. Niveles de hidrocarburos en el Golfo de México. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. pp. 269-298.
- Prior, R.L., Hoang, H., Gu, L., Wu, X., Bacchiocca, M., Howard, L., Hampsch-Woodill, M., Huang, D., Ou, B., Jacob, R. 2003. Assays for hydrophilic and lipophilic antioxidant capacity (oxygen radical absorbance capacity (ORACFL) of plasma and other biological and food samples. J. Agric. Food Chem. 51, 3273–3279.
- Prouty JS. 1996. Late Pleistocene-Early Holocene Karst Features, Laguna Madre, South Texas: A Record of Climate Change. Gulf Coast Association of Geological Societies Transactions 46: 345-351.
- Pulich WM. 1980. Heavy metal accumulation by selected *Halodule wrightii* Asch. populations in the Corpus Christi bay area. Contributions in Marine Science 23:90–100.
- Pusceddu, A., G. Sara, M. Armeni, M. Fabiano & A. Mazzola. 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). Hydrobiologia 397(12): 59-70.
- Pytharopoulou S, Sazakli E, Grintzalis K, Georgiou CD, Leotsinidis M, Kalpaxis DL. 2008. Translational responses of *Mytilus galloprovincialis* to environmental pollution: Integrating the responses to oxidative stress and other biomarker responses into a general stress index. Aquat Toxicol 89:18–27.
- Qin, Q., Qin, S., Wang, L., & Lei, W. 2012. Immune responses and ultrastructural changes of hemocytes in freshwater crab *Sinopotamon henanense* exposed to elevated cadmium. Aquatic toxicology, 106, 140-146.
- Quammen M. L. & Onuf C.P. 1993. Laguna Madre: seagrass changes continue decades after salinity reduction. Estuaries 16, 302-310.
- Rafinesque, C. S. 1815. Analyse de la Nature ou Tableau de l'univers et des corps organisés. *Palerme*. 1-224.
- Rakocinski, C.f., Brown S.S., Gaston G.R., Heard R.W., Walker W.W., and Summers J.K. 1997. Macrobenthic responses to natural and contaminant-related gradients in northern Gulf of Mexico. Ecological Applications 7: 1278-98.
- Ramsar Convention on Wetlands, CONANP. 2003. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar “Laguna Madre”.

- Rankin, W.M., 1898. The Northrop collection of Crustacea from the Bahamas. *Annals of the New York Academy of Science* 11: 225-258.
- Raz-Guzmán, M. A. 2011. Crustáceos y Poliquetos. En: G. de la Lanza Espino, S. Hernández Pulido y J. L. Carbajal Pérez, editores. *Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación. Ciencia y Tecnología (TDF)*, UNAM-IB y PyV, México 633 (Segunda Impresión). pp. 265-308.
- Reddy, P. S., & Bhagyalakshmi, A. 1994. Changes in oxidative metabolism in selected tissues of the crab (*Scylla serrata*) in response to cadmium toxicity. *Ecotoxicology and environmental safety*, 29(3): 255-264.
- Reice S.R., and Wohlenberg, M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assesment of ecosystem health. In: D.M. Rosenberg and V.H. Resh (Eds.). *Freswater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. pp. 287-305.
- Remane A, Wiss, Meeresunters Kiel. N.F. 1933. Verticilung und organisation der benthonischen mikrofauna der Kieler Butch. 21: 161-221.
- Rendón-von Osten, J. y J. García Guzmán. 1996. Evaluación del impacto ambiental de las actividades humanas en la Laguna Madre, Tamaulipas. En: A. V. Botello, J. L. Rojas-Galavíz, J. A. Benítez, y D. Zarate Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5*. Universidad Autónoma de Campeche. México. pp. 521-540.
- Rendón-von Osten, J., L. Alpuche, y M. Memije, 2000. Distribución espacio temporal de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la laguna de Términos, Campeche, Camp. Resúmenes del VII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. p 24.
- Rendón von Osten, J., M. Memije Canepa, y N. A. Ek Moo, 2005. Plaguicidas orgánicos persistentes (POPs) en sedimentos de la costa sur de Campeche, México. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición*. Univ. Autónoma de Campeche, Univ. Nal. Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. pp. 249-260
- Reyes E, and M Merino. 1991. Diel Dissolved Oxygen Dynamics and Eutrophication in a Shallow Well-Mixed Tropical Lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14 (4): 372-381.
- Rhoads D.C., and Young, D.K. 1970. The influece of deposit-feeding organism on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research* 28, 150-78.

- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board. Can. 191: pp. 382.
- Ringwood A.H., C.J. Keppler. 2002. Water Quality Variation and Clam Growth: Is pH Really a Non-Issue in Estuaries?. *Estuaries* Vol. 5 No. 5, p. 901-907.
- Ríos-Touma B, Acosta R, Prat N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Rev Biol Trop* 62:249–273.
- Ritter C., P. A. Montagna. 1999. Seasonal Hypoxia and Models of Benthic Response in a Texas Bay. *Estuaries* Vol. 22, No. 1, p. 7-20.
- Riss W, Ospina R, Gutiérrez JD. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Caldasia* 24:135–156.
- Risso, A. 1816. Histoire Naturelle des Crustacés des Environs de Nice. Librairie Grecque-Latine-Allemande, Paris. 175 pp., 3 plates.
- Robles-Guerrero, F.G. 2011. Análisis Taxonómico y Ecológico de la Poliquetofauna asociada al pasto marino *Halodule beaudettei* y a el alga *Caulerpa sertularioides* en la Laguna Madre de Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. 85 pp.
- Robles-Hernández, C. A. 2011 Varibilidad espacio-temporal de metales pesados en camarón, agua y sedimento de la Laguna Madre, Tamaulipas. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia “Dr. Norberto Treviño Zapata”. Cd. Victoria Tamaulipas. Febrero 2010. Pp. 1-73.
- Rodríguez-Almaráz GA, Leija-Tristán A, Mendoza-Alfaro R. 2000. Records of the Caridean Shrimps (Crustacea: Decapoda) from the Coasts of the Mexican Pacific Ocean, Gulf of Mexico and Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 67 (2): 857–867.
- Rodríguez-Fuentes, H. 2011. Métodos de análisis de suelos y plantas: criterios de interpretación. 2ª ed. México: Trillas: UANL. 239 p.
- Rodríguez-Fuentes G. y G. Gold-Bouchot. 2000. Environmental monitoring using acetylcholinesterase inhibition in vitro. A case study in two Mexican lagoons. *Marine Environmental Research* 50(1-5): 357-360.
- Rodríguez, P.C. 1994. Evaluación de metales en sedimentos, agua y biota de las lagunas Salada, el Llano y la Mancha, Veracruz, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F. 99 pp.

- Roldán, G. 2003. La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad del Antioquia, Medellín. 170p.
- Roldán-Pérez G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP Col. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Román-Contreras, R. 1988. Características ecológicas de los Crustáceos Decápodos de Laguna de Términos. In: Ecología de los sistemas costeros en el sur del Golfo de México: la región de la Laguna de Términos. (A. Yáñez Arancibia and J.W. Day, Jr. eds.) Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Editorial Universitaria, México, D.F. 17, pp. 305-322.
- Román Contreras, R. & M. Martínez-Mayén. 2010. Palaemonidae (Crustacea: Decapoda: Caridea) from the shallow waters of Quintana Roo, Mexican Caribbean coast. Rev. Mex. Bio. 81: 43-51.
- Román-Contreras, E. y J. Romero-Rodríguez. 2005. Incidence of infestation by *Bopyrina abbreviata* Richardson, 1904 (Isopoda: Bopyridae) on *Hippolyte zostericola* (Smith, 1873) (Decapoda: Hippolytidae) in Laguna de Términos, Gulf of Mexico. Nauplius 13: 83-88.
- Romero-Rodríguez, J., & Román-Contreras, R. 2013. Population structure and reproduction of the seagrass shrimp *Hippolyte zostericola* (Decapoda: Hippolytidae) at Laguna de Términos, Campeche, Mexico. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(3): 675-682.
- Rosa, R., Lopes, A. R., Pimentel, M., Faleiro, F., Baptista, M., Trübenbach, K., & Calado, R. 2014. Ocean cleaning stations under a changing climate: biological responses of tropical and temperate fish-cleaner shrimp to global warming. Global change biology, 20 (10): 3068-3079.
- Rosales HL, EA Carranza y RU Alvarez. 1986a. Sedimentological and chemical studies in sediments from Alvarado lagoon system, Veracruz, Mexico. An. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México 13 (3): 19-28.
- Rosales HL, EA Carranza y RU Alvarez. 1986b. Sedimentological and chemical studies in sediments from Papaloapan river, Mexico. An. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México 13 (3): 263-272.
- Rosales-Hoz, L., A.B. Cundy, y J.L. Bahena Manjarrez. 2003. Heavy metals in sediment cores from a tropical estuary affected by anthropogenic discharges: Coatzacoalcos Estuary, Mexico. Estuarine Coastal and Shelf Science, 56: 1-10.

- Rosas-Acevedo, J. L., H. Ávila-Pérez, A. Sánchez-Infante, A. Y. Rosas-Acevedo, S. García-Ibañez, L. Sampedro-Rosas, J. G. Granados-Ramírez, y A. L. Juárez-López. 2014. Índice BMWI', FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1 (2):62-88.
- Rosas-Acevedo, J.L., A. Sánchez-Infante, A.Y. Rosas-Acevedo, W. Castañón, L. Sampedro, A. L. Juárez. 2016. Aquatic Insects at Southeast of Wetlands in the Tres Palos Lagoon, Acapulco, Guerrero, México. *American Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences (ASRJETS)* 25 (1): 89-99.
- Rosas PI, A Báez, y R Belmont. 1983. Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollution* 20: 127-135.
- Rose C, WG Crumpton. 1996. Effects of emergent macrophytes on dissolved oxygen dynamics in a prairie pothole wetland. *Wetlands* 16 (4): 495-502.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, C.H., Cederwall, H., Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 728–739.
- Roux, P. 1831. Mémoire sur la classification des Crustacés de la tribu des Salicoques: 1-39, 4 tables. Marseille.
- Ruiz-Picos R. A., B. Kohlmann, J. E. Sedeño-Díaz, E. López-López. 2017. Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *nt. J. Environ. Sci. Technol.* 14 (9): 1835-1852.
- Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. Norwegian Institute for Water Research. Report no. 40114, 1-32 pp.
- Salas, F., Neto, J.M., Borja, A., Marques, J.C. 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary Portugal. *Ecol. Indicators* 4, 215–225.
- Sánchez-Herrera, M. 2005. El índice biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party score), modificado y adaptado al cauce principal del río pamplonita norte de Santander. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 3 (2): 54-67.

- Sánchez, A. J. y L. A. Soto. 1987. VI Congr. Nal. Zool. Comportamiento anual de las postlarvas epibentónicas de camarones peneidos en el sector oriental de la Laguna de Términos, Campeche.
- Sánchez Molano, M., & García, D. P. 2018. Determinación del índice BMWP/Col, mediante la utilización de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua, en el cauce del río Guachicos, que surte el acueducto del municipio de Pitalito. Tesis. Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD. Pitalito, Huila, Colombia.
- Santana-Moreno LD, Rojas-González RI, Wakida-Kusunoki AT. 2016. First record of *Ambidexter symmetricus* (Decapoda: Caridea: Processidae) from the Yucatán Peninsula. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87: 1138–1140.
- Saravanakumar A, M Rajkumar, J Sesh Serebiah y GA Thivakaran. 2008. Seasonal variations in physico-chemical characteristics of water, sediment and soil texture in arid zone mangroves of Kachchh-Gujarat. *Journal of Environmental Biology* 29(5) 725-732.
- Sarkar, A. 2006. Biomarkers of marine pollution and bioremediation. *Ecotoxicology*. 15. Pp. 331-332.
- Say, T., 1818. An account of the Crustacea of the United States, part 5.— *Journal of the Academy of Natural Sciences at Philadelphia* 1: 235-253.
- Schmitt, W.L. 1924. The macruran, anomuran and stomatopod Crustacee. *Bijdragen tot de kennis der fauna van Curaçao. Resultaten eener reis van Dr. C.J. van der Horst in 1920. Bijdragen tot de Dierkunde*. 23: 61-81, Plate 8.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, jueves 30 de diciembre de 2010.
- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2015. Programa Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo. CONABIO, SEMARNAT. Ciudad de México, pp. 1-261.
- Seginini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *ECOTROPICOS*. 16(2). Pp. 45-63.
- Serafim, A., Company, R., Lopes, B., Fonseca, V. F., Franca, S., Vasconcelos, R. P., Bebianno, M. J., & Cabral, H. N. 2012. Application of an integrated biomarker response index (IBR) to assess temporal variation of environmental quality in two Portuguese aquatic systems. *Ecological Indicators*, 19, 215–225.

- Sermeño-Chicas JM, Serrano L, Springer M, Paniagua MR, Pérez D, Rivas AW, Menjívar RA. 2010. Determinación de la Calidad Ambiental de las Aguas de los Ríos de El Salvador, Utilizando Invertebrados Acuáticos: Índice Biológico a nivel de Familias de Invertebrados Acuáticos en El Salvador (IBF-SV- 2010). Editorial Universitaria UES, San Salvador.
- Sfriso, A., Birkemeyer, T., Ghetti, P.F. 2001. Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Mar. Environ. Res.* 52, 323–349.
- Sharma K.V., K. Rhudy, R. Brooks, S. Hollyfield, F.G. Vázquez. 1997. Petroleum Hydrocarbons in Sediments of Upper Laguna Madre. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 34, No. 4. Pp. 229-234.
- Sharma, V. K., Rhudy, K. B., Koenig, R., & Vazquez, F. G. 1999. Metals in sediments of the Upper Laguna Madre. *Marine Pollution Bulletin*, 38(12): 1221-1226.
- Sheridan P. 2004. Comparison of restored and natural seagrass beds near Corpus Christi, Texas. *Estuaries* 27 (5): 781–792.
- Sheridan, P.F. & T.J. Minello. 2003. Nekton use of different habitat types in seagrass beds of lower Laguna Madre, Texas. *Bull. Mar. Sci.* 72: 37-61.
- Short F, T Carruthers, W. Dennison, M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 3–20.
- Šiaulyš A., Zaiko A., Daunys D. 2011. Assessment of benthic quality status in the Lithuanian coastal waters based on the benthic quality index (BQI). Technical Report: Norwegian Financial Mechanism/ Project: A system for the sustainable management of Lithuanian marine resources using novel surveillance, modeling tools and ecosystem approach, Klaipeda, 13 p.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Simpson, J.H. 1994. Introduction to the North Sea Project. In: H. Charnock, K.R. Dyner, J.M. Hurthnace, P.C. Liss, J.S. Simpson and P.B. Tett (Eds.). *Understanding the North Sea System*. Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. A. 343. p. 1-4.
- Smith, S.I., 1873. Crustacea. In: Verrill, A. E., Report upon the Invertebrate animals of Vineyard Sound and the adjacent waters, with an account of the physical characters of the region. Report of the Commissioner for 1871 and 1872, United States Commission of Fish and Fisheries 1: 545-580.

- Smith L.S., D. D. MacDonald, K.A. Keenleyside, C.D. Ingersoll & L.J. Field. 1996. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *Great Lakes Res.* 22(3): 621-638.
- Soegianto, A., Winarni, D., Handayani, U.S., 2013. Bioaccumulation, elimination, and toxic effect of cadmium on structure of gills and hepatopancreas of fresh water prawn *Macrobrachium sintangense* (De Man, 1898). *Water Air Soil Pollut.* 224 (1575): 1–10.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1981. *Biometry*. Freeman, Nueva York, Estados Unidos. 859 p.
- Sørensen, T. 1948. A Method of Establishing Groups of Equal Amplitudes in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter*, 5: 1-34.
- Soto, L.A. y A. Gracia G. 1987. Evaluación de los efectos de hidrocarburos fósiles sobre las poblaciones de camarones penaeidos en el Banco de Campeche. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM*, 14(2):133-146.
- Souza, M.S., Balseiro, E., Laspoumaderes, C., Modenutti, B., 2010. Effect of ultraviolet radiation on acetylcholinesterase activity in freshwater copepods. *Photochem. Photobiol.* 86, 367–373.
- Spence Bate, C. 1888. Report on the Crustacea *Macrura* collected by the Challenger during the years 1873-76. Report on the Scientific Results of the Voyage of H.M.S. "Challenger" during the years 1873-76. 24: i-xc, 1-942.
- Springer M, Vázquez D, Castro A, Kohlmann B. 2007. Field-guide for water quality bioindicators. EARTH-UCR, San José.
- Sreeman M. P., N. R. Menon. 2005. Histopathological changes in the hepatopancreas of the penaeid shrimp *Metapenaeus dobsoni* exposed to petroleum hydrocarbons. *Journal of Marine Biological Association of India*, 47: 160-168.
- Staples, D.J. & D.S. Heales. 1991. Temperature and salinity optima for growth and survival of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 154: 251-274.
- Staub, R.J., W. Appling, A.M. Hofstetter, J. Hass. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience*. 20. Pp. 905- 912

- Strenth N.E., Chace F.A. Jr. 1995. New records of natant decapods (Crustacea: Palaemonidae) from the south Texas coast. *Texas Journal of Science*, 47, 315–31.
- Strode E., M. Jansons, I. Purina, M. Balode, N. A. Berezina. 2017. Sediment quality assessment using survival and embryo malformation tests in amphipod crustaceans: The Gulf of Riga, Baltic Sea AS case study. *Journal of Marine Systems* 172: 93-103.
- Suárez P. & R. Reyes. 2002. La incorporación de metales pesados en las bacterias y su importancia para el ambiente. En: *Interciencia* Vol. 27 No. 004, Asociación Interciencia, Caracas, Venezuela. pp. 160-164.
- Sun F., Q. Zhou. 2008. Oxidative stress biomarkers of the polychaete *Nereis diversicolor* exposed to cadmium and petroleum hydrocarbons. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 106-114.
- Suter GW, Rosen AE. 1988. Comparative toxicology for risk assessment of marine fishes and crustaceans. *Environ Sci Technol* 22: 548–556.
- Suthers, I.M. 1998. Bigger? fatter? or is faster growth better? Considerations on condition in larval and juvenile coral-reef fish. *Australian J. Ecol.* 23: 265–273.
- Stevenson, R. D., & Woods Jr, W. A. (2006). Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and comparative biology*, 46(6), 1169-1190.
- Tagliapietra, D., Pavan, M., Wagner, C., 1998. Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa, Venetian Lagoon, Italy. *Est. Coastal Mar. Sci.* 47, 217–226.
- Tam, N.F.Y., L. Ke, X. H. Wang and Y.S. Wong. 2001. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamp. *Environmental Pollution*, 114: 255-263.
- Tang, W., Shan, B., Zhang, H., and Mao, Z. 2010. Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China. *J. Hazard. Mater.* 176: 945–951.
- Tarras-Wahlberg, N. H., Flachier, A., Lane, S. N., & Sangfors, O. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Science of the Total Environment*, 278(1-3), 239-261.
- Terossi M, Mantelatto FL. 2010. Sexual ratio, reproductive period and seasonal variation of the gonochoric shrimp *Hippolyte obliquimanus* (Caridea: Hippolytidae). *Marine Biology Research* 6 (2): 213–219.

- Terossi, M., Greco, L. S. L., & Mantelatto, F. L. 2008. *Hippolyte obliquimanus* (Decapoda: Caridea: Hippolytidae): a gonochoric or hermaphroditic shrimp species?. *Marine Biology*, 154(1): 127-135.
- Tessier A., Campbell P.G.C. Auclair J.C. & Bisson M. 1984. Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc *Elliptio complanata* in a mining area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 41, 1463-1472.
- Thangaradjou, T., Subhashini, P., Raja, S., Dilipan, E., & Nobi, E. P. 2014. Evidences for heavy metal contamination in surface sediments of seagrass ecosystem of Lakshadweep archipelago, India. *Environmental earth sciences*, 71(3), 1135-1146.
- Toledo Ocampo A. 1996. Caracterización ambiental del Golfo de México. In: A. V. Botello, J. L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, D. Zárata Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. pp. 1-24
- Tolosa, I., M.M. Albornas and A.C.M. Hernandez. 2009. Inputs and sources of hydrocarbons in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1624-1634
- Torres-Cerón, M. 2012. Malacofauna béntica como bioindicadora de contaminación estuarina en el área meridional de la Laguna Madre, San Fernando, Tamaulipas, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León: Facultad de Ciencias Biológicas. 216 p.
- Trewartha GT. 1961. *The Earth's Problem Climates*. Oshkosh, Wis.: University of Wisconsin Press. 280 pp.
- Trewartha GT. 1968. *An Introduction to Climate*. New York: McGraw Hill. 408 pp.
- Tsangaris, C., Hatzianestis, I., Catsiki, V. A., Kormas, K. A., Strogyloudi, E., Neofitou, C., & Galgani, F. 2011. Active biomonitoring in Greek coastal waters: application of the integrated biomarker response index in relation to contaminant levels in caged mussels. *Science of the total environment*, 412: 359-365.
- Tunnell JW, Andrews J, Barrera NC, Moretzsohn F. 2010. *Encyclopedia of Texas seashells: identification, ecology, distribution and history*. College Station, TX: Texas A&M University Press.
- Tunnell J. y F. W. Judd. 2001. *The Laguna Madre of Texas and Tamaulipas*, 2: *Geography, Climate and Hydrography*. USA., pp. 1-335, 1st. ed.

- Turkenian, K. K., and K. H. Wedepohl. 1961. Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. Geological Society of America Bulletin 72: 175-192.
- Udekem d'Acoz, C. d'. 1997. Redescription of *Hippolyte obliquimanus* Dana, 1852, and comparisson with *Hippolyte williamsi* Schmitt. 1924 (Decapoda: Caridea). Crustaceana 70: 469-479.
- UNESCO. 1976. Guide to operational procedures for the IGOSS pilot project on marine pollution (petroleum). Monitoring Manual and guides No. 7: 32p.
- USEPA. 1999.. Ecological Condition of Estuaries in the Gulf of Mexico. EPA 620-R-98-004. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Gulf Ecology Division, Gulf Breeze, Florida. Pp. 1-71.
- USEPA 2002. Mid-Atlantic Integrated Assessment 1997-98 Summary Report, EPA/620/R-02/003. U.S. Environmental Protection Agency, Atlantic Ecology Division, Narragansett, RI.
- Valette, S.N. 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. Estuaries 16(3B):577-588.
- Van Keulen M, Borowitzka MA. 2003. Seasonal variability in sediment distribution along an exposure gradient in a seagrass meadow in Shoalwater Bay, Western Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 57: 587-592.
- Vavalanidis, A., T.H. Vlachogianni, S. Triantafillaki, M. Dassenakis, F. Androutsos and M. Scoullou. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbon in surface seawater and in indigenous mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from coastal areas of the Gulf (Greece). Estuarine, Coastal Shelf Sci., pp: 733-739.
- Vázquez-Bader, A. R. y A. Gracia, 1994. Macroinvertebrados bénticos de la plataforma continental del suroeste del Golfo de México. Instituto de Biología, U.N.A.M. 9-14 p.
- Vázquez-Botello, A., G. Ponce-Vélez. G. Díaz-González. 1993. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) en áreas costeras del Golfo de México. Hidrobiológica. Vol. 3 (1-2). Pp. 1-14.
- Vázquez-Botello, S. Villanueva-Fragoso, L. Rosales-Hoz. 2004. Distribución y Contaminación de Metales en el Golfo de México.. En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra, Diagnóstico Ambiental del Golfo de México, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C. Pp. 683-712.

- Vázquez FG, LG Aguilera, y VK Sharma. 1993. Metals in sediments of San Andrés Lagoon, Tamaulipas, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 52: 382-387.
- Vázquez-Silva, G., G. Castro-Mejía, I. González Mora, R. Pérez-Rodríguez, T. Castro-Barrera. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad de agua. *ContactoS* 60. Pp. 41-48.
- Verrill, A. 1922. Decapod Crustacea of Bermuda. Part II. Macrura. *Trans. Connecticut Acad. Art. Sci.*, 26: 1–179.
- Villarreal, J.M. 2001. Caracterización y Diagnóstico de la Laguna Madre, Tamaulipas. En: *Diagnóstico Ecológico del estado de Tamaulipas 2001. Informe final*, 110p.
- Villanueva, F.S., y A.V. Botello, 2005. Vigilancia y presencia de metales tóxicos en la laguna el Yucateco, Tabasco, México. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. pp. 407-430.
- Villanueva, F.S., y F. Páez-Osuna. 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos. In: A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez, D. Zarate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie científica. pp. 309-347.
- Vinagre C, Ferreira T, Matos L, Costa MJ, Cabral HN. 2009. Latitudinal gradients in growth and spawning of sea bass, *Dicentrarchus labrax*, and their relationship with temperature and photoperiod. *Estuar Coast Shelf Sci* 81:375–380.
- Vinagre, C., Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H., Diniz, M. 2012. Effect of temperature on oxidative stress in fish: lipid peroxidation and catalase activity in the muscle of juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Ecol. Ind.* 23, 274–279.
- Vinagre, C., Madeira, D., Mendonça, V., Dias, M., Roma, J., & Diniz, M. S. 2014. Effect of temperature in multiple biomarkers of oxidative stress in coastal shrimp. *Journal of thermal biology*, 41, 38-42.
- Vioque-Fernández A., E. Alves de Almeida, J. Ballesteros, T. García-Barrera, J.L. Gómez-Ariza, J. López-Barea. 2006. Doñana National Park survey using crayfish (*Procambarus clarkii*) as bioindicator: Esterase inhibition and pollutant levels. *Toxicology Letters*, 168 (3), 260-268 pp.

- Vioque-Fernández A. 2008. Biomarcadores en cangrejo de río (*Procambarus clarkii*) para evaluar la contaminación del Parque de Doñana y el Estuario de Guadalquivir por metales y plaguicidas. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba. Pp. 1-16.
- Vose, F. E. & S. S. Bell. 1994. Resident fishes and macrobenthos in mangrove-rimmed habitats: evaluation of habitat restoration by hydrologic modification. *Estuaries*, 17: 585-596.
- Voss, G. K. 1956. Protective coloration and habitat of the shrimp *Tozeuma carolinensis* Kingsley (Caridea: Hippolytidae). *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean*, 6: 359-363.
- Wade TL, Velinsky DJ, Rainharz J. 1994. Tidal river sediments in the Washington D.C. area. II. Distribution and sources of organic contaminants. *Estuaries* 17(2): 321-333.
- Wakida-Kusonoki, A. T., L. García-Solorio, N. G. Vázquez-Benavides. 2008. Abundancia de juveniles de camarones peneidos comerciales en la zona norte de Laguna Madre, México. *Hidrobiológica* 18 (1): 85-88.
- Waldock, M.J. y J.E. Thain. 1983. Shell thickening in *Crassostrea gigas*: Organotin antifouling or sediment induced?. *Marine Pollution Bulletin*, 14(11): 411-415.
- Wang, Z y Fingas, M. F. 2003. Development of Oil Fingerprinting and Identification Techniques. *Marine Pollution Bulletin* 47: 423-452.
- Wang, Z., O'Brien, J., Shrotriya, P., & Zou, Q. 2011. Mesoscale Large Frequency-Range Characterization of the Elastic Modulus of Poly (Vinyl Alcohol) Hydrogel Using a Control-Integrated Indentation System. In *ASME 2011 Summer Bioengineering Conference* (pp. 827-828). American Society of Mechanical Engineers.
- Ward T.J., and P.C. Young. 1982. Effects of Sediment Trace Metals and Particle Size on the Community Structure of Epibenthic Seagrass Fauna near a Lead Smelter, South Australia. *Marine Ecology-Progress Series*, 9: 137-146.
- Warren L J. 1981. Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: a review. *Environmental Pollution (Series B)* 2 (1981): 401-436.
- Warshaw, S. 1975. Water quality segment report for segment No. 2491, Laguna Madre. Report No. WQS-14. Texas Water Quality Board, Surveillance section, Field Operation Division. Austin, Texas. 1-54 p.

- Weber, F. 1795. Nomenclator entomologicus secundum Entomologiam systematicum ill. Fabricii adjectis speciebus recens detectis et varietatibus. i-viii, 1-171. Chilonii et Hamburgii.
- Weiss, J.S.R., Cohen, R., Kwiatkowski, J. 1987. Effects of diflubenzuron on limb regeneration and molting in the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Aquat. Toxicol.* 10, 279–290.
- Wenner, A.M. 1972. Sex ratio as a function of size in crustaceans. *American Naturalist* 106: 321-350.
- Whelan III, T., J. Espinoza, X. Villarreal, M. CottaGoma. 2005. Trace metal partitioning in *Thalassia testudinum* and sediments in the Lower Laguna Madre, Texas. *Environment International* 31: pp. 15-24.
- White, S L., Rainbow, P. S. 1984. Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda): zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and moulting. *Mar. Ecol. Prog.* 16(1): 135-147.
- Whiton, A. B. 1975. *River Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 725 p.
- Wicksten, M. K. 1989. *Hippolyte zostericola* (Crustacea: Decapoda) in the eastern Pacific. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 102: 644-645.
- Wilce, M. C. J. and Parker, M. W. 1994. Structure and function of Glutathione S-Transferases. *Biochem. Biophys. Acta*, 1205, 1-18.
- Wilhm, J.F. & T.C. Dorris. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience*. 18. Pp. 447-481 Ser. 16: 135-147.
- Williams, A. B. 1974. Two new axiids (Decapoda: Thalassinidea: *Calocaris*) from North Carolina and the Straits of Florida. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 87(39): 451-464.
- Williams, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. [Decapod Crustacea, east coast U.S.]
- Wirth, E. F., M. H. Fulton, G. T. Chandler, P. B. Key, and G. I. Scott. 1998. Toxicity of sediment associated PAHs to the estuarine crustaceans, *Palaemonetes pugio* and *Amphiascus tenuiremis*. *Bull. Environ. Contam. Toxic.* 61:637–644.
- Wirth, E. F., S. A. Lund, M. H. Fulton, and G. I. Scott. 2001. Determination of acute mortality in adults and sublethal embryo responses of *Palaemonetes pugio* to endosulfan and methoprene exposure. *Aquat. Tox.* 53:9–13.

- Wirth, E. F., S. A. Lund, M. H. Fulton, and G. I. Scott. 2002. Reproductive alterations in adult grass shrimp, *Palaemonetes pugio*, following sublethal, chronic endosulfan exposure. *Aquat. Tox.* 59:93–99.
- Wöltz, J., C. Cofalla, S. Hudjetz, S. Roger, M. Brinkmann, B Schmidt, A. Schäffer, U. Kammann, G. Lennartz, M. Hecker, H. Schüttrumpf y H. Hollert. 2009. In search for the ecological and toxicological relevance of sediment re-mobilisation and transport during flood events. Springer-Verlag. In: *J Soils Sediments* (2009) 9: 1-5 pp.
- Yang, S. Y. N., Conell, D. W., Hawker, D. W., and Kayal, S. I. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway. *Sci. Total Environ.*, 102: 229-240. <http://www.fao.org/agris/search/display.do?f=/1991/v1709/NL9103674.xml;NL9103674>
- Yan, B., Wang, L., Li, Y., Liu, N., & Wang, Q. 2007. Effects of cadmium on hepatopancreatic antioxidant enzyme activity in freshwater crab *Sinopotamon yangtsekiense*. *Acta Zool. Sinica* 53 (6), 1121–1128.
- Yáñez-Arancibia A., A.L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, J. W. Day. 2004. Interacciones ecológicas estuario-mar: Marco conceptual para el manejo ambiental costero. En: Caso M., I. Pisanty y E. Ezcurra, *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México*, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología A. C., Vol. 2. p. 637-1108. pp. 432-490.
- Yáñez, A. & C.J. Schlaepfer. 1968. Sedimentología de la Laguna Madre, Tamaulipas. 1ª Parte: Composición y Distribución de los sedimentos recientes de la Laguna Madre, Tamaulipas. *Inst. Geol. UNAM., México, Bol.* 84. Pp. 9-42.
- Zaghden, H., M. Kallel, B. Elleuch, J. Oudot and A. Saliot, 2007. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in sediment of Sfax Tunisia, Mediterranean sea. *Marine Chemistry* 105: 70-89.
- Zapata-Pérez, Omar, R. Simá-Alvarez, E. Noreña-Barroso, J. Guemes, G. Gold-Bouchot, A. Ortega y A. Albores-Medina. 2000. Toxicity of sediments from Bahía de Chetumal, Mexico, as assessed by hepatic EROD induction and histology in Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Marine Environmental Research* 50(1-5): 385-391.
- Zarur, A. 1962. Algunas consideraciones geobiológicas de la Laguna de Términos, Campeche. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 23: 51-70.

- Zettler, M. L., Schiedek, D., & Bobertz, B. 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 258-270.
- Zhang, J., C.L. Liu. 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (54): 1051–1070.
- Zhang, W., Jiang, Q., Liu, X., Pan, D., Yang, Y., & Yang, J. 2015. The effects of acute ammonia exposure on the immune response of juvenile freshwater prawn, *Macrobrachium nipponense*. *Journal of Crustacean Biology*, 35(1): 76-80.
- Zhao S, JJ Liu, S Banerjee, N Zhou, ZY Zhao, K Zhang y CY Tian. 2018. Soil pH is equally important as salinity in shaping bacterial communities in saline soils under halophytic vegetation. *Scientific Reports* 8: 4550.
- Zhu Q, RC Aller, Y Fan. 2006. Two-dimensional pH distributions and dynamics in bioturbated marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70 (19): 4933-4949.
- Zupo V. 2000. Effect of microalgal food on the sex reversal of *Hippolyte inermis* (Crustacea: Decapoda). *Marine Ecology Progress Series* 201, 251–259.
- Zupo, V. & W.G. Nelson. 1999. Factors influencing the association patterns of *Hippolyte zostericola* and *Palaemonetes intermedius* (Decapoda: Natantia) with seagrasses of the Indian River Lagoon, Florida. *Mar. Biol.* 134: 181-190.
- Zupo V. and Messina P. 2006. How do dietary diatoms cause the sex reversal of the shrimp *Hippolyte inermis* Leach (Crustacea, Decapoda) *Marine Biology* 151, 907–917.

RESUMEN BIOGRÁFICO

Hiram Herrera Barquín

Candidato para el Grado de

Doctor en Ciencias con Acentuación en Manejo de Vida Silvestre y

Desarrollo Sustentable

Tesis: CAMARONES PENAEIDOS Y CARIDEOS COMO BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN Y SU RELACIÓN CON VARIACIONES EN LA FISICOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS EN LAGUNA MADRE, TAMAULIPAS, MÉXICO.

Campo de estudio: Ecología acuática.

Datos personales: Nacido en Perote, Veracruz el 27 de diciembre de 1986, hijo de Iram Herrera Fernández y Martha Barquín Pérez.

Educación: Egresado de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, obteniendo el título de Biólogo en septiembre de 2011.

Experiencia profesional: Realización de tesis de licenciatura en el Laboratorio de Ictiología FCB-UANL diciembre 2009-junio 2011. Realización de tesis de doctorado en el Laboratorio de Ecología Pesquera FCB-UANL agosto 2011-junio 2019.

ANEXO

Tabla A1. Abundancias de camarones penaeidos y carideos colectados en el área de estudio.

Familia	Género y Especie	Abundancia									Σ/sp.
		OT			ZP			BC			
		S	LL	N	S	LL	N	S	LL	N	
Alpheidae	<i>Alpheus heterochaelis</i>		3	5	5				1	2	16
	<i>Alpheus</i> cf. <i>packardii</i>				14			11			25
	<i>Alpheus</i> sp.				11			5	1		17
Hippolytidae	<i>Hippolyte obliquimanus</i>					1					1
	<i>Hippolyte zostericola</i>	294		248	312	21	856	64	8	22	1825
	<i>Tozeuma carolinense</i>	2			35	73	4	67	238	14	433
Palaemonidae	<i>Leander tenuicornis</i>					3			13		16
	<i>Palaemon floridanus</i>					11			35	1	47
	<i>Palaemon northropi</i>					5			3		8
	<i>Palaemon mundusnovus</i>	49	86	36	1			14		43	229
	<i>Palaemon pugio</i>	1	17		1				3	11	33
	<i>Palaemon vulgaris</i>	1	15	104	96	75	64				355
Penaecidae	<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	5	3	1	1	19	7	5	13	17	70
	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>			1		1			7	3	12
Processidae	<i>Ambidexter symmetricus</i>	1									1
Σ/sitio/temporada		353	124	395	476	209	931	166	322	113	N=3,089

Tabla A2. Abundancias, número esperado de especies por taxa y localidad (H y ES50, respectivamente) y valores de sensibilidad (ES50_{0.05i}) usados para calcular el Índice de Calidad Béntica del sitio Ostión (S= Secas; LL= Lluvias; N= Nortes).

Especie	Ostión						Σ/sp.	ES50 _{0.05i}
	Abundancia-Hulbert/Época							
	S	H	LL	H	N	H		
<i>Alpheus heterochaelis</i>	---	---	3	1.01	5	1.001	8	0.625
<i>Hippolyte zostericola</i>	294	5.62	---	---	248	1.323	542	0.901
<i>Tozeuma carolinense</i>	2	1.0009	---	---	---	---	2	0.582
<i>Palaemon mundusnovus</i>	49	1.027	86	1.889	36	1.014	171	1.20
<i>Palaemon pugio</i>	1	1.0004	17	1.12	---	---	18	0.889
<i>Palaemon vulgaris</i>	1	1.0004	15	1.102	104	1.05	120	1.20
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	5	1.002	3	1.01	1	1.000	9	1.20
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	---	---	---	---	1	1.000	1	0.3194
<i>Ambidexter symmetricus</i>	1	1.0004	---	---	---	---	1	0.582
Total ind./temporada	353		124		395		Ntotal=872	
ES50/localidad (ΣH)		11.65		6.131		6.388		
BQI Ostión							1.0043	

Tabla A3. Abundancias, número esperado de especies por taxa y localidad (H y ES50, respectivamente) y valores de sensibilidad (ES50_{0.05i}) usados para calcular el Índice de Calidad Béntica del sitio Zona Profunda (S= Secas; LL= Lluvias; N= Nortes).

Especie	Zona Profunda						Σ/sp.	ES50 _{0.05i}
	Abundancia-Hulbert/Época							
	S	H	LL	H	N	H		
<i>Alpheus heterochaelis</i>	5	1.001	---	---	---	---	5	0.4667
<i>Alpheus cf. packardii</i>	14	1.003	---	---	---	---	14	0.4667
<i>Alpheus sp.</i>	11	1.002	---	---	---	---	11	0.4667
<i>Hippolyte obliquimanus</i>	---	---	1	1.001	---	---	1	0.4757
<i>Hippolyte zostericola</i>	312	1.287	21	1.036	856	2.83	1189	1.234
<i>Tozeuma carolinense</i>	35	1.009	73	1.203	4	1.00	112	1.234
<i>Leander tenuicornis</i>	---	---	3	1.004	---	---	3	0.4757
<i>Palaemon floridanus</i>	---	---	11	1.017	---	---	11	0.4757
<i>Palaemon northropi</i>	---	---	5	1.007	---	---	5	0.4757
<i>Palaemon mundusnovus</i>	1	1.0002	---	---	---	---	1	0.4667
<i>Palaemon pugio</i>	1	1.0002	---	---	---	---	1	0.4667
<i>Palaemon vulgaris</i>	96	1.03	75	1.213	64	1.004	235	1.234
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	1	1.0002	19	1.032	7	1.00	27	1.234
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	---	---	1	1.001	---	---	1	0.4757
Total ind./temporada	476		209		931		Ntotal=1616	
ES50/localidad (ΣH)		9.3344		9.514		5.834		
BQI Zona Profunda							1.40	

Tabla A4. Abundancias, número esperado de especies por taxa y localidad (H y ES50, respectivamente) y valores de sensibilidad (ES50_{0.05i}) usados para calcular el Índice de Calidad Béntica del sitio Bahía de Catán (S= Secas; LL= Lluvias; N= Nortes).

Especie	Bahía de Catán						Σ/sp.	ES50 _{0.05i}
	Abundancia-Hulbert/Época							
	S	H	LL	H	N	H		
<i>Alpheus heterochaelis</i>	---	---	1	1.000	2	1.014	3	1.08
<i>Alpheus cf. packardii</i>	11	1.031	---	---			11	0.2930
<i>Alpheus sp.</i>	5	1.01	1	1.000			6	0.94
<i>Hippolyte zostericola</i>	64	1.37	8	1.004	22	1.23	94	1.377
<i>Tozeuma carolinense</i>	67	1.41	238	2.05	14	1.12	319	1.377
<i>Leander tenuicornis</i>			13	1.007			13	0.60
<i>Palaemon floridanus</i>			35	1.022	1	1.007	36	1.08
<i>Palaemon northropi</i>			3	1.001			3	0.60
<i>Palaemon mundusnovus</i>	14	1.04			43	1.95	57	0.7727
<i>Palaemon pugio</i>			3	1.001	11	1.09	14	1.08
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	5	1.01	13	1.007	17	1.16	35	1.377
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>			7	1.004	3	1.022	10	1.08
Total ind./temporada	166		322		113		Ntotal=601	
ES50/localidad (ΣH)		6.871		11.096		9.593		
BQI Bahía de Catán					1.38			

Tabla A5. Variables comprendidas en la estimación de la calidad fisicoquímica (Peq) por sitio de muestreo (Ci min y Ci max corresponden, respectivamente, a los valores máximos y mínimos del parámetro en cuestión reportados para el área de estudio.

	Promedios			Ci			Ci min	Ci max	Ci2			Ci3				
	OT	ZP	BC	OT	ZP	BC			OT	ZP	BC	OT	ZP	BC		
T	28.1	26.03	25.73	3.37	3.29	3.28	2.74	3.37	1	0.87	0.85	0	1.3	1.5		
Sal	33.3	35	37	3.53	3.58	3.63	3.53	4.15	0	0.08	0.16	10	9.2	8.4		
OD	10.12	10.14	10.52	2.40	2.41	2.44	1.6	2.44	0.524	0.96	1	5.24	9.6	10		
pH	8.29	8.27	8.69	2.22	2.22	2.27	2.18	2.34	0.25	0.25	0.56	7.5	7.5	4.4		
MO	8.145	8.14	2.77	2.21	2.21	1.32	0.71	2.72	0.746	0.74	0.30	2.54	2.6	7		
											Peq ($\Sigma Ci3$)/sitio			5.05	6.04	6.26
											Intervalo peq			5-6	6-7	6-7

Tabla A6. Matriz de datos utilizada para la estimación del BMWP en el área de estudio (S= Secas; LL= Lluvias; N= Nortes; ASE= Abundancia /Sitio /Especie; CA= Clase de Abundancia; I Peq= Intervalo Peq; DCA= Distribución de clases de abundancia).

Especie	OT							LP							BC							DCA agrupada	5° percentil (valor BMWP)
	S	LL	N	ASE	CA	I Peq	DCA	S	LL	N	ASE	CA	I Peq	DCA	S	LL	N	ASE	CA	I Peq	DCA		
<i>Alpheus heterochaelis</i>		3	5	8	2	5 a 6	6,6	5			5	2	6 a 7	7,7		1	2	3	2	6 a 7	7,7	6,6,7,7,7,7	6
<i>Alpheus cf. packardii</i>						5 a 6		14			14	3	6 a 7	7,7,7	11			11	3	6 a 7	7,7,7	7,7,7,7,7,7	7
<i>Alpheus sp.</i>						5 a 6		11			11	3	6 a 7	7,7,7	5	1		6	3	6 a 7	7,7,7	7,7,7,7,7,7	7
<i>Hippolyte obliquimanus</i>						5 a 6			1		1	1	6 a 7	7						6 a 7		7	---
<i>Hippolyte zostericola</i>	294		248	542	5	5 a 6	6,6,6,6,6	312	21	856	1189	5	6 a 7	7,7,7,7,7	64	8	22	94	5	6 a 7	7,7,7,7,7	6,6,6,6,6,7 .7,7,7,7,7, 7,7,7,7	6
<i>Tozeuma carolinense</i>	2			2	1	5 a 6	6	35	73	4	112	5	6 a 7	7,7,7,7,7	67	238	14	319	5	6 a 7	7,7,7,7,7	6,7,7,7,7,7 .7,7,7,7,7	6
<i>Leander tenuicornis</i>						5 a 6			3		3	3	6 a 7	7,7,7		13		13	3	6 a 7	7,7,7	7,7,7,7,7,7	7
<i>Palaemon floridanus</i>						5 a 6			11		11	4	6 a 7	7,7,7,7		35	1	36	4	6 a 7	7,7,7,7	7,7,7,7,7,7 .7,7	7
<i>Palaemon northropi</i>						5 a 6			5		5	2	6 a 7	7,7		3		3	2	6 a 7	7,7	7,7,7,7	7
<i>Palaemon mundusnovus</i>	49	86	36	171	5	5 a 6	6,6,6,6,6	1			1	4	6 a 7	7,7,7,7	14		43	57	4	6 a 7	7,7,7,7	6,6,6,6,6,7 .7,7,7,7,7, 7,7,7,7	6
<i>Palaemon pugio</i>	1	17		18	3	5 a 6	6,6,6	1				3	6 a 7	7,7,7		3	11	14	3	6 a 7	7,7,7	6,6,6,7,7,7 .7,7,7	6
<i>Palaemon vulgaris</i>	1	15	104	120	5	5 a 6	6,6,6,6,6	96	75	64	235	5	6 a 7	7,7,7,7,7						6 a 7		6,6,6,6,6,7 .7,7,7,7,7, 7,7,7,7	6
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	5	3	1	9	2	5 a 6	6,6	1	19	7	27	4	6 a 7	7,7,7,7	5	13	17	35	4	6 a 7	7,7,7,7	6,6,7,7,7,7 .7,7,7,7	6
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>			1	1	1	5 a 6	6		1		1	3	6 a 7	7,7,7		7	3	10	3	6 a 7	7,7,7	6,7,7,7,7,7 .7,7,7,7,7	6
<i>Ambidexter symmetricus</i>	1			1	1	5 a 6	6						6 a 7							6 a 7		6	---

Tabla A7. Especies con clases de abundancia promediadas por encontrarse en el mismo intervalo Peq.

Especie	Abundancia sumada (ZP+BC)	Clase corregida
<i>Alpheus heterochaelis</i>	8	2
<i>Alpheus packardii</i>	25	3
<i>Alpheus sp.</i>	17	3
<i>Hippolyte zostericola</i>	1283	5
<i>Tozeuma carolinense</i>	431	5
<i>Leander tenuicornis</i>	16	3
<i>Palaemon floridanus</i>	47	4
<i>Palaemon northropi</i>	8	2
<i>Palaemon mundusnovus</i>	58	4
<i>Palaemon pugio</i>	14	3
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	62	4
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	11	3

Tabla A8. Ecuación peso-longitud, coeficiente R², tipo de crecimiento, factor de condición (K) y condición relativa (WR) de las cohortes de cada especie considerada para el análisis poblacional.

Especie	Temporada	Población/Muestra	Ecuación	Coeficiente R ²	Crecimiento	K	WR
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	Secas	Datos agrupados	$W=9E-06x^{2.9703}$	0.927	Isométrico	0.80	95
		Machos	$W=1E-05x^{2.9108}$	0.9237	Isométrico	0.90	110
		Hembras	$W=7E-06x^{3.0287}$	0.9295	Isométrico	0.71	95
	Lluvias	Datos agrupados	$W=5E-06x^{3.0657}$	0.9399	Alométrico (+)	0.62	107
		Machos	$W=6E-06x^{3.0203}$	0.9144	Isométrico	0.68	108
		Hembras	$W=5E-06x^{3.0885}$	0.9564	Alométrico (+)	0.60	98
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	Secas	Datos agrupados	$W=1E-05x^{2.9029}$	0.9036	Alométrico (-)	0.99	124
		Machos	$W=2E-05x^{2.8531}$	0.8812	Alométrico (-)	1.1	77
		Hembras	$W=1E-05x^{2.9233}$	0.9187	Isométrico	0.96	114
	Lluvias	Datos agrupados	$W=6E-06x^{3.0572}$	0.9542	Isométrico	0.68	99
		Machos	$W=3E-06x^{3.2145}$	0.9526	Isométrico	0.51	103
		Hembras	$W=1E-05x^{2.9265}$	0.9579	Isométrico	0.86	103
<i>Tozeuma carolinense</i>	Secas	Datos agrupados	$W=4E-06x^{2.7569}$	0.82706	Isométrico	0.2135	93
		Machos	$W=4E-05x^{2.0194}$	0.8062	Alométrico (-)	0.3736	89
		Hembras	$W=4E-06x^{2.7448}$	0.83477	Isométrico	0.2414	108
	Lluvias	Datos agrupados	$W=4E-07x^{3.4503}$	0.75763	Alométrico (+)	0.1131	100
		Machos	$W=3E-05x^{2.0901}$	0.80416	Alométrico (-)	0.3411	92
		Hembras	$W=1E-06x^{3.1781}$	0.72533	Isométrico	0.1647	109