

Informe final* del Proyecto MQ001

Presencia de ciguatoxinas en la especie invasora pez león (*Pterois volitans*) y en otros peces arrecifales en dos áreas naturales protegidas de Quintana Roo: Arrecife de Puerto Morelos e Isla Contoy*

Responsable:	Dr. Antonio Almazán Becerril
Institución:	Centro de Investigación Científica de Yucatán AC Unidad de Ciencias del Agua.
Dirección:	Calle 8 # 29 Mz 29 SM64, Centro, Cancún, Qroo, 77524 , México
Correo electrónico:	almazan@cicy.mx
Teléfono/Fax:	998 211 3008 ext 106
Fecha de inicio:	Mayo 31, 2017.
Fecha de término:	Abril 30, 2020.
Principales resultados:	Base de datos, fotografías, informe final.
Forma de citar** el informe final y otros resultados:	Almazán Becerril, A., Delgado Pech, B., Núñez Vázquez, E., Escalante Abusto, M., Irola Sansores, E. D., Arredondo Chávez, A. T., Peniche Pérez, J. C., caballero Vázquez, A., Uitzil castañeda, D. A., Méndez Torres, J., Reséndiz Colorado, G. y M. García Rivas. 2020. Presencia de ciguatoxinas en la especie invasora pez león (<i>Pterois volitans</i>) y en otros peces arrecifales en dos áreas naturales protegidas de Quintana Roo: Arrecife de Puerto Morelos e Isla Contoy. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Unidad de Ciencias del Agua. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No.MQ001. Ciudad de México.

Resumen:

La ciguatera es una intoxicación causada por el consumo de peces contaminados con ciguatoxinas, que son moléculas tipo poliéter de alto peso molecular sintetizadas por especies de dinoflagelados del género *Gambierdiscus*, que habitan de forma epífita sobre algas de los arrecifes coralinos. Estas toxinas llegan al ser humano después de haber sido acumuladas a lo largo de la cadena trófica en los tejidos de los peces carnívoros (músculos y vísceras) provocando este padecimiento, que según algunas estimaciones afecta hasta 500,000 personas al año en todo el mundo. Además del impacto que tiene en salud pública, la ciguatera también afecta la economía de las comunidades que dependen de los recursos pesqueros de los sistemas arrecifales ya sea para autoconsumo, comercio regional o exportación. Por lo tanto, esta propuesta tiene como objetivo determinar el estado actual de la intoxicación por ciguatera en el Caribe Mexicano (zona norte de Quintana Roo), trazar su historia epidemiológica y proyectar escenarios del comportamiento futuro de este padecimiento en el contexto del deterioro de los sistemas arrecifales atendiendo en particular a dos fenómenos que actúan sinérgicamente en diferentes escalas espaciales. El primero es el cambio climático cuyos efectos inmediatos son el incremento de la temperatura y la acidificación del océano. El segundo es la invasión del pez león (*Pterois volitans*) en la cuenca del Caribe que opera a nivel local modificando la estructura de las cadenas tróficas e impactando a las comunidades de peces locales. Para ejecutar esta propuesta es necesario trabajar paralelamente en la recopilación, generación y análisis de información en aspectos epidemiológicos, ecológicos y toxicológicos.

-
- * El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en www.conabio.gob.mx
 - ** El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.



CONACYT

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología



CICY

Proyecto MQ001

Presencia de ciguatoxinas en la especie invasora pez león (*Pterois volitans*) y en otros peces arrecifales en dos áreas naturales protegidas de Quintana Roo: Arrecife de Puerto Morelos e Isla Contoy



CONABIO

Centro de investigación científica
de Yucatán A. C.

JULIO 2019

Presencia de ciguatoxinas en la especie invasora pez león (*Pterois volitans*) y en otros peces arrecifales en dos áreas naturales protegidas de Quintana Roo: Arrecife de Puerto Morelos e Isla Contoy

REPORTE FINAL PROYECTO MQ001

**Responsable Técnico:
Dr. Antonio Almazán Becerril**

PARTICIPANTES:

M. en C. Benjamín Delgado Pech, Biól. Erick Núñez Vázquez, M. en C. Mariel Escalante Aburto, M. en C. Elda Damaris Irola Sansores, M. en C. Alfrancis Teresa Arredondo Chávez, Dr. Adán Caballero Vázquez, M. en C. Jorge Carlos Peniche Pérez, M. en C. Dalia Azuzena Uitzil Castañeda, M. en C. Jennifer Méndez Torres, M. en C. Gabriela Reséndiz Colorado y Dra. María del Carmen García Rivas.

Contenido

Resumen general	5
Estado de las poblaciones del pez león en el Caribe mexicano.....	7
Resumen.....	7
Introducción	8
Métodos.....	10
Resultados	12
Discusión	20
Conclusiones.....	24
Referencias	24
Anexo 1.....	28
Anexo 2.....	28
Análisis epidemiológico de la ciguatera en Quintana Roo	32
Resumen.....	32
Introducción	33
Métodos.....	34
Resultados	34
Discusión	41
Conclusiones.....	44
Referencias	44
Anexo 3.....	47
Anexo 4.....	48
Análisis de la presencia de ciguatoxinas en el pez león del norte del Caribe mexicano.49	49
Resumen.....	49
Introducción	50
Métodos.....	51
Resultados	54
Discusión	65
<i>Ciguatera en México</i>	65
<i>CTX en Sphyræna barracuda</i>	65
<i>CTX en Pterois volitans</i>	67
<i>Diferentes especies, diferentes toxinas</i>	69
<i>El efecto de la estacionalidad</i>	70
<i>Potencial de intoxicación por ciguatera en el Caribe mexicano</i>	70
Conclusiones.....	71

Referencias	71
Estudio ecológico del género <i>Gambierdiscus</i> en el Caribe mexicano.....	74
Resumen.....	74
Introducción	75
Métodos.....	76
Resultados	77
Discusión	82
Conclusiones	83
Referencias	83
Discusión General y Recomendaciones.....	87
Hipótesis de trabajo	87
Recomendaciones	89
Referencias	91

Resumen general

Esta investigación consta de cuatro estudios individuales tendientes a conocer el papel del pez león en la intoxicación por ciguatera en el Caribe mexicano. Para ello se realizaron inferencias obtenidas a partir de la estructura de tallas de al menos ocho sitios distribuidos en puntos clave de la costa quintanarroense e incluyen Puerto Morelos, Isla Contoy, Akumal, Bahía Príncipe, Cozumel, Xpu-ha, Xcalak y Banco Chinchorro. Al mismo tiempo, y para generar recomendaciones sobre su consumo, se analizaron 67 organismos, 44 especímenes de *Pterois volitans* y 23 de *Sphyrna barracuda* provenientes del Parque Nacional Isla Contoy, Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos y en la zona de influencia del Área de Protección de Fauna y Flora Isla de Cozumel para determinar la presencia de ciguatoxinas a partir de bioensayos en ratones (modelos murinos). También se estudió la abundancia de las poblaciones epífitas de *Gambierdiscus* en cuatro sitios de dos zonas arrecifales en el Caribe Mexicano, Ixlaché en el Parque Nacional Isla Contoy y Bonanza, La Bocana, Jardines y La Pared en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Para conocer el panorama sobre la ciguatera en Quintana Roo se realizó una investigación epidemiológica sobre su prevalencia, síntomas y sitios en los que ha ocurrido en el periodo de 1994 a 2017 y se aplicaron encuestas para conocer la percepción social de este padecimiento.

Se detectaron tres especies de las cuatro reportadas para la zona: *G. caribaeus*, *G. carolinianus* y *G. carpenteri*. La cobertura mediana de las macroalgas varió de 50-70%. Las abundancias del género *Gambierdiscus* variaron de 7 a 784 cel/g de macroalga en los sitios muestreados. Los dinoflagelados dominantes pertenecen al género *Ostreopsis*. La abundancia de *O. cf. marinus* tuvo valores máximos de 33,950 cel/g de macroalga y *O. heptagona* con 26,083 cel/g de macroalga. En el arrecife Ixlaché de Isla Contoy se observó una menor densidad de *Gambierdiscus* que en los arrecifes de Puerto Morelos. Entre los diferentes sitios arrecifales de Puerto Morelos no hubo diferencias entre las abundancias de este género en diferentes fechas de muestreo. La abundancia de *Gambierdiscus* tampoco mostró una correlación significativa con la temperatura. Esta información no parece apoyar que haya un gran flujo de toxinas desde las poblaciones de *Gambierdiscus* hacia la red trófica mediada por herbivoría al menos, desde los sitios analizados, aunque no se descarta que las poblaciones de *Gambierdiscus* estén presentes en otros sitios o a más profundidad, o que haya picos de abundancia episódicos.

En cuanto a las poblaciones de pez león, se observó que en la mayoría de los sitios predominan los organismos adultos. De acuerdo a las relaciones talla-peso, en seis de las ocho áreas estudiadas el tipo de crecimiento fue alométrico positivo. El tipo de crecimiento puede ser función de la dieta, la cual varía entre las zonas estudiadas. Las tallas y los pesos de las presas en los contenidos estomacales variaron entre localidades. En los peces colectados en arrecifes consolidados, a mayor profundidad se encontraron presas de tallas más grandes que en aquellos provenientes de arrecifes poco profundos como Isla Contoy y Puerto Morelos. El grupo de los peces fue el que estuvo más representado en los contenidos estomacales de los peces león, y de estos, las familias Pomacentridae y Gobiidae fueron las que presentaron mayor número de especies presas. En términos de los hábitos tróficos de las presas, se encontró que la familia de peces herbívoros Scaridae (peces loro) estuvo presente en 7 de los 8 sitios analizados. Esta familia a la que se le atribuye un papel fundamental en

el mantenimiento de los sistemas arrecifales no está reportada como presa en la zona de distribución original del pez león. Los datos anteriores y los de estudios similares confirman que la total erradicación del pez león en aguas del Caribe mexicano es prácticamente imposible por lo que deben continuar los programas de manejo de la especie.

De los peces león se analizó el tejido muscular únicamente mientras que de la barracuda se analizaron también algunas muestras de hígado, vísceras y gónadas. Treinta individuos de pez león (68%) y trece de barracuda (57%) resultaron positivos para la presencia de ciguatoxinas en tejido muscular. No obstante, las concentraciones en pez león fueron subletales en todos los casos positivos mientras que sólo dos fueron letales en el músculo de la barracuda (>5 UR). En el caso del pez león se encontró un gradiente latitudinal de concentración de CTX con mayor número de muestras positivas en el norte y menor en el sur: 86% en Isla Contoy, 61% en Puerto Morelos y 46% en Cozumel. No se encontró una relación entre la toxicidad y la talla de los organismos en ninguna de las especies. Los resultados sugieren que al menos la mitad de los individuos pueden contener niveles subletales de CTX independientemente del lugar en que se encuentren pero el riesgo de incorporar CTX es mayor en el norte de la costa de Quintana Roo.

En cuanto al estudio epidemiológico se encontró que de 1997 hasta 2017 se han registrado al menos 28 eventos de intoxicación con 262 casos registrados con mayor frecuencia en Cozumel e Isla Mujeres con 8 y 6 eventos respectivamente aunque en Isla Mujeres el número de intoxicados ha sido el mayor con 96 casos. En 23 de los eventos el vector ha sido la barracuda, el guajo, el coronado y el pargo cubera fueron identificados como los causantes de un evento cada uno. De 139 encuestas realizadas a pescadores, médicos y población en general, el 85% aseguró haber oído hablar sobre la enfermedad mientras que el 79% conoce tanto la causa de la intoxicación como su sintomatología. El conocimiento de la ciguatera es mayor en regiones en las que el padecimiento es más frecuente y está más presente en el grupo de mayor edad. Sin embargo, el público en general no tiene el mismo nivel de conocimiento, por lo tanto, el riesgo de que contraiga esta intoxicación es mayor.

La intoxicación por ciguatera parece más frecuente entre abril y septiembre, aunque la intoxicación sigue siendo un evento aleatorio. Para evitar el riesgo de contraer ciguatera es necesario evitar el consumo de barracuda y mantener un programa permanente de información dirigida al público en general.

Estado de las poblaciones del pez león en el Caribe mexicano

Resumen

El pez león, (*Pterois volitans*) ha protagonizado una de las invasiones de especies marinas documentadas más exitosas, logrando en poco tiempo abarcar un área muy extensa en la costa oeste el Atlántico. Su presencia en el Caribe, incluyendo el Caribe mexicano ha suscitado preocupaciones de índole ecológico por los efectos que esta especie pueda tener en las redes tróficas, la estructura y en la funcionalidad de los ecosistemas costeros, particularmente en los sistemas arrecifales del Sistema Arrecifal Mesoamericano.

Para conocer el estado de las poblaciones de pez león, se analizó la estructura de tallas de los ejemplares capturados en al menos ocho sitios distribuidos en puntos clave de la costa quintanarroense que incluyen Puerto Morelos, Isla Contoy, Akumal, Bahía Príncipe, Cozumel, Xpu-ha, Xcalak y Banco Chinchorro. Del conjunto de bases de datos usados para el análisis, el mayor esfuerzo de muestreo correspondió a Banco Chinchorro donde existe información desde 2009. Aun con diferencias entre zonas, el pez león presentó tallas mayores a las tallas registradas en su lugar de origen, probablemente debido a las mejores oportunidades de alimentarse de una mayor variedad de especies locales y a la falta de depredadores. En la mayoría de los sitios predominaron los organismos adultos, aunque esto puede deberse a que el esfuerzo de colecta fue mayor hacía ese grupo de talla. De acuerdo a las relaciones talla-peso, se encontraron dos tipos de crecimiento: alométrico positivo (mayor incremento en talla que en al peso) y alométrico positivo (mayor incremento en peso que en talla). El tipo de crecimiento alométrico negativo solo se observó en los lotes de datos provenientes de Xpu-ha y Xcalak. El tipo de crecimiento puede ser función de la dieta, la cual varía entre las zonas estudiadas. Las tallas y los pesos de las presas en los contenidos estomacales variaron entre localidades. En los estómagos de los peces colectados en arrecifes consolidados, localizados a mayor profundidad, se encontraron presas de tallas más grandes que en aquellos provenientes de arrecifes poco profundos como Isla Contoy y Puerto Morelos. El grupo de los peces fue el que estuvo mejor representado en los contenidos estomacales, y de estos, las familias Pomacentridae y Gobiidae fueron las que presentaron mayor número de especies presas. La familia de peces herbívoros Scaridae (peces loro) estuvo presente en siete de los ocho sitios analizados. A esta familia se le atribuye un papel fundamental en el mantenimiento de los sistemas arrecifales y no está reportada como presa en la zona de distribución original del pez león. Los datos anteriores y los de estudios similares confirman que la total erradicación del pez león en aguas del Caribe mexicano es prácticamente imposible por lo que deben continuar los programas de manejo de la especie.

Introducción

El pez león (*Pterois volitans*), ha protagonizado una de las invasiones biológicas documentadas más exitosas en las aguas del Atlántico Occidental. En los últimos 20 años ha logrado establecerse en todo el Mar Caribe y en gran parte del Atlántico Tropical (Morris *et al.*, 2009 y Schofield, 2010). Su distribución original comprende los océanos Índico y Pacífico, desde el oeste de Australia y el este de Malasia, hasta la Polinesia Francesa, incluyendo Japón, el sur de Corea, Nueva Zelanda y Micronesia (Chevalier *et al.*, 2008). En la década de los 80 se registraron los primeros avistamientos aislados de esta especie en el Caribe (Betancur-R *et al.*, 2011). En México, particularmente en el estado de Quintana Roo, se registró a partir del 2009 (Acuña, 2009), y en la actualidad se encuentra en todas las áreas costeras del Caribe mexicano (Vásquez-Yeomans *et al.*, 2011) y Golfo de México (Aguilar-Perera y Tuz-Sulub, 2010). Se prevé que dicha invasión provocaría un impacto ecológico en los ambientes marinos (Albins y Hixon, 2013), ya que se alimenta de una gran cantidad de especies nativas de peces y crustáceos de los arrecifes del Caribe (Côté *et al.* 2013, Arredondo-Chávez, *et al.* 2016), lo que puede ocasionar la disminución de sus poblaciones e impactar negativamente la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas (Albins y Hixon, 2008; Molina, 2009 y Green *et al.*, 2012; Arredondo-Chávez *et al.*, 2016).

En estudios anteriores se ha observado que el pez león tiene alta capacidad de adaptación a nuevas presas y zonas de refugio (Lönstedt y McCormick, 2013) y puede ser un competidor potencial contra los depredadores nativos (Albin y Hixon, 2013), aunado a que presenta un rango trófico amplio que incluye invertebrados y peces (Muñoz *et al.*, 2011, Layman y Algeilier, 2012, Arredondo-Chávez *et al.*, 2016; Cobián Rojas *et al.*, 2016). Además, *P. volitans* puede competir exitosamente con los depredadores nativos y desplazarlos. También representa un riesgo económico (Albin y Hixon, 2013) ya que en estudios anteriores se ha observado que consume especies de valor comercial (Muñoz *et al.* 2011; Arredondo-Chávez, *et al.* 2016), lo que implica una presión extra sobre estas poblaciones que ya constituyen pesquerías fuertemente explotadas (Mumby *et al.*, 2011). Una de las ventajas que le ha permitido el pez león establecerse rápidamente en diversos hábitats, incluidos arrecifes de coral, manglares, praderas marinas y estructuras artificiales es su éxito reproductivo (Champan *et al.*, 2016) realizado mediante reproducción sexual con fertilización externa. La hembra alcanza la madurez reproductiva en un año, aproximadamente a los 18 cm de longitud, mientras que los machos la alcanzan a los 10 cm (Morris y Whitfield, 2009).

En un esfuerzo por reducir las poblaciones de pez león, en los últimos años se han realizado programas de información dirigidas al público en general donde se explican los posibles daños que esta especie causa a los sistemas arrecifales. Paralelamente, se llevan a cabo campañas de erradicación patrocinadas por organismos oficiales que permiten la libre extracción de la especie, así como torneos de pesca y muestras gastronómicas para incentivar su consumo, logrando que forme parte de la dieta de la población. En los últimos años se ha avanzado en la estrategia de posicionar al pez león como un producto de alta demanda en el

mercado gastronómico. Se espera que esta estrategia pueda resultar exitosa para su control y, al mismo tiempo, disminuir la presión pesquera de algunas especies nativas de importancia comercial.

En México, se comercializa principalmente en Puerto Morelos y Cozumel, siendo los restaurantes locales la principal vía para su venta. Si bien la introducción no ha sido fácil, principalmente debido al desconocimiento de la especie como alimento, gradualmente se ha establecido en el mercado debido a la calidad y propiedades de su carne, además de que cada vez hay una mayor conciencia de que su consumo ayuda a la conservación de los arrecifes (Carrillo-Flota y Aguilar-Perera, 2017).

Para determinar el impacto de estas medidas en las poblaciones del pez león es necesario conocer la condición de las poblaciones, y una forma para acercarse a ello, es a través de la estimación de parámetros poblacionales y su ecología trófica, tales como la estructura de tallas, sus relaciones peso-talla y la información sobre la composición taxonómica de su contenido estomacal.

La distribución de frecuencias de tallas es un auxiliar en el estudio de la dinámica de poblaciones. Este método se basa en el supuesto de que las tallas de los peces tienden a presentar una distribución normal, esto reduce el empleo de la interpretación de las marcas de crecimiento en las partes duras del pez ó estructuras óseas, puesto que se supone que los peces cercanos a las modas pertenecen al mismo grupo de edad (cohortes). Teóricamente, si existe una continuidad de tallas que siga una distribución normal, se puede suponer una población es estable y exitosa siempre y cuando la talla media incluya a los organismos reproductores, lo que implica que al menos la mitad de la población es reproductora.

Las relaciones peso-longitud se pueden parametrizar mediante una función potencial del tipo $y=ax^b$ donde los parámetros a y b aportan información ecológica que puede interpretarse desde una perspectiva del éxito del establecimiento de la especie. En la ecuación, b (la pendiente), es el exponente cuyo valor determina el tipo de crecimiento: si $b=3$ el crecimiento es isométrico, es decir, que el crecimiento en longitud es proporcional al volumen, mientras que, si $b \neq 3$, el crecimiento es alométrico, lo cual implica una desviación de esta proporcionalidad.

Finalmente, la información de contenido estomacal nos permitirá conocer las relaciones tróficas que ocurren en los ecosistemas acuáticos en los que habita la especie y evaluar, al menos preliminarmente, la vulnerabilidad de las especies presa, así como el efecto potencial de su disminución en el ecosistema (Jaramillo-Londoño, 2011; Mar-Silva *et al.*, 2014).

Con el fin de generar información del estado de las poblaciones en la costa del Caribe mexicano se analizan comparativamente diferentes bases de datos obtenidas en diferentes sitios y fechas. Se parte de la hipótesis que habrá diferencias estadísticamente significativas entre localidades y fechas dependiendo de la presión diferencial ejercida sobre la especie en cada zona.

Métodos

Determinación del estado actual de las poblaciones de pez león

Para la determinación del estado de las poblaciones de pez león se utilizaron bases de datos provenientes de diferentes áreas del Caribe mexicano, las cuales fueron generadas a través de proyectos subsidiados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), las cuales involucran a los programas de conservación para el desarrollo sostenible (PROCOCODES) y de conservación de especies en riesgo (PROCER), así como los datos que se encuentran en diversas tesis recientes (Anexo 1). Con la información disponible se determinó la estructura de tallas, la relación peso-talla, la composición taxonómica del contenido estomacal y la curva de crecimiento estimada para cada lote de datos, haciendo, además, una comparación entre las localidades. Se obtuvieron datos de ocho áreas del Caribe Mexicano (Reserva de la Biosfera de Banco Chinchorro (RBBC), Parque Nacional Arrecife de Xcalak, Bahía Príncipe (BP), Akumal, Xpu-Há, Cozumel (solo contenidos estomacales), Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM) y dos lotes de datos proveniente de Isla Contoy, uno de los años 2011-2012 (PNIC1) y uno más de 2015 (PNIC2) (Fig. 1). En total se recopilaron datos de 5701 organismos, de los cuales, el 79% (4538) correspondieron a la RBBC (Tabla 1).

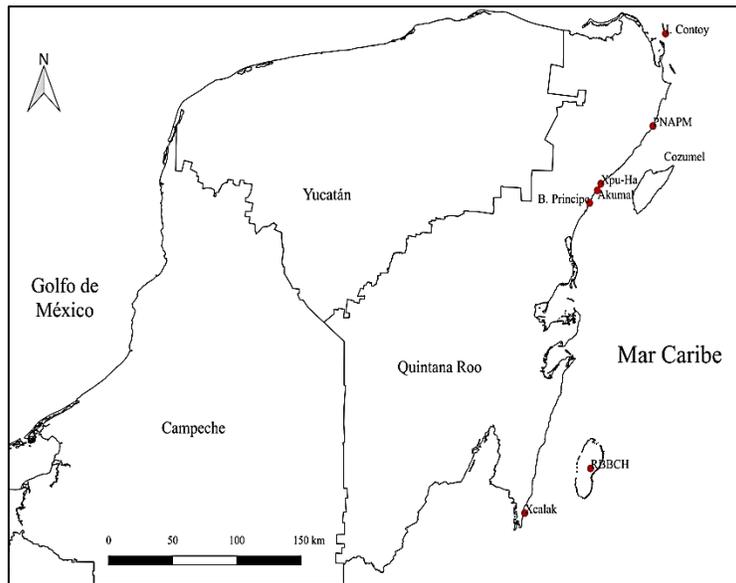


Figura 1. Áreas de estudio del Caribe mexicano donde se ha trabajado con la especie introducida *Pterois volitans*.

Relaciones peso-talla

La relación entre el peso y la talla de los peces se puede parametrizar mediante la función potencial

$$W = a * L^b$$

Dónde, W = peso, a = coeficiente de condición, L = Longitud y b = pendiente, cuyos parámetros de ajuste son a y b (Froese, 2006). El valor del parámetro b determina si el tipo de crecimiento es isométrico o alométrico.

Estructura de tallas

Se generaron histogramas de frecuencia de tallas con intervalos de clase de 2 cm. También se realizó una prueba Kolmogorov-Smirnov (KS) para determinar si la distribución de las frecuencias de talla se ajusta a una distribución normal.

Comparación de poblaciones en base a las diferencias en la pendiente

Se realizó una regresión lineal mediante los datos transformados logarítmicamente de los pesos y las tallas, lo cual permitió encontrar el valor de b según la siguiente ecuación.

$$\text{Log } P = \text{Log } a + \underline{b} \text{ Log } L$$

Para determinar diferencias significativas de las tallas entre las áreas de estudio se utilizó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis (K-W, $\alpha=5\%$), así como una prueba *post-hoc* para identificar las áreas diferentes.

Contenido estomacal

Se realizó una investigación bibliográfica de trabajos sobre la dieta de *Pterois volitans* en el Caribe mexicano. La información recopilada fue integrada a una base de datos donde se registró la presencia de los diferentes tipos de alimentos (Anexo 2).

En campo se obtuvieron 14 organismos de la especie *Pterois volitans* de Cozumel (proporcionados por pescadores del sitio y se colectaron 17 organismos de Isla Contoy y 16 Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM). Se registró la longitud total de estos organismos y fueron pesados siguiendo el método de los trabajos publicados (Muñoz *et al.* 2011; Layman y Algellier 2012; Arredondo-Chávez *et al.* 2016; Cobián Rojas *et al.* 2016). Los organismos fueron eviscerados y todos los ítems alimentarios fueron fijados en alcohol al 96%. Posteriormente, las presas se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible, utilizando claves especializadas en los grupos presas encontrados (Abele y Kim, 1986; McEachran y Fechhelm, 1998; Humman y Deloach, 2002; FishBase, 2014; Robertson *et al.*, 2015). La información obtenida de los ítems alimentarios identificados se incorporó a la base de datos de los trabajos anteriores.

Con base en las especies reportadas en la dieta se realizaron análisis comparativos entre las áreas el Coeficiente de Similitud de Sorensen. Finalmente, se realizó un listado de las presas encontradas.

Resultados

Variabilidad de talla y peso por zona

De acuerdo a la prueba Kolmogorov-Smirnov (KS) para determinar si las tallas de los organismos presentaban distribución normal, se encontró que solo los sitios PNAPM, Xpu-Ha, Bahía Príncipe y Xcalak (Tabla 1) presentaron este tipo de distribución. Debido a que los datos de RBBC fueron considerablemente mayores a los de las áreas restantes, se optó por realizar una comparación utilizando el estadístico Mann-Whitney entre el total de los datos (Caribe Mexicano) y este sitio para determinar si los datos de las siete áreas restantes representaban alguna diferencia al momento de incorporarlos a una sola base. Se encontraron diferencias significativas entre ambos lotes de datos ($p < 0.05$).

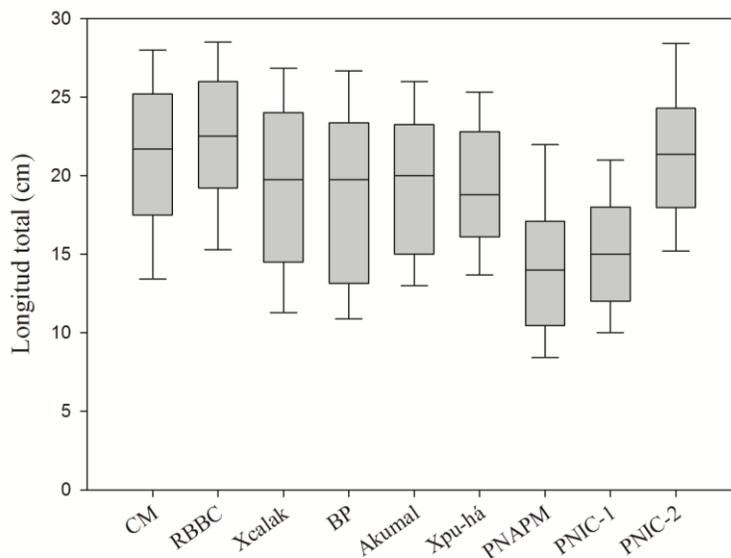


Figura 2. Distribución de tallas por área de captura de *Pterois volitans*. Para cada sitio se muestra la mediana, los cuartiles 25%-75% con el 95% de los datos entre los extremos de los bigotes.

En la figura 2 se observa que las tallas más grandes correspondieron al lote de datos de la RBBC con la mediana de 22.5 cm (media=22.2 cm), un valor casi 2 cm mayor a la más cercana que fue el lote de datos de PNIC2 (media y mediana= 20.7 cm). Las áreas de Xcalak, Bahía Príncipe, Akumal y Xpu-há presentaron valores similares de talla con valores promedio de entre 18.8 - 19.3 cm (mediana de 18.8 - 19.8 cm). Los valores medios y medianos más bajos correspondieron al PNAPM (14 cm en ambos casos) y a PNIC1 (15 cm en ambos casos). La integración de los datos de todas las áreas tuvo el efecto de disminuir la talla en casi 1 cm respecto a la base de la RBBC.

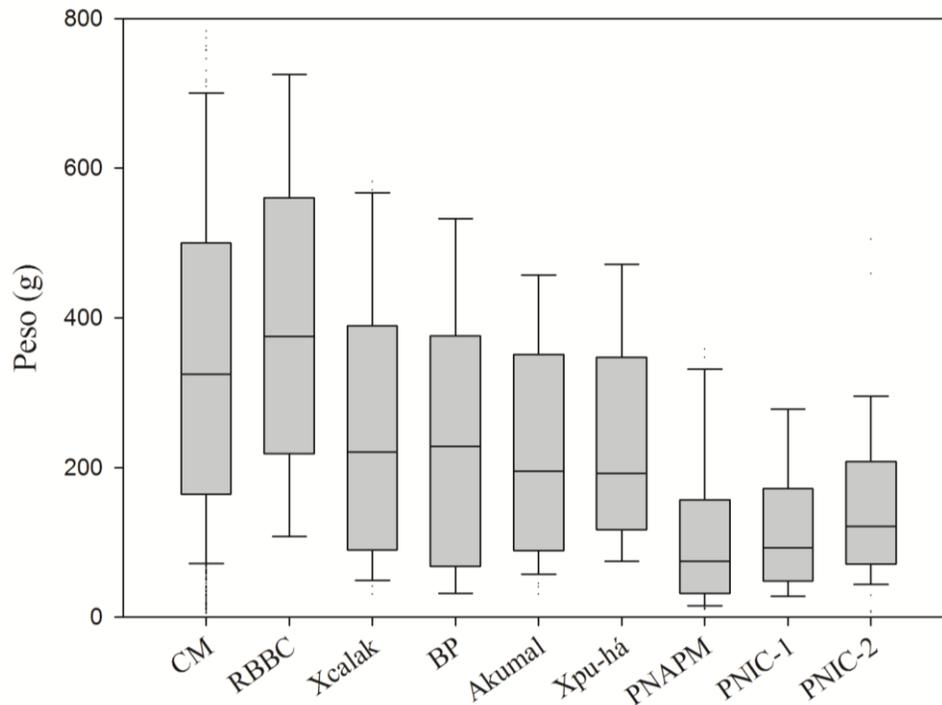


Figura 3. Distribución los pesos de *Pterois volitans*. En cada uno de los sitios de captura. Para cada sitio se muestra la mediana, los cuartiles 25%-75% con el 95% de los datos entre los extremos de los bigotes.

La distribución de los pesos muestra una evidente similitud con la de las tallas (Fig.3). El valor mediano de la RBBC fue de 375 g (media = 400 g) aunque nuevamente, este valor baja casi 20 g en comparación con la caja de todos los datos. PNIC2 no se compara con CM como en el caso de las tallas y pasa a ser, en conjunto con PNIC 1 y PNAPM, las que presentaron los menores valores de peso promedio (<150 g).

Estructura de tallas

Para observar las diferencias en la estructura de tallas se realizaron histogramas de frecuencia por zonas. Esto permitió identificar la contribución de los diferentes grupos de talla (Figura 4). En Akumal, Bahía Príncipe, Xpu-há y Xcalak se notó la ausencia de algunas clases de talla que generaron distribuciones bimodales o planas, no obstante, todas ellas, excepto Akumal presentaron distribución normal. En contraparte, las distribuciones de tallas de PNIC1 y PNAPM fueron continuas, aunque solo en la primera el grupo de edad más numeroso se observó en el centro. En los histogramas de Isla Contoy se observaron dos modas: una en los rangos de 10-12 cm (12.62%) y otra en el rango de 14-16 cm (15%). En el PNAPM los datos se agrupan principalmente en tallas de 8-16 cm (73.39%). En Xpu-Há se observó un pico en la categoría de 16-18 (25.09%) y otro en el rango de 20-22 cm (12.73 %). Akumal presentó una tendencia bimodal, una moda en 12-18 cm (32.46%) y la otra en

18-24 cm (39.53%), así como Bahía Príncipe en 12-16 cm (30.1%) y 20-26 cm (39.66%). En Xcalak la distribución de tallas fue más homogénea, sin grupos de talla dominantes, aunque el intervalo de 24-26 cm (16.3%) fue el que presentó una mayor frecuencia de individuos. Finalmente, en la RBBC con la mayor contribución de los organismos de 18-28 cm, que representaron el 72.6% del total de los datos. Del total de datos obtenidos (Caribe mexicano), la moda se centró entre 18-26 cm (57.84 %). Al realizar la prueba de K-W se detectaron diferencias significativas entre las poblaciones de las siete áreas ($p < 0.05$, figura 4).

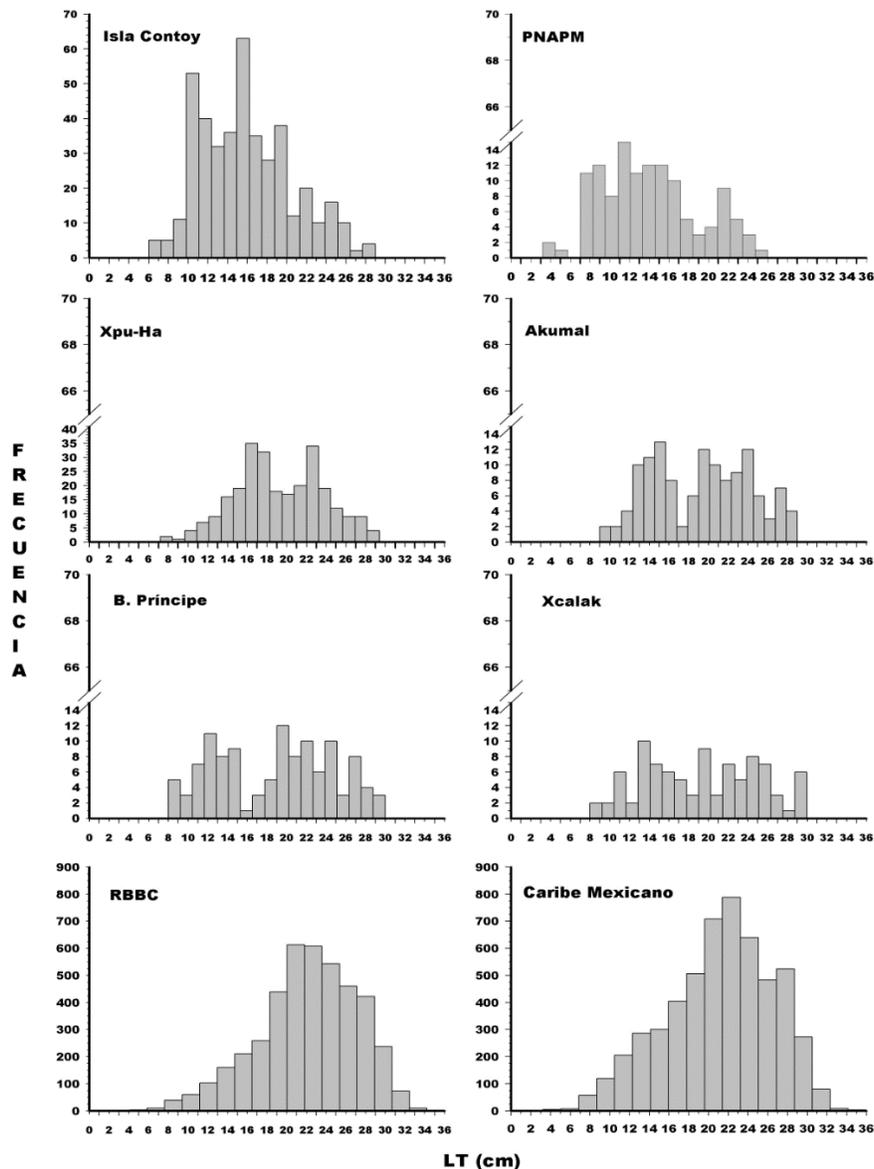


Figura 4. Distribución de frecuencias de tallas de la longitud total de los organismos colectados en las siete áreas.

Tabla 1. Talla y peso promedio, tipo de crecimiento y número de muestras por área de captura del pez león (*Pterois volitans*) en el Caribe mexicano Q. Roo, México.

Sitios	n	*DD	Año	LT(cm)			Peso (g)			a	b	R ²	KS
				Media	EE	Rango	Media	EE	Rango				
			*2009, 2010,										
RBBCH	4538	283	2011, 2013,2014	22.19	0.22	4.4-36	400.07	9.89	3-1250	0.0310	3.00	0.91	S/N
Xcalak	95	3	2011, 2012	19.27	0.61	8-30	261.4	20.91	13-790	0.0536	2.80	0.95	PN
B. Príncipe	119	3	2011, 2012	18.77	0.55	8-30	253.2	18.38	13-775	0.0252	3.05	0.97	PN
Akumal	129	0	2011	19.3	0.44	9-29	231.13	14.09	12.9-695.7	0.0248	3.02	0.97	S/N
Xpu-Ha	269	2	2011, 2012	19.26	0.27	7.2-29.4	240.87	9.38	11.5-729.4	0.0336	2.95	0.96	PN
PNAPM	124	0	2014, 2015	14.03	0.45	3.2-26	118.04	11.39	1-620	0.017	3.2	0.97	PN
Isla Contoy	361	0	2011, 2012	15.08	0.22	6-29	131.17	6.39	5.8-835.6	0.0255	3.06	0.96	S/N
Isla Contoy	66	5	2015	20.69	0.61	9.5-28.6	128.69	13.2	6.4-301.8	0.0037	3.40	0.96	PN
CM	5701	296	2011-2015	21.17	0.07	3.2-36	355.22	3.18	1-1250	0.0264	3.05	0.92	S/N

n= número de peces; LT= longitud total de organismos, *DD datos descartados para el análisis, EE =error estándar, R² =coeficiente de determinación, a=factor de condición y b= pendiente (Tipo de crecimiento) *datos descartados, PN= presenta normalidad y SN= sin normalidad.

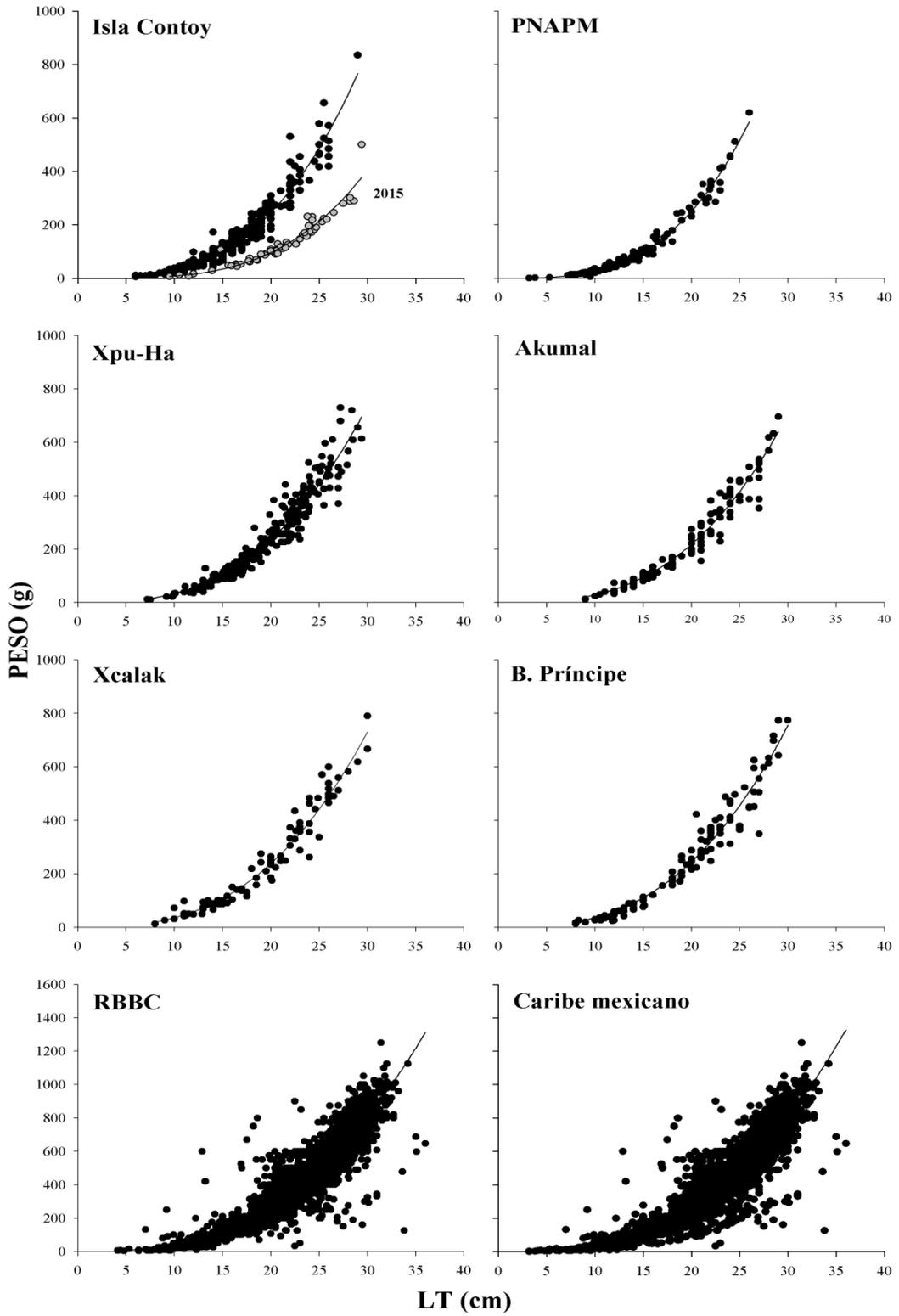


Figura 5. Relación entre la longitud total-peso del pez león (*P. volitans*) para siete áreas del Caribe mexicano.

Ajuste de los datos al modelo potencial

Los datos fueron ajustados a la ecuación potencial para conocer el tipo de crecimiento en las diferentes áreas. El coeficiente de determinación en seis de los sitios fue $r^2 \geq 0.95$, sólo en RBBCh fue menor, $r^2=0.91$. Al analizar el lote de datos de las siete áreas el coeficiente de determinación fue de $r^2=0.92$ (Fig. 5, Tabla 1).

En cinco de las siete áreas el crecimiento fue de tipo alométrico positivo, (aumenta más rápido de peso en comparación de la talla), mientras que en dos sitios fue un crecimiento alométrico negativo (aumentan más rápido de talla que peso). Los datos de Isla Contoy se comportaron de forma distinta (Tabla 3, Figura 5). La población en su conjunto presentó un crecimiento de tipo alométrico positivo.

Al realizar la comparación de las pendientes de los modelos de regresión lineal con los datos transformados logarítmicamente, se encontró que Xcalak presentó diferencias con PNAPM y PNIC2, así como en Xpu-Há con PNIC2 (Tukey, $p < 0.05$), en las otras áreas no se encontraron diferencias significativas (Tukey, $p > 0.05$) (Figura 6).

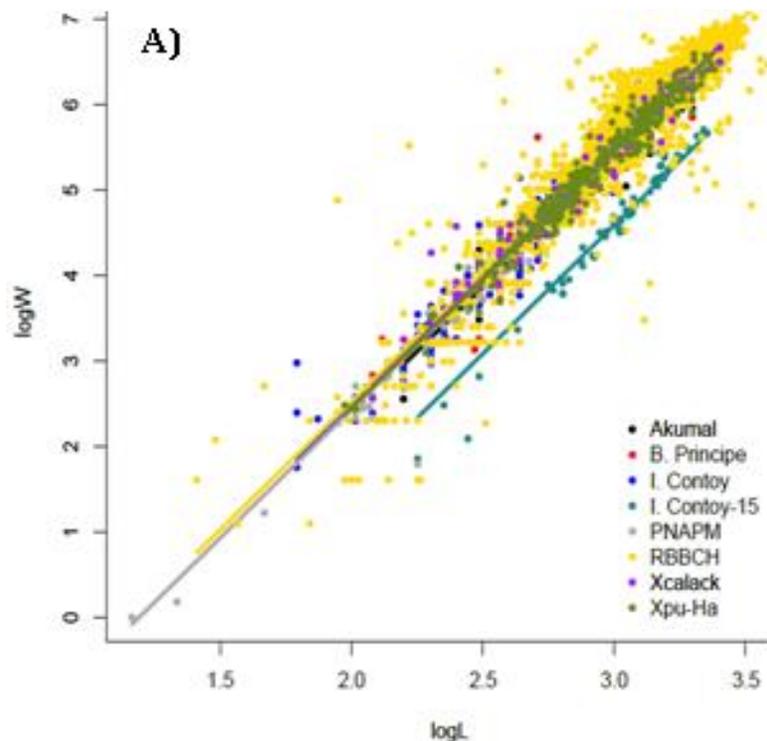


Figura 6. Linearización del modelo potencial mediante logaritmos para las series de datos analizadas.

En la figura 7 se presenta un gráfico de dispersión de a contra b del modelo potencial para cada una de las áreas. La línea punteada centrada en $b=3$ separa los sitios que presentaron crecimiento alométrico positivo ($b > 3$) y alométrico negativo ($b < 3$).

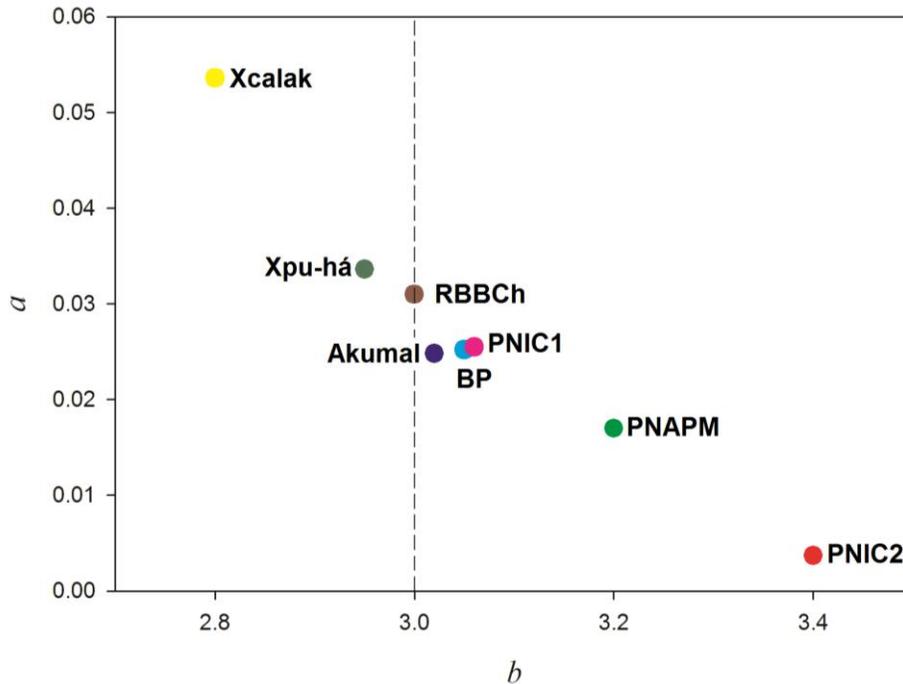


Figura 7. Comparación del parámetro *a* contra *b*. La línea paralela al eje y señala el valor de 3 que implica crecimiento isométrico. A ambos lados de la línea el crecimiento es alométrico, positivo a la derecha y negativo a la izquierda.

Análisis de contenido estomacal

De acuerdo a la talla de los organismos usados para el análisis del contenido estomacal, aquellos provenientes de Cozumel presentaron la mayor longitud media (30.54 ± 0.84), mientras que la menor se encontró en el PNAPM (14.03 ± 0.45) (Fig. 8a). De acuerdo al peso, Cozumel presentó la media más alta (406.62 ± 32.97) y PNAPM el peso menor (118.04 ± 11.39) (Fig. 8b.).

De acuerdo el índice de vacuidad, en Akumal se encontró el mayor porcentaje de estómagos vacíos, mientras que lo contrario se observó en el PNAPM, presentando con ello el mayor porcentaje de estómagos con algún ítem alimenticio (Fig. 9a).

Los grupos taxonómicos representados en los contenidos estomacales fueron, en orden de frecuencia, los peces, crustáceos y moluscos (Fig. 9b). De acuerdo con estas observaciones resulta evidente que la dieta de pez león varía en presas de un sitio a otro. El sitio que presentó mayor cantidad de ítems alimentarios fue Xpu-Há, con 50 tipos de presas, seguido de RBBCH (49), PNAPM (34), Xcalak (25), Isla Contoy (24), B. Príncipe (22) mientras que en Akumal y Cozumel sólo se encontraron 8 tipos de presas respectivamente (Fig. 9b, Anexo 2). El grupo de los peces fue el que presentó un mayor número de presas, seguido de los crustáceos, estos dos grupos estuvieron presentes en las ocho áreas, mientras que el grupo de los moluscos sólo se observó en Xpu-Ha e Isla Contoy (Fig. 9b).

En la figura 10a se puede observar que la familia Peneidae (crustáceos) fue la que presentó un mayor número de tipos de presas (es importante mencionar que no se llegó hasta nivel de especie en todos los ítems), mientras que para el grupo de los peces fue la familia Gobiidae

y Pomacentridae.

De los moluscos solo se registraron tres familias y un tipo de presa por cada una (Anexo 2). Las familias de peces se agruparon por grupos tróficos (herbívoros, invertívoros y piscívoros); se puede observar que el grupo de los peces herbívoros fue el de mayor frecuencia. La RBBCH fue el área donde se encontró el mayor número de familias de este grupo, mientras que en Akumal y Cozumel sólo una familia estuvo presente. También se encontraron presas del grupo de los invertívoros, aunque en menor cantidad, sin embargo, estuvo presente en las ocho áreas, a diferencia del grupo de los piscívoros el cual sólo se observó en seis áreas, siendo RBBCH e Isla Contoy los lugares que presentaron mayor número de familias (Fig. 10b). Al realizar el índice de similitud se encontró que Xcalak y RBBCH fueron los sitios que presentaron mayor similitud (50%), mientras que Contoy, Akumal y Cozumel fueron los que presentaron menor semejanza con 24.24% (Fig. 9).

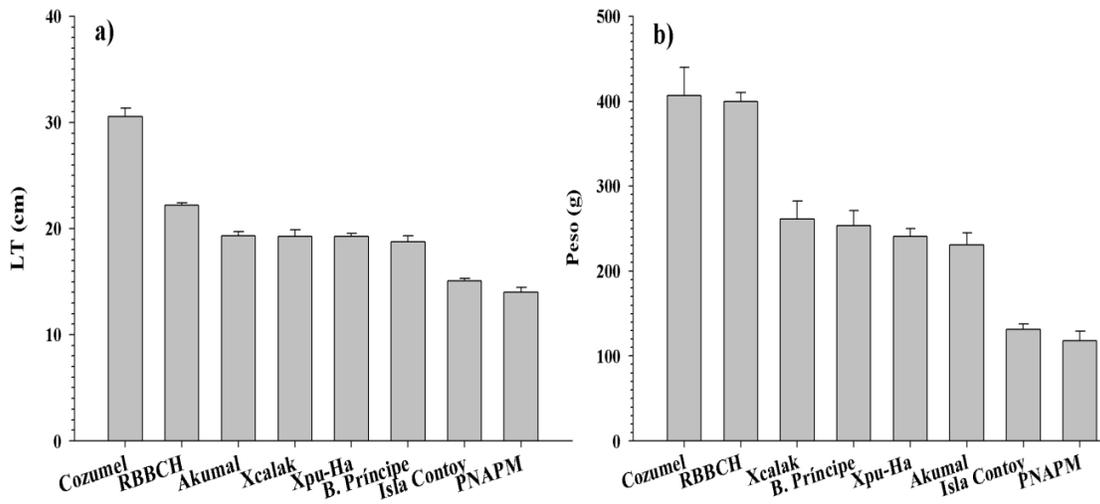


Figura 8. a) Longitud total media de los organismos, b) Media del peso total de los organismos. Las barras corresponden al error estándar.

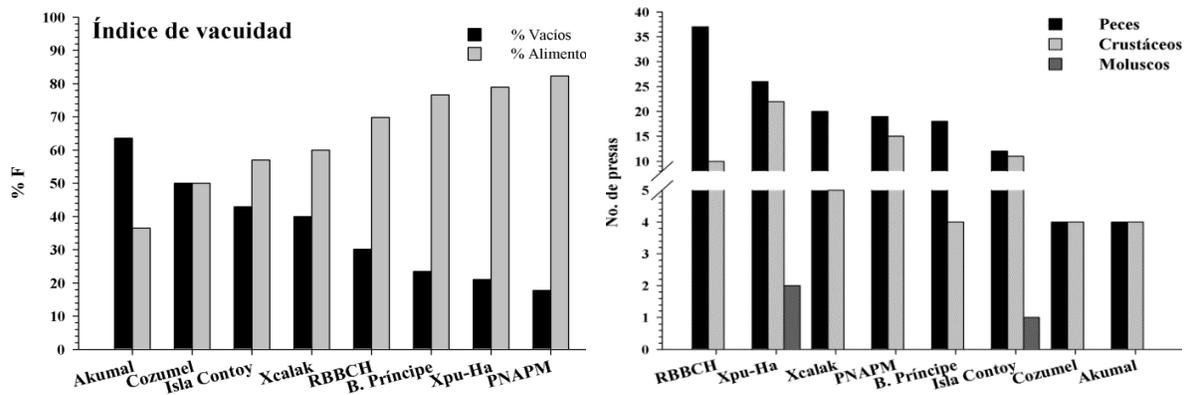


Figura 9. a) índice de vacuidad de las áreas de estudio. b) familia con mayor número de presas, las barras negras pertenecen al grupo peces, las barras grises al grupo de crustáceos.

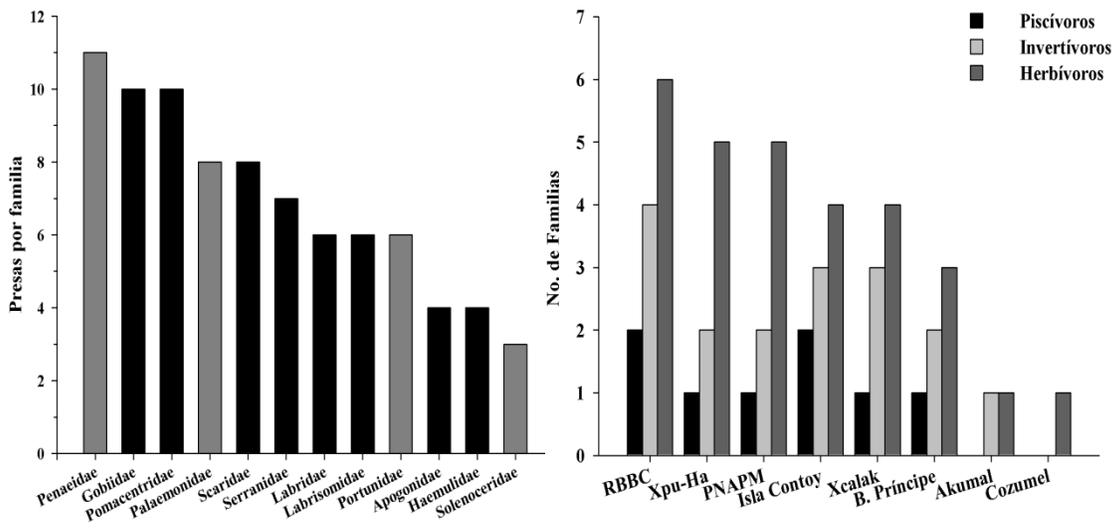


Figura 10. a) Familias con mayor número de presas, las barras negras pertenecen al grupo peces, las barras grises al grupo de crustáceos b) Grupos tróficos presentes en la dieta de *P. volitans*.

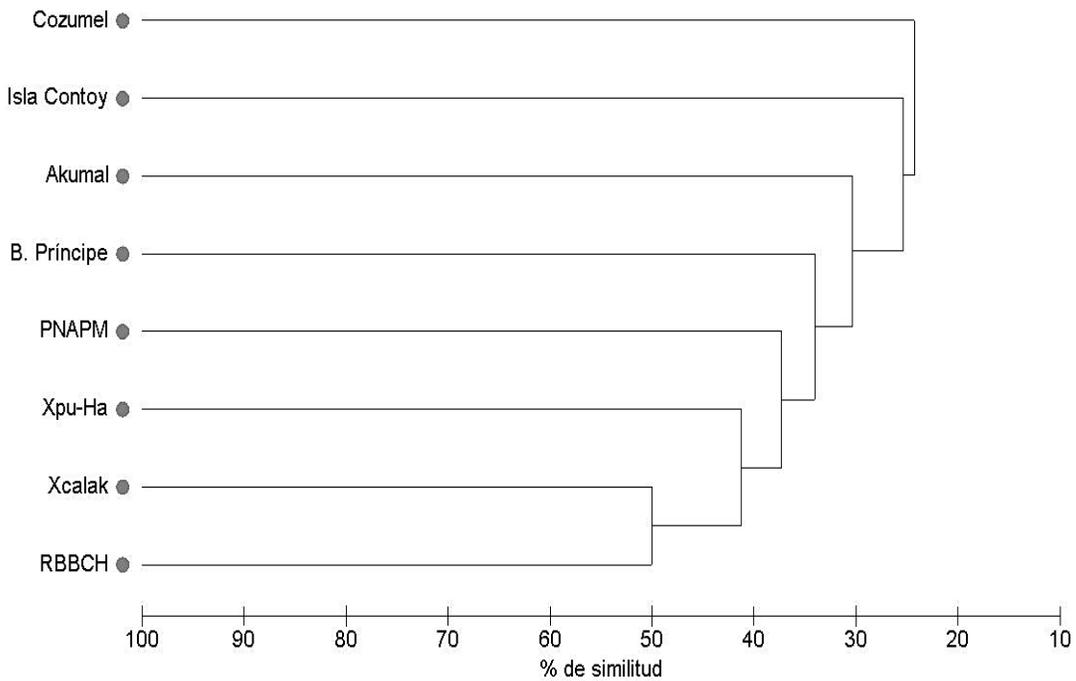


Figura 11. Similitud de la dieta de *P. volitans* entre las áreas de Caribe mexicano. El dendrograma se construyó con un matriz obtenida con el uso del índice de Sorensen.

Discusión

Estructura de tallas

Se recopiló una importante cantidad de datos de *Pterois volitans* del Caribe mexicano, con mayor esfuerzo de muestreo en la RBBC donde la captura de organismos representó el 79% del total. En esta zona se tiene información desde 2009, año en que se registró por primera vez el pez león en el Caribe mexicano (Schofield, 2010). En esta misma zona se presentó el espécimen de mayor talla (36 cm). Este resultado coincide con los estudios de Sabido-Itza *et al.* (2016a,b), quienes reportaron organismos de talla mayores en RBBC en comparación de la zona de Xcalak. La talla máxima registrada para este estudio es, sin embargo, menor a las reportadas para otras áreas de México, por ejemplo, en el Arrecife Alacranes Rodríguez-Cortés *et al.* (2015), registraron una talla de 38.5 cm. No obstante, hay una considerable diferencia con la mayor talla reportada para el Atlántico de 47.7 cm (Sabido-Itza *et al.* 2016a). Aunque existen diferencias entre las zonas del Atlántico, el pez león sigue presentando tallas mayores que las reportadas para su zona nativas (Darling *et al.* 2011; Pusack *et al.* 2016), esto puede deberse a la cantidad y calidad del alimento disponible, ya que las especies nativas no lo reconocen como depredador, por lo que puede alimentarse de una gran variedad de especies (Kindinger, 2015; Arredondo-Chávez *et al.* 2016; Cobián Rojas *et al.* 2016), además, su habilidad para camuflarse le permite capturar con mayor facilidad a sus presas, y su fácil adaptación, le ha permitido establecerse de manera exitosa en distintos hábitats (Fishelson, 1997). Otro factor importante es la falta de depredadores naturales en la zona invadida, que, si bien con el paso del tiempo pueden llegar a depredar al pez león, particularmente los meros de talla grande (Maljkovic *et al.*, 2008 y Mumby *et al.* 2011), aún no ha transcurrido el tiempo suficiente para que lo reconozcan como presa (Cobián Rojas *et al.* 2016). Por lo tanto, esta especie ha encontrado condiciones favorables que le han facilitado el exitoso establecimiento en el Caribe mexicano (Sabido-Itza *et al.* 2016b).

De acuerdo al análisis de frecuencia de tallas se observó que en la mayoría de los sitios son organismos adultos, donde predomina el grupo de reproductores (hembras >18 cm, machos >10 cm) (Gardner *et al.* 2015; García-Rivas, 2017), así como algunos organismos juveniles (Lt <15 cm). Esta situación también se observa en el Golfo de México donde Fogg *et al.* (2013), reportaron que gran parte de la población corresponde a organismos en etapa reproductiva, a diferencia de lo reportado para los sitios de Xcalak y Banco Chinchorro en los años 2009 a 2012, donde observaron que los principales cohortes en el año 2009 correspondían a juveniles, a diferencia del año 2012 donde predominaban organismos de mayor longitud, no obstante, al agrupar a los organismos de los dos años predominan tallas juveniles (8.0-16.9 cm) (Sabido-Itzá 2016a), sin embargo, en estos dos áreas, a finales de 2012 y en el año 2013, se reportó un comportamiento distinto, ya que se reportaron cohortes principalmente de adultos reproductores (Sabido-Itzá *et al.* 2016b). Es importante considerar que mientras en el norte prevalecen los individuos de menor talla, en la región sur son de mayor longitud. Sabido-Itzá *et al.*, 2016b) observaron que hubo incremento en la media de las tallas, de 118.8 mm en 2009 a 219.7 mm en 2012. Con base en estos datos los autores consideraron que la población de pez león en el sur del estado era cada vez más estable al aumentar el número de organismos reproductores. Si bien puede existir un sesgo en los datos debido a que la colecta de organismos va dirigido a tallas grandes, es cierto también que hay

suficientes individuos grandes como para mantener la población estable y creciendo.

Relaciones talla-peso

En cuanto al tipo de crecimiento, Xcalak y Xpu-Ha presentaron crecimiento alométrico negativo (reportado por primera vez para el Caribe mexicano), es decir, los peces de estas áreas, tendrán menor peso que organismo de la misma talla en otros sitios, este tipo de crecimiento también fue observado en Carolina del Norte (Barbour *et al.* 2011) y Costa Rica (Sandel, *et al.* 2015). Sin embargo, Sabido-Itza *et al.* (2015) reportó un crecimiento alométrico positivo para Xcalak, a diferencia de este estudio, esto puede estar relacionado con el alimento disponible, ya que la abundancia de las especies que consume el pez león varía entre sitios y temporadas (Arredondo-Chávez *et al.* 2016). En la RBBC presentó un crecimiento de tipo isométrico a diferencia de lo reportado por Sabido-Itza *et al.* (2016) quienes reportaron a la especie en esta zona con crecimiento alométrico positivo. Las cuatro áreas restantes (Akumal, PNIC1, B. Príncipe y PNIC2) presentaron crecimiento alométrico positivo lo cual coincide con reportes previos en el sur del Caribe mexicano (Sabido-Itzá *et al.* 2016a, 2016b) y el Arrecife de Alacranes (Perera-Chan y Aguilar-Perera 2014; Rodríguez-Cortés *et al.* 2015). Es importante mencionar que el crecimiento alométrico positivo en peces teleósteos presenta una ventaja, debido a que los organismos tienen mayor biomasa comparado con los de crecimiento alométrico negativo, aumentando la capacidad de captura de presas, así como una mayor defensa contra depredadores (Toledo-Hernández *et al.* 2014), estas características probablemente han favorecido al establecimiento *P. volitans* en la zona del Atlántico.

Se realizó un análisis de Tukey para determinar qué áreas presentaban alguna diferencia, encontramos que PNIC2 presentó diferencias con las seis áreas (fig. 5), inclusive se observaron diferencia entre años para este sitio, con dos tipos de crecimiento ($p < 0.05$). El PNAPM también presentó diferencias significativas con Xcalak, Bahía Príncipe, Xpu-Ha, Akumal y RBBC. Una característica que comparten Isla Contoy y PNAPM, es que son lagunas arrecifales, con profundidades someras entre 1- 4 m y parches arrecifales, por lo que la diferencia entre estos organismos puede deberse al tipo de hábitat, ya que las cinco áreas restantes (Xcalak, Bahía Príncipe, Xpu-Ha, Akumal y RBBC) presentan arrecife consolidado, con profundidades de 15 a 30 m, formando estructuras grandes que le proporcionan mejores sitios de refugio al pez león, así como disponibilidad de alimento, debido a que algunas especies cripticas se encuentran en las grietas (Robertson *et al.*, 2015), facilitándole a *P. volitans* la captura de presas. Por lo que podríamos inferir que la diversidad de especies de las cuales se alimenta el pez león es un factor importante el cual repercute directamente en la talla y biomasa del organismo, reflejándose en el tipo de crecimiento de los organismos.

Ecología trófica de *Pterois volitans*

En el caso de los contenidos estomacales, se encontró que las tallas y pesos de los organismos variaron entre los sitios, siendo los arrecifes consolidados (Cozumel, RBBC, Akumal, Bahía Príncipe, Xpu-Ha, Xcalak) los que presentan organismos más grandes y de mayor

peso, mientras que los sitios como Isla Contoy PNAPM que presentan lagunas arrecifales y profundidades someras (2-4 m) se observaron organismos de tallas más pequeños. Esto puede estar relacionado directamente con la dieta del pez león, ya que se ha encontrado una gran variedad de presas de distintos grupos taxonómicos (peces, crustáceos y moluscos), los cuales ya han sido reportados para otras áreas en la zona invadida (Morris, 2009; Arias-González *et al.*, 2011; Muñoz *et al.*, 2011; McCleery, 2011). De acuerdo al índice de vacuidad encontramos que el porcentaje de estómagos con alimento es alto, esto es congruente con estudios previos de (Quijano-Puerto *et al.*, 2013 y Villaseñor-Derbez y Herrera-Pérez 2014). Siendo el grupo de peces el que contribuyó con el mayor número de presas y de familias, siendo la familia Pomacentridae (damiselas) y Gobiidae las que se presentaron con mayor frecuencia como presas, (Kindinger, 2015). Esta familia fue reportada como la de mayor importancia para el Golfo de México (Quijano-Puerto *et al.* 2013). El grupo crustáceos también presentó una frecuencia considerable, la familia que presentó mayor variedad de ítems pertenece al grupo de los crustáceos (Peneidae) con 12 especies presa. En estudios en la zona de origen de *P. volitans* se ha reportado que este grupo ha sido el más importante, a diferencia de la zona invadida, donde las especies de peces son las más frecuentes (Priyadharsini *et al.* 2013). Finalmente, el grupo de los moluscos, fue el que presentó una menor cantidad de presas (solamente tres organismos, en dos áreas), en trabajos anteriores se ha mencionado que las especies de este grupo son ingeridas de manera accidental al momento de capturar otras presas (Arredondo-Chávez *et al.* 2016), ya que la frecuencia de aparición es muy baja comparada con el de los peces y crustáceos. También se observó que el grupo de los herbívoros fue el que presentó un mayor número de familias (ocho). Cabe resaltar que la familia Scaridae, estuvo presente en siete de los ocho sitios de analizados. Esta familia no ha sido reportada en la dieta del pez león en su distribución natural (Cure *et al.*, 2012), a diferencia de la zona invadida donde se ha observado con frecuencia, la importancia de esta familia radica en que las especies de scaridos se alimentan principalmente de macroalgas y corals por lo que la presencia de esta familia en la dieta de *P. volitans* puede provocar efectos negativos en el funcionamiento del ecosistema arrecifal. El efecto que pueden tener las poblaciones de pez león en el sur del estado pueden ser más dañinas que en el norte. Por ejemplo, Cetrino *et al.* (2013) estimaron que una población de 393 peces león alimentándose al 60% de su capacidad podría consumir 490,000 ítems de presa por hectárea al año, o aproximadamente 930 kg de presa. Es evidente que un pez de mayor talla puede consumir más ítems que uno pequeño, de tal forma que, si las tallas mayores se encuentran en el sur (Xcalak, Banco Chinchorro), entonces el efecto sobre las comunidades bentónicas será mayor en estos sitios.

Para eliminar al pez león se ha estimado que se requiere que remover mensualmente el 27% de la población adulta, lo cual es prácticamente imposible dado que puede distribuirse hasta 300 m de profundidad. Además, dado que se distribuye actualmente tanto al norte como al sur del Caribe mexicano, el hecho de eliminarlo de este sitio no implica que se pueda detener su migración desde sitios aledaños, esto es, desde el Golfo de México o Centroamérica.

Por los argumentos expuestos, concluimos que las poblaciones de pez león se encuentran

estables en la zona invadida debido a su amplitud de dieta, mayor a la que tiene en su zona de distribución natural, un tipo crecimiento alométrico positivo, mayor tasa de crecimiento, falta de depredadores naturales, disponibilidad de hábitat, etc. Debido al éxito de esta especie se considera que no podrá ser erradicada, por lo que es necesario establecer una estrategia de control, que incluya la remoción permanente de organismos y el seguimiento de sus hábitos ecológicos (tróficos, competencia interespecífica, depredadores naturales)

En la actualidad el consumo de la especie sigue siendo la mejor alternativa pues genera derrama económica, pero como se verá en los próximos capítulos, se recomienda reducir el área de captura para consumo a los sitios de mayor profundidad.

Conclusiones

El pez león se encuentra distribuido en todo el Caribe mexicano. Los datos de la estructura de tallas sugieren que más de la mitad de los organismos colectados está por encima de la talla reproductiva, lo que implica una alta tasa de fertilidad y un continuo flujo de individuos jóvenes a la población. En la región norte, en Isla Contoy y Puerto Morelos predominan las tallas menores a 16 cm mientras que en los demás sitios distribuidos en el centro y sur de la costa de Quintana Roo las modas de la distribución de frecuencia de tallas se corren hacia los rangos de 18 a 28 cm. En Xcalak la distribución de tallas fue más homogénea y en la RBBC se registró la mayor contribución de los organismos de 18-28 cm. Tomando todos los datos, la moda de la distribución abarca se observa entre 18 y 26 cm. En cinco de las siete áreas el crecimiento fue de tipo alométrico positivo, o sea, que los individuos aumentan más rápido de peso que de talla, mientras que en dos sitios se presentó crecimiento alométrico negativo (aumentan más rápido de talla que peso). Los grupos taxonómicos representados en los contenidos estomacales fueron, en orden de frecuencia, los peces, crustáceos y moluscos. El grupo de los peces fue el que presentó un mayor número de presas, principalmente las familias Gobiidae y Pomacentridae, seguido de los crustáceos (familia Peneidae), estos dos grupos estuvieron presentes en las ocho áreas, mientras que el grupo de los moluscos sólo se observó en Xpu-Ha e Isla Contoy. La información sugiere que las poblaciones de pez león en el estado de Quintana Roo son estables, pero se debe continuar con la remoción de los peces en medida de lo posible y continuar con programas de investigación para mejorar nuestro conocimiento sobre el impacto de esta especie en los arrecifes del Caribe mexicano.

Referencias

- Abele, L. G. y W. Kim. 1986. An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida. State of Florida, Department of Environmental Regulation, Technical Series, Vol. 8, No. 1, Parts 1 & 2: 1-760
- Acuña, R. 2009. Alerta: el pez león (*Pterois volitans*) arriba al Caribe Mexicano. *Cirujano General*. 31(4), 1-2.
- Aguilar-Perera, A. y A. Tuz-Sulub. 2010. Non-native, invasive red lionfish (*Pterois volitans* (Linnaeus, 1758): Scorpaenidae), is first recorded in the southern Gulf of Mexico, off the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Aquatic Invasions* 5 (Supplement 1), S9-S12, doi: 10.3391/ai.2010.5.S1.003.
- Albins, M. A. y A. M. Hixon. 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 233-

- Albins, M. A. y A. M Hixon. 2013. Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 95(10-11), 1151-1157.
- Arias-González, E. J., González-Gándara, C., Cabrera, J. L. y V. Christensen. 2011. Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental Research*, 111, 917–925.
- Arredondo-Chávez, A. T., Sánchez-Jiménez, J. A., Ávila-Morales, O. G., Torres-Chávez, P., Herrerías-Diego, Y., Medina-Nava, M., y J. A. Caballero-Vázquez. 2016. Spatio-temporal variation in the diet composition of red lionfish, *Pterois volitans* (actinopterygii: scorpaeniformes: scorpaenidae), in the Mexican Caribbean: insights into the ecological effect of the alien invasion. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46(3), 185-200.
- Barbour, A. B., Allen, M. S., Frazer, T. K. y K. D. Sherman. 2011. Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PLoS ONE*, 6(5), e19666.
- Betancur-R. R., Hines, A., Acero, P. A., Ortí, G., Wilbur. A. E. y W. Freshwater. 2011. Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *Journal of Biogeography*, 38, 1281–1293.
- Carrillo-Flota Del Carmen, E. y A. Aguilar-Perera. 2017. Stakeholder perceptions of red lionfish (*Pterois volitans*) as a threat to the ecosystem and its potential for human consumption in Quintana Roo, Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 136, 113-119.
- Cetrino, D., Overton, A. S., Rice, J. A. y J. A. Morris Jr. 2009. Bioenergetics and trophic impacts of the invasive Indo-Pacific lionfish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 86(3), 389-398
- Chapman, J. K., Anderson, L. G., Gough, C. L. A. y A. R. Harris. 2016. Working up an appetite for lionfish: A market-based approach to manage the invasion of *Pterois volitans* in Belize. *Marine Policy*, 73, 256–262.
- Chevalier, P., Gutiérrez, E. D., Ibarzabal, S., Romero, V., Calderín J. I. y E. Hernández. 2008. Primer registro de *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) para aguas cubanas. *Solenodon*, 7: 37-40.
- Cobián Rojas D., Chevalier Monteagudo, P. P., Schmitter-Soto, J., Corrada Wong R., Salvat Torres, H., Cabrera Sansón, E., García Rodríguez, A. G., Fernández Osorio, A., Espinosa Pantoja L., Cabrera Guerra D., Pantoja Echevaria L.M., Caballero Aragón H., y S. Perera Valderrama. 2016. Density, size, biomass, and diet of lion fish in Guanahacabibes National Park, western Cuba. *Aquatic Biology*, 24(3), 219–226.
- Côté, I. M., Green, S. J., Morris, J. A., Akins, J. L. y D. Steinke. 2013. Diet richness of invasive Indo-Pacific lionfish revealed by DNA barcoding. *Marine Ecology Progress Series*, 472, 249–256.
- Cure, K., Benkwitt, C. E., Kindinger, T. L., Pickering, E. A., Pusack, T. J., McIlwain, J. L. y M. A. Hixon. 2012. Comparative behavior of red lionfish *Pterois volitans* on native Pacific versus invaded Atlantic coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 467, 181-192.
- Darling, E. S., Green, S. J., O’Leary, J. K., e I, M. Côté. 2011. Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: A comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. *Biological Invasions*, 13(9), 2045–2051.
- Fishbase. <https://www.fishbase.se/search.php>

- Fishelson, L. 1997. Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environmental Biology of Fishes*, 50, 391-403.
- Fogg, A. Q., Hoffmayer, E. R., Driggers, W. B. D. III, Campbell, M. D., Pellegrin, G. J. y W. Stein. 2013. Distribution and length frequency of invasive lionfish (*Pterois* sp.) in the northern Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 25(1), 111-115.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253.
- García-Rivas, M. D., Machkour-M'Rabet, S., Pérez-Lachaud, G., Schmitter-Soto, J. J., Doneys, C., y N. St-Jean. 2017. What are the characteristics of lionfish and other fishes that influence their association in diurnal refuges? *Marine Biology Research* 13(8): 899–908.
- Gardner P.G., Frazer, T. K., Jacoby, C. A. y R. P. E. Yanong. 2015. Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois* spp.). *Frontiers in Marine Science*, 2, 1-10
- Green, S. J., Akins, J. L., Maljković, A., e I. M. Côté. 2012. Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS ONE*, 7(3): e32596.
- Humann, P. y N. Deloach. 2002. *Reef fish identification: Florida, Caribbean, Bahamas*. Jacksonville, FL: New World Publications
- Jaramillo Londoño, Á. M., Cantos, G., Porrás Castelló, R. y V. Bendito Durà. 2011. Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España). Serie de Estudios Biológicos. Época II, n. especial, 41 pp.
- Kindinger, T. L. 2015. Behavioral response of native Atlantic territorial three spot damselfish (*Stegastes planifrons*) toward invasive Pacific red lionfish (*Pterois volitans*). *Environmental Biology of Fishes*, 98, 487-498.
- Layman, C. y J. Allgeier. 2012. Characterizing trophic ecology of generalist consumers: a case study of the invasive lionfish in the Bahamas. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 131–141.
- Lonnstedt, O. M. y M. I. McCormick. 2013. Ultimate predators: lionfish have evolved to circumvent prey risk assessment abilities. *PLoS One*, 8:e75781
- Maljković, A., Van Leeuwen, T. E. y S. N. Cove. 2008. Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs*, 27, 501.
- McEachran, J. D. y J. D. Fechhelm, 1998: *Fishes of the Gulf of Mexico*. University of Texas Press, Austin.
- Mar Silva, V., Hernández Morales, R y M. Nava. 2014. Métodos clásicos para el análisis del contenido estomacal en peces. *Biológicas*, 16(2), 13-16.
- McCleery, Ch. 2011. A comparative study of the feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Caribbean. *Physics Journal of Marine Sciences*, 9, 38-43.
- Molina, H. 2009. El pez león del Indo-Pacífico: Nueva especie invasora de Costa Rica. *Biocenosis*. 22, 1-2.
- Morris, J. A. Jr., y P. E. Whitfield. 2009. Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: An updated integrated assessment. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99. 57 pp.
- Morris, J. A., Akins, J. L., Barse, A., Cerino, D., Freshwater, D. W., Green, S. J., Muñoz, R. C., Paris, C. y P. E. Whitfield. 2009. Biology and ecology of the invasive lionfishes, *Pterois miles* y *Pterois volitans*. *Environmental Biology of Fish*, 61, 409-414.

- Mumby, P. J., Harborne, A. R. y D. R. Brumbaugh. 2011. Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish. *PLoS ONE* 6, e21510.
- Muñoz, R. C., Currin, C.A. y P. E. Whitfield. 2011. Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 432, 181-193.
- Perera-Chan, L. y A. Aguilar-Perera. 2014. Length-weight and length-length relationships of the invasive red lionfish [*Pterois volitans* (Linnaeus, 1758): Scorpaenidae] in the Parque Nacional Arrecife Alacranes, Southern Gulf of Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 202-203.
- Priyadharsini, S., Subramanian, A., Manoharan, J. y D. Varadharajan. 2013. Food and feeding habits of red lionfish *Pterois volitans* from Cuddalore Coast, South East Coast of India. *Journal Aquaculture Research Development*, 4(4), 1-13.
- Pusack T. J., Benkwitt, C. E., Cure K. y T. L. Kindinger. 2016. Invasive red lionfish (*Pterois volitans*) grow faster in the Atlantic Ocean than in their native Pacific range. *Environmental Biology of Fishes* 99(6), 571-579.
- Quijano-Puerto, L, I. Perera-Chan, A. Aguilar-Perera y A. T. Sulub. 2012. Dieta del pez león rojo, *Pterois volitans*, en el Parque Nacional Arrecife Alacranes, sureste del golfo de México. Santa Marta Colombia. *Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. 5-9 p.
- Robertson D. R., Peña, E. A., Posada, J. M. y R. Claro. 2015. Peces costeros del Gran Caribe: sistema de información en línea. Version 1.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Rodríguez-Cortés, K. D., Aguilar-Perera, A. y J. L. Bonilla-Gómez. 2015. Growth and mortality of red lionfish, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae), in the Parque Nacional Arrecife Alacranes, southern Gulf of Mexico, as determined by size-frequency analysis. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(2), 175-179.
- Sabido-Itzá, M. M., Aguilar-Perera, A., y A. Medina-Quej. 2016a. Length-weight and length-length relations, and relative condition factor of red lionfish, *Pterois volitans* (actinopterygii: scorpaeniformes: scorpaenidae), from two natural protected areas in the mexican caribbean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46(4), 279-285.
- Sabido-Itzá, M. M., Medina-Quej, A., de Jesús-Navarrete, A., Gómez-Poot, J. M. y M. C. García-Rivas. 2016b. La estructura de tallas como evidencia del establecimiento de *Pterois volitans* (Scorpaeniformis: Scorpenidae) en el sur del Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 369-378.
- Sandel, V., Martínez-Fernández, D., Wangpraseurt D. L. Sierra. 2015. Ecology and management of the invasive lionfish *Pterois volitans/miles* complex (Perciformes: Scorpaenidae) in Southern Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 213-221.
- Schofield, P. J. 2010. Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions*, 5(1), 117-122.
- Toledo-Hernández, C., Vélez-Zuazo, X., Ruiz-Díaz, C. P., Patricio, A. R., Mège, P., Navarro, M. Miguel-Sabat, A., Betancur-R, R., y R. Papa. 2014. Population ecology and genetics of the invasive lionfish in Puerto Rico. *Aquatic Invasions*, 9(2), 227-237.
- Vásquez-Yeomans, L., Carillo, L., Morales, S., Malca, E., Morris Jr., J. A., Schultz, T. y T. J. Lamkin. 2011. First larval record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpanidae) collected from the ichthyoplankton in the Atlantic. *Biological Invasions*, 13(12), 2635-2640.

Villaseñor-Derbez, J. C. y R. Herrera-Pérez. 2014. Brief description of prey selectivity and ontogenetic changes in the diet of the invasive lionfish *Pterois volitans* (Actinopterygii, Scorpaenidae) in the Mexican Caribbean. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 9(2), 131-135.

Anexo 1

Bases de datos a utilizar para la determinación de los parámetros poblacionales y contenidos estomacales

Base de Datos	Institución	Periodo estudiado	Área de origen de los datos
Tallas y pesos	CONANP	2009-2014	Reserva de la Biósfera de Banco Chinchorro
Tallas y pesos	CONANP	2009-2014	Parque Nacional Arrecifes de Xcalak
Tallas y pesos	CONANP	2012-2014	Parque Nacional Isla Contoy
Tallas y pesos	CONANP	2012-2015	Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos
Tallas, pesos, y Contenido Estomacal	Tesis UMSNH-CICY A. C.	2011-2012	Xpu-ha
Tallas, pesos, y Contenido Estomacal	Tesis UMSNH/CICY A. C.	2011-2012	Parque Nacional Isla Contoy
Tallas, pesos, y Contenido Estomacal	Tesis UMSNH/CICY A. C.	2011-2012	Bahía Príncipe y Akumal
Tallas, pesos, y Contenido Estomacal	Tesis UMSNH/CICY A. C	2012-2013	Reserva de la Biósfera de Banco Chinchorro - Parque Nacional Arrecifes de Xcalak
Tallas, pesos, y Contenido estomacal	Tesis CICY A. C	2014-2015	Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos
Tallas, pesos, y Contenido estomacal	Este trabajo	2016	Cozumel
Tallas, pesos, y Contenido estomacal	Este trabajo	2016	Puerto Morelos (PNAPM)
Tallas, pesos, y Contenido estomacal	Este trabajo	2016	Isla Contoy (PNIC)

Anexo 2

Espectro trófico general de *Pterois volitans* en áreas del Caribe mexicano. Las marcas (x) indican la presencia del taxón en la dieta de los organismos en los sitios de estudio.

Items Alimenticios	PNIC	PNAM	Xpu-Ha	Bahía Príncipe	Cozumel	Akumal	RBBCH	Xcalak
MOLUSCOS								
MESOGASTROPODA								
LITTORINIDAE								
<i>Echinolittorina</i>	x							
NEOGASTROPODA								
MURICIDAE								
<i>Stramonita</i>			x					
COLUMBELLIDAE								
<i>Aesopus</i>			x					
CRUSTÁCEOS								
STOMATOPODA								
HEMISQUILLIDAE								
<i>Hemisquilla</i>				x				
GONODACTYLLIDAE								
<i>Gonodactylus</i>	x							
PSEUDOSQUILLIDAE								
<i>Pseudosquilla</i>								
<i>Pseudosquilla ciliata</i>		x	x	x		x	x	x
ISOPODA								
CYMOTHOIDAE								
<i>Renocila</i>	x							
SPHAEROMATIDAE								
<i>Sphaeroma serratum</i>			x					
DECAPODA		x						
Penaidae		x						
<i>Metapenaeopsis</i>		x						
<i>Metapenaeopsis smithi</i>		x	x					
<i>Parapenaeus</i>								
<i>Parapenaeus americanus</i>			x					
<i>Penaeus</i>	x	x						
<i>Panopeus</i>		x						
<i>Penaeus brasiliensis</i>			x					
<i>Penaeus schmitti</i>								
<i>Trachypenaeus</i> sp								
<i>Trachypenaeus canstrictus</i>			x					
<i>Trachypenaeus similis</i>			x					
<i>Litopenaeus</i>	x							
SICYONIIDAE								
<i>Sicyonia</i>	x							
SOLENCERIDAE								
<i>Pleoticus</i>	x							
<i>Pleoticus robustus</i>		x	x	x	x	x	x	x
<i>Solenocera</i>		x						
SERGESTIDAE								
<i>Sergestes</i>							x	
STENOPODIDAE								
<i>Stenopus hispidus</i>			x					
DISCIADIDAE								
<i>Discias atlanticus</i>			x					
RHYNCHOCINETIDAE								
<i>Rhynchocinetes rigens</i>			x	x		x	x	x
PALAEEMONIDAE								
<i>Palaemon northropi</i>			x					
<i>Palaemonetes pugio</i>			x					
<i>Periclimenes</i>	x	x	x		x			x
<i>Periclimenes americanus</i>			x				x	
<i>Periclimenes iridescens</i>			x					
<i>Periclimenes longicaudatus</i>	x							
<i>Periclimenes pedersoni</i>		x	x					

<i>Periclimenes rathbunae</i>		x	x					
ALPHEIDAE								
<i>Alpheus heterochaelis</i>	x							
<i>Alpheus paracrinitus</i>		x						
PALINURIDAE								
<i>Panulirus argus</i>						x		
SYLLARIDAE								
<i>Scyllarides nodifer</i>			x					
PORCELLANIDAE								
<i>Petrolisthes galathinus</i>	x							
CALAPPIDAE					x		x	
<i>Cycloes</i>							x	
<i>Cycloes bairdii</i>								
INACHOIDIDAE								
<i>Collodes</i>							x	
MAJIDAE								
<i>Mitrax</i>		x						
<i>Mitrax forceps</i>			x					
PORTUNIDAE		x						
<i>Portunus</i>	x							
<i>Callinectes</i>							x	
<i>Callinectes similis</i>			x				x	x
<i>Cronius</i>		x						
<i>Cronius tumudulos</i>		x						
<i>Cronius ruber</i>					x			
PECES								
CLUPEIFORMES								
ENGRAULIDAE								
<i>Anchoviella</i>							x	
GASTEROSTEIFORMES								
AULOSTOMIDAE								
<i>Aulostomus maculatus</i>			x					
PERCIFORMES								
SERRANIDAE								
<i>Cephalopholis cruentata</i>			x					
<i>Hypoplectrus nigricans</i>			x					
<i>Hypoplectrus puella</i>					x			
<i>Liopropoma rubre</i>			x	x				
<i>Serranus</i>					x		x	
<i>Serranus tigrinus</i>	x		x	x			x	
GRAMMATIDAE								
<i>Gramma loreto</i>							x	
<i>Gramma malacara</i>							x	
CARANGIDAE								
<i>Alectis ciliaris</i>	x							
LUTJANIDAE								
<i>Lutjanus</i>					x			
HAEMULIDAE								
<i>Haemulon</i>								x
<i>Haemulon aurolineatum</i>	x							
<i>Haemulon flavolineatum</i>		x					x	
<i>Haemulon sciurus</i>		x						
APOGONIDAE								
<i>Apogon</i>		x					x	x
<i>Apogon planifrons</i>			x					
<i>Apogon maculatus</i>		x	x				x	
<i>Phaeoithix pigmentaria</i>			x					
MULLIDAE								
<i>Mulloidichthys martinicus</i>			x					
POMACENTRIDAE								x
<i>Abudefduf saxatilis</i>		x						
<i>Chromis cyanea</i>			x		x		x	x
<i>Chromis multilineata</i>					x			
<i>Stegastes</i>	x	x						x
<i>Stegastes adustus</i>							x	
<i>Stegastes leucosticus</i>							x	
<i>Stegastes partitus</i>		x	x	x	x		x	x

<i>Stegastes planifrons</i>								X
<i>Microspatodon chrisurus</i>								X
LABRIDAE		X					X	X
<i>Clepticus parrae</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>Halichoeres</i>	X						X	X
<i>Halichoeres bivittatus</i>		X	X				X	X
<i>Halichoeres garnoti</i>		X	X				X	X
<i>Thalassoma bifasciatum</i>			X			X	X	X
SCARIDAE		X						
<i>Nicholsina usta</i>			X				X	
<i>Scarus</i>	X						X	X
<i>Scarus iserti</i>			X	X			X	X
<i>Scarus taeniopterus</i>						X	X	
<i>Sparisoma</i>	X			X			X	
<i>Sparisoma atomarium</i>		X	X					
<i>Sparisoma radians</i>	X						X	
<i>Sparisoma viridae</i>			X	X				
TRIPTERYGIDAE								
<i>Enneanectes pectoralis</i>				X				
BLENNIIDAE								
<i>Entomacrodus nigricans</i>	X							
DACTYLOSCOPIDAE								
<i>Gillellus grevae</i>				X				
LABRISOMIDAE								
<i>Malacoctenus</i>							X	
<i>Malacoctenus macropus</i>							X	
<i>Malacoctenus triangulatus</i>			X	X			X	X
<i>Starksia</i>	X						X	
<i>Starksia nanodes</i>			X					
<i>Labrisomus gobio</i>				X				X
CHAENOPSIDAE								
<i>Acanthemblemaria maria</i>				X				
GOBIIDAE		X				X		
<i>Bathygobius soporator</i>			X				X	
<i>Coryphopterus</i>		X	X				X	X
<i>Coryphopterus dicrus</i>			X				X	
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	X						X	
<i>Coryphopterus lipernes</i>							X	
<i>C. personatus/hyalinus</i>			X					
<i>Gnatholepis</i>						X		
<i>Gnatholepis cf thompsoni</i>		X						
<i>Priolepis hipoliti</i>		X						
ACANTHURIDAE								
<i>Acanthurus</i>		X						
PLEURONECTIFORMES								
BOTHIDAE								
<i>Bothus</i>							X	
<i>Bothus lunatus</i>							X	
BERCIFORMES								
HOLOCENTRIDAE								
<i>Holocentrus rufus</i>		X						
TETRAODONTIFORMES								
MONACANTHIDAE								
<i>Monacanthus tuckeri</i>			X	X			X	
<i>Cantherhine puella</i>				X				

Análisis epidemiológico de la ciguatera en Quintana Roo

Resumen

La intoxicación ciguatérica por consumo de peces (CFP) es un fenómeno distribuido en las latitudes tropicales y subtropicales en todo el planeta y es la principal enfermedad producida por alimentos marinos de tipo no microbiano. En muchos países, causa sustanciales impactos económicos, sociales y de salud. En México se presenta en la costa del Caribe y las aguas que rodean a Baja California Sur.

Desde 1997 hasta 2017 se han registrado al menos 28 eventos de intoxicación con 262 casos registrados con mayor frecuencia en Cozumel e Isla Mujeres con 8 y 6 eventos respectivamente, aunque en Isla Mujeres el número de intoxicados ha sido el mayor con 96 casos. En 23 de los eventos el vector ha sido la barracuda, el guajo, el coronado y el pargo cubera fueron identificados como los causantes de un evento cada uno.

De 139 encuestas realizadas a pescadores, médicos y población en general, el 85% aseguró haber oído hablar sobre la enfermedad mientras que el 79% conoce tanto la causa de la intoxicación como su sintomatología. El conocimiento de la ciguatera es mayor en regiones en las que el padecimiento es más frecuente y está más presente en el grupo de mayor edad. Sin embargo, el público en general no tiene el mismo nivel de conocimiento y por lo tanto el riesgo de que contraiga esta intoxicación es mayor.

La intoxicación por ciguatera parece más frecuente entre abril y septiembre, aunque la intoxicación sigue siendo un evento aleatorio.

Para evitar el riesgo de contraer ciguatera es necesario suspender el consumo de barracuda al máximo y mantener un programa permanente de información dirigida al público en general.

Introducción

La ciguatera es una intoxicación producida por el consumo de peces contaminados con toxinas del tipo ciguatoxinas (CTX). Estas sustancias son moléculas hidrofóbicas de estructura poliéter producidas por el metabolismo de los peces vectores a partir de las gambiertoxinas (GTX) que, a su vez, son producidas por algunas especies del género *Gambierdiscus* (Yasumoto *et al.*, 1977; 1979; Lewis y Holmes, 1993). Al llegar al organismo, las CTX activan los canales de sodio aumentando la permeabilidad de este ion y depolarizando la célula, especialmente, las células nerviosas (Molgó *et al.*, 1990; Nicholson y Lewis, 2006).

La presencia de más sodio intracelular aumenta también el ingreso de agua causando edema en las células de Schwann y los axones (Allsop *et al.*, 1986). La intoxicación presenta dos fases, una aguda que comienza entre 30 min a 12 h después de haber ingerido los alimentos contaminados en la que prevalecen los síntomas gastrointestinales como la diarrea intensa y el vómito, que pueden llevar a la deshidratación severa y al choque (Arcila-Herrera *et al.*, 1988), así como síntomas cardiovasculares (bradicardia, hipotensión); y una fase crónica que puede durar varios días o semanas y tener eventos recurrentes hasta dos años después del evento de intoxicación (Dickey y Plakas, 2009). En la fase crónica prevalecen los síntomas neurológicos entre los que destacan las parestesias, disestesias, ataxias, cefalea y debilidad entre otros (Pearn, 2001). Las toxinas que causan la ciguatera son resistentes a la temperatura por lo que las diversas formas de preparación de la carne que implique su cocción no tienen un efecto sobre la actividad de estas moléculas (Abraham *et al.*, 2012).

La incidencia de la ciguatera a nivel mundial puede abarcar hasta 500,000 casos anuales (Fleming *et al.*, 1998; Lewis, 2001), aunque, por diversos factores, incluso esta cifra puede estar subestimada (Friedman *et al.*, 2017). En las islas del Pacífico Sur se registraron entre 1998 y 2008 un total de 39,677 casos (Skinner *et al.*, 2011), mientras que entre Puerto Rico e Islas Vírgenes pueden ocurrir entre 20,000 y 40,000 casos de ciguatera (Tosteson, 1995). A pesar que la tasa de mortalidad asociada a la ciguatera es baja, existen casos documentados de muerte por esta causa (Chan, 2016).

La ciguatera es considerada como endémica de las zonas tropicales (Dickey y Plakas, 2009), con mayor incidencia en los archipiélagos del Mar Caribe y Océano Pacífico, donde la fuente principal de proteínas proviene de los peces (Lewis y Ruff, 1993; Gatti *et al.*, 2008; Boucaud-Maitre *et al.*, 2018). En épocas recientes se han observado casos en sitios como Alemania, Francia y Canadá (Ho *et al.*, 1986; de Haro *et al.*, 2003; Mattei *et al.*, 2014) porque estos países se han vuelto importadores de peces para abastecer la demanda local (Mattei *et al.*, 2014). Por otra parte, la ciguatera representa un riesgo de imagen para los destinos turísticos pues son frecuentes los casos de intoxicación en turistas (Tester *et al.*, 2009).

La cuenca del Caribe, incluyendo la costa de Quintana Roo es una región considerada endémica para la ciguatera (Tosteson, 2004). Además de la costa del Caribe, México tiene en BCS otra región con incidencia de ciguatera (Lechuga-Deveze y Sierra-Beltrán, 1995; Núñez-Vázquez *et al.*, 1998). Las diferencias entre las características de la ciguatera en cada región recientemente han sido analizadas y discutidas por Núñez-Vázquez *et al.*, (2019).

En la costa del Caribe mexicano y de la costa norte de Yucatán es alta la incidencia de ciguatera, pero no hay un estudio que abarque globalmente la información disponible. Las causas de esta falta de información pueden variar, desde la relativa baja prevalencia de la ciguatera respecto a otras enfermedades de mayor prevalencia (por ejemplo, el dengue), o

porque al haber existido casos en turistas extranjeros, hay reticencia por parte de las autoridades para dar a conocer esta información.

Dado que el principal vector de la ciguatera es la barracuda, las autoridades de salud locales han determinado prohibir de manera permanente la comercialización al público y su consumo en restaurantes de esta especie. Sin embargo, su consumo por parte de las comunidades locales continúa a pesar de que conocen el riesgo de intoxicarse.

Este reporte revisa la información disponible sobre las intoxicaciones en el estado de Quintana Roo y analiza la percepción de diferentes grupos de la población respecto a este fenómeno.

Métodos

Obtención de información sobre los eventos de intoxicación

La información sobre los eventos de intoxicación se obtuvo mediante tres fuentes: la revisión en la literatura científica, los reportes de la Secretaría de Salud del estado y de la revisión de algunos expedientes clínicos.

Encuestas

Para conocer la percepción social de esta intoxicación en el estado se diseñaron encuestas con reactivos dicotómicos, abiertos y escalares y se aplicaron a tres grupos de población: pescadores, médicos y población en general. Las preguntas abarcan los siguientes tópicos: a) conocimiento sobre la ciguatera (síntomas, número de casos cercanos al entrevistado, especies vectores), b) captura y distribución de posibles vectores y c) conocimiento sobre datos clínicos (síntomas, número de casos, mortandades, tratamiento). Anexo 3 y 4.

Análisis estadístico

Se utilizó la prueba de χ^2 ($\alpha=0.05$) para determinar si el conocimiento sobre la ciguatera depende del grupo poblacional, el origen de los encuestados o su actividad laboral.

Resultados

La tabla 1 presenta los resultados del número de eventos de ciguatera registrados desde 1997 hasta 2017. Se hace referencia a 23 eventos de intoxicación con 262 casos registrados con mayor frecuencia en Cozumel e Isla Mujeres con 8 y 6 eventos respectivamente, aunque por número de casos Isla Mujeres es el sitio de mayor incidencia con más del doble de intoxicados que en Cozumel, mientras que en Tulum, Puerto Aventuras y Xcalak sólo se registró un evento (Fig. 1).

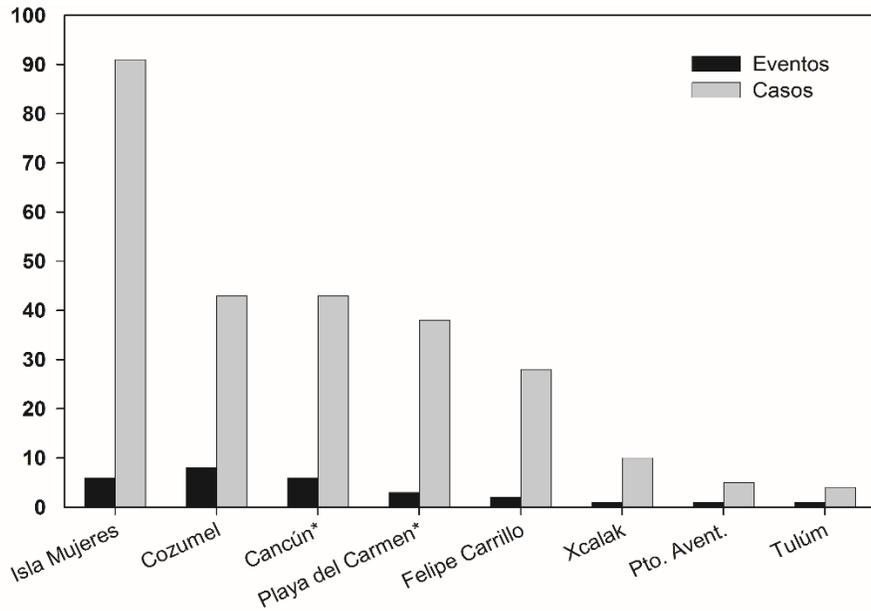


Figura 1. Eventos de intoxicación por localidad en Quintana Roo.

Los peces identificados como vectores de la intoxicación fueron la barracuda en 23 (82%) ocasiones mientras que en tres eventos se identificaron otras especies y en un par de ocasiones no se identificó a la especie vector (Fig. 2). En cuanto al número de casos, la barracuda fue responsable del 81%.

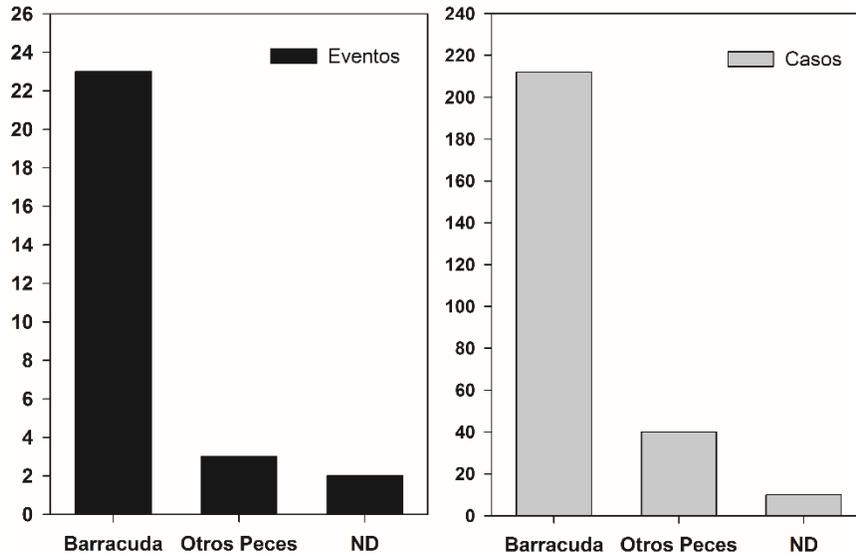


Figura 2. Frecuencia de los peces vectores en los eventos de ciguatera en Quintana Roo. A) Número de eventos. B) Número de casos.

Tabla 1. Casos de ciguatera en el estado de Quintana Roo

<i>Fecha</i>	<i>Sitio</i>	<i># Casos (H:M)</i>	<i>Vector</i>	<i>Origen Vector</i>	<i>Síntomas</i>	<i>Referencia</i>
1994 (julio 10)	Isla Mujeres	10 (5:5)	Barracuda	Isla Mujeres	1, 16, 2,4,5, 3, 15, 8, 17, 18	Arcila- Herrera 1998
1995(Jul/Ago)	Isla Mujeres	30 (14:16)	Barracuda	Isla Mujeres	1, 2, 3, 4, 6, 11, 17, 19, 20,	De Haro, 1997
1998	Isla Mujeres	3	Barracuda	Isla Mujeres	ND	
2001	Felipe Carrillo Puerto	4	Barracuda	Punta Herrero	ND	
2001	Cancún	2 (1:1)	Barracuda	Cancún	1, 2, 3, 4, 6, 19,	Farstand y Chow 2001
2002	Cancún	13	Barracuda	Puerto Juárez	ND	
2004	Felipe Carrillo Puerto	24	Barracuda	ND	ND	
2005	Playa del Carmen	6	Barracuda	ND	ND	
2006	Cancún	8	Barracuda	ND	ND	
2006	Isla Mujeres	9	Barracuda	Isla Mujeres	1, 2, 21	DC
2006	Cozumel	10	Barracuda	Cozumel	ND	
2006	Cozumel	5	Barracuda	Cozumel	1, 2, 21	DC
2007	Cozumel	13	Barracuda	Cozumel	1, 11, 3, 5, 2, 10	DC
2008	Cozumel	2	Barracuda	Cozumel	1, 21	DC
2008	Cozumel	5	Barracuda	Cozumel	ND	
2009	Isla Mujeres	12 (12:0)	Barracuda	Isla Mujeres	1, 2, 3, 4, 11, 12, 21	DC
2009	Cozumel	2	Barracuda	Cozumel	ND	
2009	Cancún	4	ND	ND	ND	
2010	Cozumel	3	Wahoo	ND	ND	
2010	Puerto Aventuras	5 (2:3)	Barracuda	ND	1, 2, 3, 4	DC
2010	Cancún	10(4:8)	Coronado	ND	1, 2, 3, 4, 6, 11	DC
2011 (Agosto 26)	Isla Mujeres	27 (14:13)	Cubera	Isla Mujeres	ND	
2011 (Agosto 11)	Playa del Carmen	29	Barracuda	Progreso, Yuc.?	ND	
2012 (Marzo 28)	Playa del Carmen	3	Barracuda	Majahual	1, 2, 3, 4, 16, 6	NB
2013 (Mayo 28)	Tulum	4 (4:0)	Barracuda	Tulum	4, 3, 14, 15	NB
2013 (Marzo 10)	Cozumel	3 (2:1)	Barracuda	Cozumel	1, 12, 5, 4, 3, 13, 7,	NB
2014 (Agosto 04)	Cancún	6 (3:3)	ND (postas)	Puerto Morelos	3, 15,	Nota Inf. JS#2
2017 (Abril 26)	Xcalak	10	Barracuda	Xcalak		Nota per.

Síntomas: 1) Diarrea, 2) Vómito, 3) Parestesia, 4) Dolor abdominal, 5) Nausea, 6) Cefalea, 7) Diaforesis, 8) Prurito, 9) Mareo, 10) convulsión, 11) Mialgia, 12) Escalofríos, 13) Presias, 14) Debilidad, 15) Disnea, 16) Hip. al frío, 17) Artralgias, 18) Visión borrosa, 19) Astenia, 20) Disfagia, 21) Deshidratación, 22) Fiebre.

Percepción social sobre la ciguatera

Se aplicaron 139 encuestas a diferentes sectores de la población (Tabla 2, Fig. 3).

Tabla 2. Número de encuestas aplicadas a cada sector objetivo de la población.

Localidad	Pescadores	Médicos	Población general	Total
Isla Mujeres	41	9	13	63
Cozumel	16	8	22	46
Puerto Morelos	28	2	0	30
Total	85	19	35	139

De las 139 entrevistas realizadas a pescadores y población en general, 85% de las personas ha oído hablar sobre la enfermedad y 79% conoce tanto la causa de la intoxicación como su sintomatología.

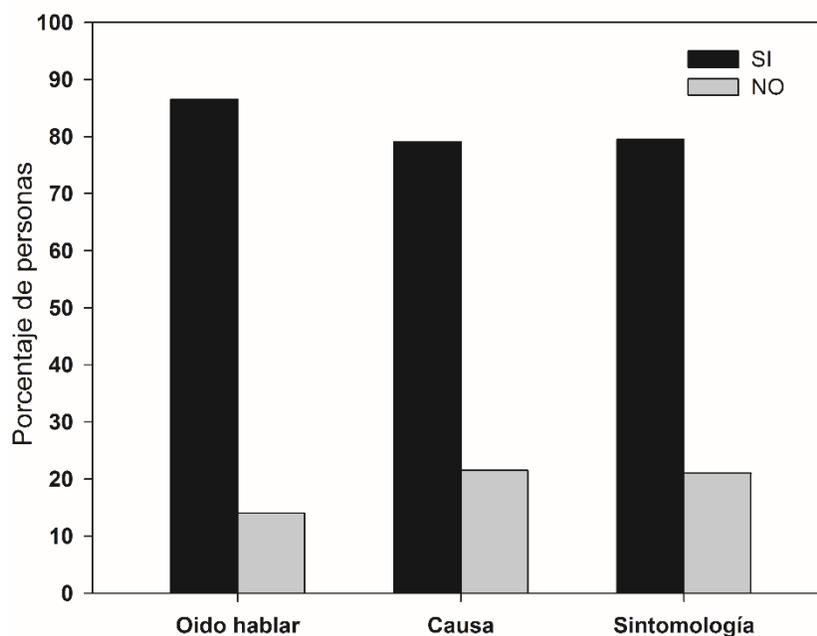


Figura 3. Porcentaje de personas que han oído hablar de la ciguatera, que conocen qué la causa y los síntomas.

La prueba de X^2 demostró que el conocimiento sobre la ciguatera, sus causas y sus síntomas no dependen de la edad de las personas ($p > 0.05$). Sin embargo, el conocimiento sobre casos de intoxicación y el organismo vector sí mostraron relación con la edad ($p < 0.05$). Esto se aprecia en la figura 4, donde los grupos con porcentajes más altos en las tres variables son los de 50-59 años y más de 60 años, mientras que el primer grupo de 18-29 años es el que menos conoce sobre la enfermedad.

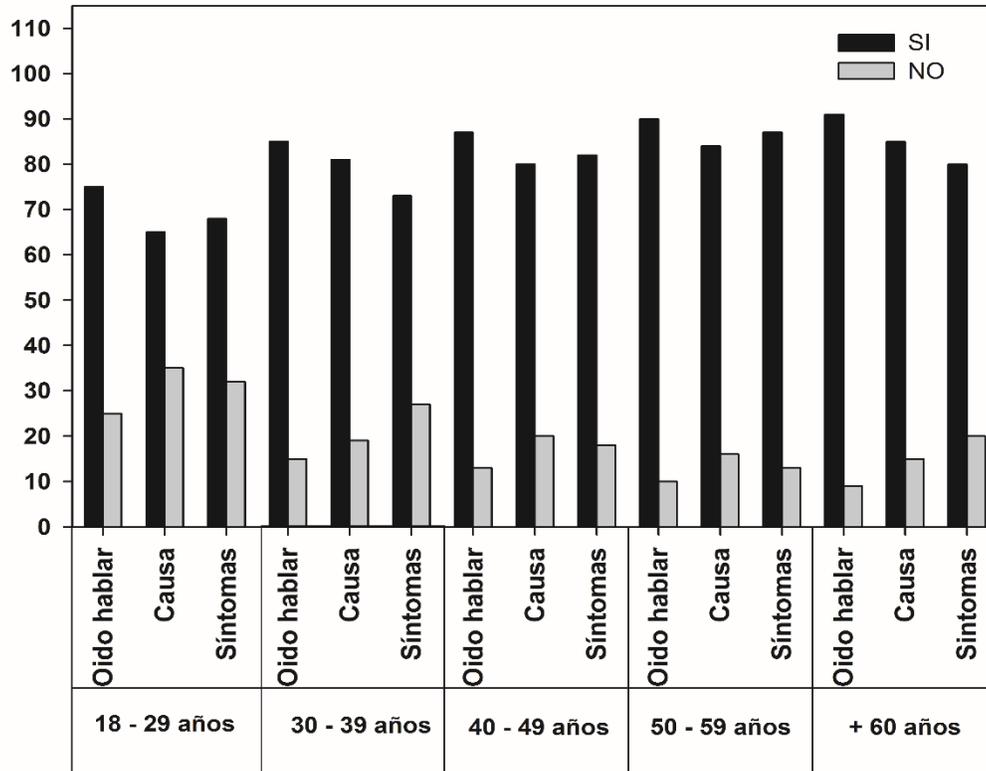


Figura 4. Porcentaje de personas que han oído hablar de la ciguatera, que conocen qué la casa y los síntomas, divididos por grupo de edad.

Si se toma la localidad como variable predictora, la prueba de X^2 demuestra que existe una relación significativa entre esta variable y las anteriormente descritas ($x^2=16.21$, $p<0.001$; $x^2=16.14$, $p<0.001$; $x^2=15.54$, $p<0.001$; $x^2=20.85$, $p<0.001$; $x^2=25.0$, $p<0.001$, respectivamente), lo que significa que el lugar de residencia influye en el conocimiento general de las personas a cerca de la ciguatera. En la figura 5 se observa que los pobladores de Isla Mujeres tienen más conocimiento sobre la ciguatera en comparación con los de Cozumel y Puerto Morelos.

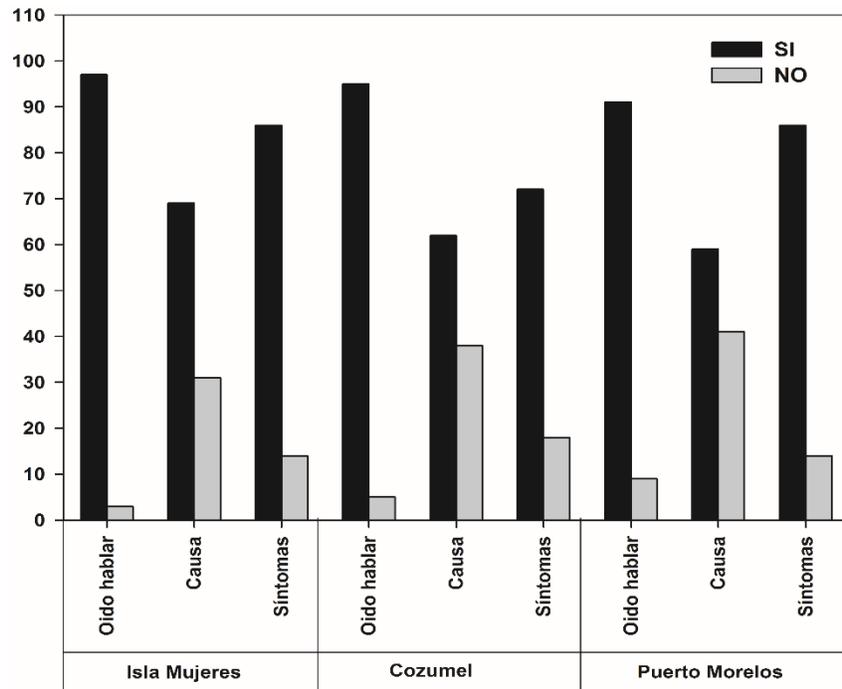


Figura 5. Porcentaje de personas que han oído hablar de la ciguatera, que conocen qué la causa y los síntomas, divididos por localidad.

El 55% de las personas que dijeron conocer la causa de la intoxicación (n=95) señalaron a la barracuda como responsable, el otro 45% hizo referencia al consumo de pescado contaminado, pero sin mencionar alguna especie en particular (Figura 6).

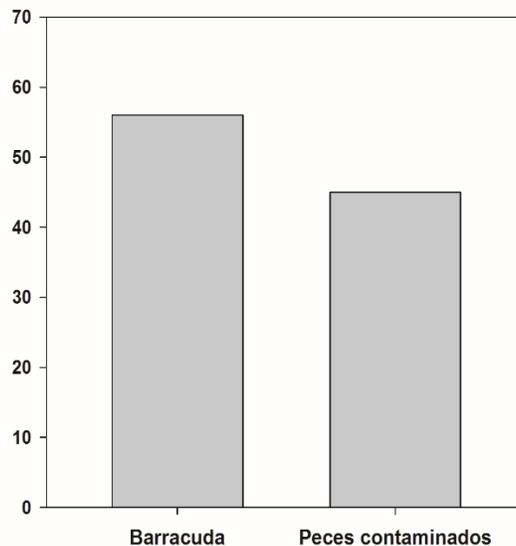


Figura 6. Porcentaje de factores causantes de la ciguatera de acuerdo a las 95 personas entrevistadas.

En cuanto a los posibles vectores de la ciguatera, el 81% de las personas (n=59) mencionó a la barracuda, 44% al coronado, 32% al dorado, 22% al cazón, 18% la cubera, 15% al mero y 8% al abadejo. Otras especies como la cherna, el cubano, la mojarra, los cirujanos, el esmedregal, el pargo, el jurel, la sierra, el escochín y la cojinuda, entre otras, también fueron mencionados, pero en menor porcentaje (>5%) (Figura 7).

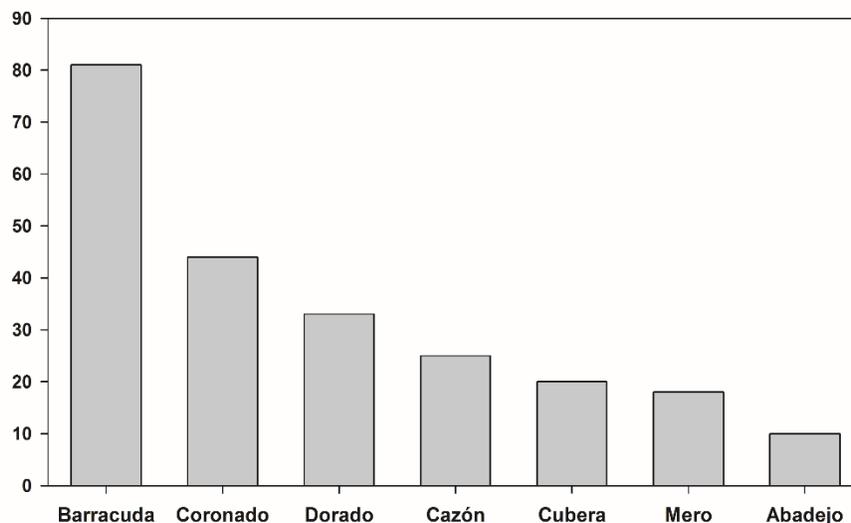


Figura 7. Porcentaje de especies reconocidas como posibles vectores de la ciguatera.

Síntomas

Se identificaron 41 síntomas diferentes de ciguatera. Los síntomas más comunes fueron los gastrointestinales: diarrea (77%) y vómito (71%) (fig. 8). También fueron identificados los signos neurológicos como las parestesias (entumecimientos de labios, lengua y pies), mareo, temblores y dolor de cabeza. No obstante, el sangrado y la temperatura no se consideran síntomas de la ciguatera. De hecho, la temperatura es una respuesta a las infecciones parasitarias y no está presente en esta intoxicación. La hipersensibilidad al frío y la hipotermia si son síntomas asociados a la intoxicación. De lo anterior se desprende que dentro de lo que las personas conocen como ciguatera puede haber una gama de enfermedades de diferente origen cuyo único punto en común es el consumo de pescado.

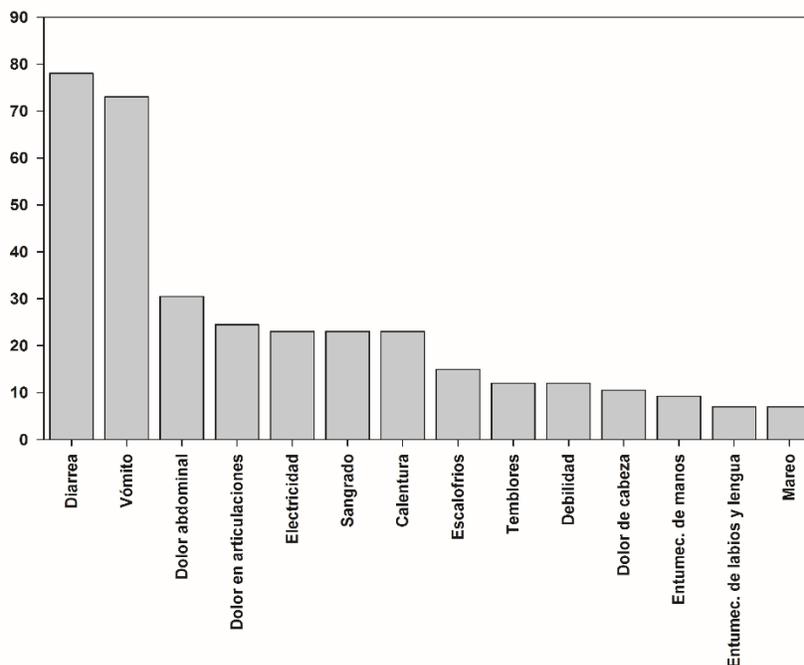


Figura 8. Síntomas más frecuentes de la ciguatera mencionados por las personas entrevistadas.

Discusión

La información mostrada en la tabla 1 debe de tomarse con reservas en cuanto a que difícilmente refleja la verdadera dimensión de la ciguatera en el estado de Quintana Roo. Lo anterior no es privativo de esta región. A nivel mundial una de las características de este padecimiento es justamente su subestimación (Dickey y Plakas, 2003). En lugares donde existen importantes comunidades pesqueras como Tulum y Xcalak solo contribuyen con un caso al análisis epidemiológico lo cual no es lógico dado que el consumo de barracuda está muy arraigado en estas comunidades.

Las características clínicas de la ciguatera en las costas del Caribe mexicano son complejas aunque los reportes coinciden en que la severidad de los síntomas está relacionada con la dosis (de Haro *et al.*, 1997; Arcila-Herrera *et al.*, 1998). De los tres eventos documentados en la literatura médica de intoxicaciones en el Caribe mexicano se puede analizar la evolución de 42 casos. En todos ellos, el vector fue la barracuda. En 1994 treinta pacientes fueron hospitalizados en Francia, se intoxicaron algunas horas previas a su vuelo por consumir barracuda en Isla Mujeres (de Haro *et al.*, 1997). En otro evento, diez pacientes intoxicados en Isla Mujeres en 1994 fueron atendidos en Cancún y se les dio seguimiento durante 34 meses en Mérida (Arcila-Herrera *et al.*, 1998). Dos pacientes más intoxicados en Cancún fueron observados durante semanas en EU antes de tener un diagnóstico (Farstad y Chow, 2001). En la mayoría de los casos los pacientes sufrieron diarrea severa durante las primeras 12 horas después de haber ingerido el pescado, tras lo cual, pasaron una fase crónica constituida por síntomas neurológicos. Entre estos, las parestesias y la hipersensibilidad al frío fueron recurrentes. En un par de pacientes se produjo dolor púbico o durante la eyaculación durante actividades sexuales. En los casos más severos los síntomas persistieron hasta después de 7 meses.

El manitol intravenoso fue el tratamiento de los casos más severos de intoxicación (de Haro *et al.*, 1997), mientras que en los dos últimos casos no hubo tratamiento pues el diagnóstico de ciguatera tardó cinco semanas (Farstad y Chow, 2001). En varios pacientes los síntomas fueron recurrentes después del consumo de pescado o alcohol (de Haro *et al.*, 1997; Farstad y Chow, 2001)

En los estudios de brote realizados por la Secretaría de Salud del estado de Quintana Roo, la evolución de los síntomas es semejante. Por ejemplo, la descripción textual de tres casos de ciguatera acontecidos en Playa del Carmen demuestra de forma consistente la fase aguda de la intoxicación cuya gravedad del cuadro clínico ameritó la hospitalización de los pacientes: *Se trata de un masculino de 21 años y femenina de 24 que refieren haber comprado pescado en Majahual, lo conservan en casa y se consume el día 26. Un día después, inician con diarrea líquida, 10 evacuaciones en 24 h, vómitos hasta en 4 ocasiones, dolor tipo cólico, parestesias en miembros inferiores, superiores y en la cara, y sensación de hipotermia. Fueron ingresados el día de ayer por la noche al servicio de urgencias, tratados los síntomas y egresados hoy por la mañana con mejoría.* Un segundo caso: *Un masculino de 28 años, refiere haber consumido mojarra traída de Tulum ayer a las 19 hrs, a los 20 min inicia con evacuaciones diarreicas en 4 ocasiones y aproximadamente 20 vómitos, dolor tipo cólico, sensación de entumecimiento en lengua y parestesias de miembros superiores, se ingresa a urgencias y se egresa hoy por la mañana con mejoría. Se toman muestra de orina y se realiza estudio de caso.*

En otro evento acontecido en Tulum, el reporte de brote señala una fase aguda dominada por los síntomas neurológicos: *Cuatro pescadores de la localidad de Tulum ingieren barracuda pescada por ellos mismos. Posterior a la ingesta, aproximadamente dos horas después*

inician con dolor abdominal, parestesias, debilidad en miembros inferiores y dificultad respiratoria por lo que son ingresados en la Unidad Hospitalaria y se notifica de inmediato a la Jurisdicción Sanitaria. Uno de los pacientes es ingresado por deshidratación, tratado con manitol y egresado un día después.

Como se puede apreciar, los trastornos asociados a la ciguatera implican la incapacitación temporal de los pacientes por al menos un día o dos en los que son tratados del cuadro de deshidratación. El número medio de días de incapacitación multiplicado por el salario medio en cierta región y por el número de casos de ciguatera es la fórmula que algunos autores han definido para estimar las pérdidas económicas asociadas a esta enfermedad. Anderson *et al.* (2000) consideran que la ciguatera es, entre todas las afectaciones causadas por algas nocivas la que mayores pérdidas económicas causa en los territorios de los EU. Según estimaciones conservativas de estos autores, la ciguatera representa pérdidas de entre 17 y 24 mdd cada año.

En México no existen estimaciones de las pérdidas económicas asociadas a la intoxicación y su cálculo no puede ser tan sencillo dado que el elemento de intoxicación en turistas añade el pago de seguros y todas las externalidades asociadas a los brotes de ciguatera.

Entre varios de los pescadores entrevistados existe la suposición de que los meses o la época del año en que las barracudas son más susceptibles de tener CTX son durante mayo a agosto, es decir “los meses sin r”. Esta creencia también es compartida por autoridades del sector salud del estado. Los datos de la tabla 1 muestran (de donde se tienen datos) que la intoxicación de los turistas franceses y los de Mérida sucedieron entre julio y agosto de 1994 y 1995. Asimismo, dos intoxicaciones masivas que afectaron a 46 personas sucedieron en agosto de 2011. En Puerto Rico, Tosteson (1988) determinó que era más frecuente encontrar barracudas tóxicas en los periodos de enero a mayo y agosto a noviembre, siendo menor en junio, julio y diciembre. En un trabajo posterior (Tosteson, 2004), determinó que el patrón de estacionalidad observado entre 1985-1988 no se reprodujo en el periodo de 1999-2000 cuando la incidencia de barracudas tóxicas fue aleatoria y atribuyó estos resultados al incremento de periodos de elevada temperatura del mar en la región del Caribe. En Cuba, una región más cercana a la costa, un estudio realizado para la Provincia Ciego de Ávila reportó que, de 43 brotes de ciguatera, 22 se registraron en el periodo de julio a septiembre (Suárez Hernández *et al.*, 2001). Otro estudio realizado en un hospital de La Habana amplía la temporada más riesgosa de abril a septiembre (Maya Enteza, *et al.*, 2007).

Aunque las autoridades sanitarias el estado de Quintana Roo hayan prohibido la comercialización de la barracuda en el estado, su consumo es continuo en todo el litoral. Varias de las intoxicaciones se han debido al consumo de barracuda cuya identidad no es evidente porque se vende en forma de postas (pescado cortado en secciones transversales de unos 5 cm de espesor). Esta forma de vender el pescado permite esconder su origen a los inspectores de salud, y aunque es ilegal, sustenta un mercado negro que opera en varios sitios del estado. Las postas fritas de barracuda se comercializan en pequeños negocios que son accesibles a la población con menores recursos y constituye para ellos una fuente importante de proteínas. En la figura 8 se observa una barracuda en una pescadería de Playa del Carmen. Con el incremento poblacional del estado también se incrementa la demanda de pescado fresco, y con ello, la comercialización de la barracuda como producto de bajo costo, sobre todo en temporada de cuaresma.

La barracuda también es una especie de pesca deportiva. Muchas embarcaciones pequeñas que brindan viajes turísticos ofrecen también la posibilidad de pescar durante el trayecto. Uno de los peces que más se captura por el método de *troleo* (caña de pescar desde una

embarcación en marcha) es la barracuda, que casi siempre es preparada por la tripulación para consumo de los turistas.



Figura 8. En el panel superior se observa la nota del periódico Por Esto de Quintan Roo del 21 de marzo de 2015 sobre el incremento de la demanda de pescado en semana santa. En la foto que acompaña el reportaje se observa una barracuda (óvalo rojo) siendo troceada para su venta. En el panel inferior se aprecia el producto de un día de pesca constituido por barracudas. En lugares como Isla Mujeres donde la incidencia de ciguatera puede ser la más alta en todo el estado poca gente desprecia el consumo de esta especie (Foto cortesía del Sr. Ramón Guerrero)

Conclusiones

Entre 1994 y 2010 se pudieron documentar 28 eventos de intoxicación con 262 personas afectadas. La cantidad de personas intoxicadas en cada evento varió de una a 30. Isla Mujeres y Cozumel son los sitios donde más eventos han ocurrido, con 6 y 8 casos respectivamente. Los datos clínicos sugieren que existe una fase aguda de la intoxicación dominada por síntomas gastrointestinales como la diarrea y el vómito que en casos graves ameritan la hospitalización de las personas. La fase crónica de la enfermedad puede durar varias semanas y existir recurrencia de los síntomas al consumir de nuevo pescados o alcohol.

En los sitios donde se realizaron las colectas existe el conocimiento de la intoxicación, los vectores y los síntomas que produce. El conocimiento es mayor en Isla Mujeres y entre la población mayor a 40 años.

Los datos sobre la intoxicación en el Caribe sugieren que hay una estacionalidad entre abril y septiembre, probablemente más cargada hacia los últimos meses.

El consumo del primer vector involucrado en la ciguatera, la barracuda tiene una amplia aceptación entre los consumidores aunque en muchas otras ocasiones las personas no conocen el origen de la carne que compran.

Dado que la barracuda es el principal vector de ciguatera y su consumo está muy extendido en la población, es muy posible que sigan existiendo intoxicaciones.

Se recomienda una campaña amplia de concientización sobre la ciguatera en Quintana Roo, así como la obtención de estimadores de su impacto económico y social.

Referencias

- Abraham, A., Lester, E. L. E., Granade, H. R., Plakas, S. M. y R. W. Dickey. 2012. Caribbean ciguatoxin profile in raw and cooked fish implicated in ciguatera. *Food Chemistry*, 131,192-198.
- Allosp, J. L., Martini, L., Lebris, H., Pollard, J., Walsh, J. y S. Hodkinson. 1986. Neurological symptoms and signs of ciguatera. Three cases with neurophysiological study an one biopsy. *Revue Neurologique*, 142, 590-597
- Anderson, D.M., Hoagland, P., Kaoru, Y., y A. W. White. 2000. Estimated Annual Economic Impacts from Harmful Algal Blooms HABs in the United States. Woods Hole Oceanographic Inst. Tech. Rept., WHOI 2000-11, 99 pp.
- Arcila-Herrera, H., Castello-Navarrete, A., Mendoza-Ayora, J., Montero-Cervantes, L., González-Franco, M. y O. W. Brito-Villanueva. 1998. Diez casos de ciguatera en Yucatán. *Revista de Investigación Clínica*, 50, 149-152.
- Boucaud-Maitre, D., Vernpux, J-P., Pelczar, S., Duadens-Vaysse, E., AUbert, L., Boa, S., Ferraci, S. y R. Grnier. 2018. Incidence and clinical characteristics of ciguatera fish poisoning in Guadeloupe (French West Indies) between 2013 and 2016: a retrospective of cases-series. *Scientific Reports*, 8, 3090.
- de Haro, L.; Hayek-Lanthois, M.; Joossen, F.; Affaton, M-F.; Jouglard, J. 1997. Intoxication collective ciguaterique apres ingestion d´ un barracuda au Mexique: deductions pronostique et therapeutique. *Médecine Tropicale*, 57, 55-58.
- de Haro, L., Pommier, P. y M. Valli. 2003. Emergence of imported ciguatera in Europe: report of 18 cases ot the Poison Control Center of Mairselle. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 42(7), 927-939
- Dickey, W. R. y S. M. Plakas. 2009. Ciguatera: a public health perspective. *Toxicon*, 56(29), 123-136.

- Chan, T. Y. K. 2016. Characteristic features and contributory factors in fatal ciguatera fish poisoning –Implications for prevention and public education. *American Journal of tropical Medicine and Hygiene*, 94(4), 704-709.
- Farstad, D.J.; Chow, T. 2001. A brief case report and review of ciguatera poisoning. *Wilderness and Environmental Medicine*, 12, 263-269.
- Fleming, L. E., Baden, D. G., Bean, J. A., Weisman, R. y D. G. Blythe. 1998. Seafood Toxin Diseases: Issues in Epidemiology and Community Outreach; Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. Galicia, España, p 245-248.
- Friedman, M. A., Fernandez, M., Backer, L. C., Dickey, R. W., Bernstein, J., Schrank, K. et al. 2017. An updated review of ciguatera fish poisoning clinical, epidemiological, environmental, and public health management. *Marine Drugs*, 15(72):1-41
- Gatti, C., Oelher, E. y A. M. Legrand. 2008. Severe seafood poisoning in French Polynesia: A retrospective analysis of 129 medical files. *Toxicon* 51(5), 746-753.
- Ho, A. P. E., Fraser, I. M. y E. Todd. 1986. Ciguatera poisoning: a report of three cases. *Annals of Emergency Medicine*, 15(10), 1225-1228.
- Lechuga-Deveze, C. H. y A. P. Sierra-Beltrán. 1995. Documented case of ciguatera on the Mexican Pacific coast. *Natural Toxins*, 3(6), 415-418.
- Lewis, R. J. 2001. The changing face of ciguatera. *Toxicon*, 39, 97-106
- Lewis, R. J. y T. A. Ruff. 1993. Ciguatera: ecological, clinical and socioeconomic perspectives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 23, 137-156.
- Lewis, R. J. y M. J. Holmes. 1993. Origin and transfer of toxins involved in ciguatera. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 106(3), 615-628.
- Mattei, C., Vetter, I., Eisenblätter, A., Krock, B., Ebbecke, M., Desel, H. y K. Zimmermann. 2014. Ciguatera fish poisoning: A first epidemic in Germany highlights an increasing risk for European countries. *Toxicon*, 91, 76-83.
- Maya Etenza, C. M., Martín Labradir, M. y M. Monteagudo Torres. 2007. Intoxicación por ciguatera. Estudio de 227 pacientes durante el periodo 1999 al 2005. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 45(2),
- Molgó, J., Comella, J. X. y A. M. Legrand. 1990. Ciguatoxin enhances quantal transmitter release from frog motor nerve terminals. *British Journal of Pharmacology*, 99(4), 695-700.
- Nicholson, G. M. y R. J. Lewis. 2006. Ciguatoxins: cyclic polyether modulators of voltage-gated ion channel function. *Marine Drugs*, 4, 82-118.
- Núñez-Vázquez, E., Sierra-Beltrán, A., Cruz-Villacorta, A. y J. L. Ochoa. 1998. Ciguatoxins on Serranidae and Lutjanidae fish of Baja California Sur, Mexico. *Toxicon*, 36, 1224.
- Núñez-Vázquez, E., Almazán-Becerril, A., López-Cortés, D. J., Heredia-Tapia, A., Hernández-Sandoval, F. E., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Gárate-Lizárraga, I., García-Mendoza, E., Salinas-Zavala, C. A. y A. Cordero-Tapia. 2019. Ciguatera en Mexico from 1984 to 2003. *Marine Drugs*, 17(1), 13.
- Pearn, J. 2001. Neurology of ciguatera. *Journal of Neurology, Neurosurgery, and Psychiatry*, 70, 4-8.
- Skinner, M. P., Brewer, T. D., Johnstone, R., Fleming, L. E. y R. J. Lewis. 2011. Ciguatera fish poisoning in the Pacific Islands (1998 to 2008). *PLoS Neglected Tropical Disease*, 5(12): e1416.
- Suárez Hernández, M., Arteaga Aguilar, M. E., Méndez Achón, J. C., Cortés Ferrer, J. y R.

- Blanco Rojas. 2001. Epidemiología de la ciguatera en 16 años de estudio en la provincia de Ciego de Ávila. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología* 39(3), 164-171
- Tester, P. A., Feldman, R. L., Nau, A. W., Faust, M. A. y R. W. Litaker. 2009. Ciguatera fish poisoning in the Caribbean. *Smithsonian Contributions to the Marine Science*, 38, 301-311.
- Tosteson, T. R., Ballantine, D. L. y H. D. Durst. 1988. Seasonal frequency of ciguatoxic barracuda in Puerto Rico. *Toxicon*, 26(9), 795-801.
- Tosteson, T. R. 1995. The diversity and origins of toxins in ciguatera fish poisoning. *Puerto Rico Health Science Journal*, 14, 117-129
- Tosteson, T. R. 2004. Caribbean ciguatera: a changing paradigm. *Revista de Biología Tropical*, 52(Suppl. 1), 109-113.
- Yasumoto, T., Nakajima, I., Bagnis, R. y R. Adachi. 1977. Finding a dinoflagellate as a likely culprit of ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 43,1021-1026.
- Yasumoto, T., Inoue, A., Bagnis, R. y M. Garcon. 1979. Ecological survey on a dinoflagellate possibly responsible for the induction of ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45,395-399.

Anexo 3.



Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) -Unidad de Ciencias del Agua
RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN CIGUATERA – ENCUESTA A PESCADORES

Localidad	<input type="text"/>	Coordenadas	Lat.
Fecha	<input type="text"/>		Long.
Encuestador	<input type="text"/>	Cuestionario	Núm.

El cuestionario es de carácter anónimo, toma 10 minutos de su tiempo y la información generada será usada con fines de estudio. Por favor marque sólo una respuesta para cada pregunta.

- ¿Ha oído sobre la ciguata o ciguatera? 1 Si 2 No
- ¿Sabe a qué se debe este padecimiento? 1 Si 2 No
- ¿Conoce qué síntomas o reacciones produce la ciguata? 1 Si 2 No
- ¿Algún familiar, amigo o conocido suyo ha padecido ciguatera? 1 Si 2 No
- ¿Aproximadamente cuántas personas fueron? _____ ¿En qué lugar? _____
- ¿Acudieron a algún servicio de salud*? 1 Si 2 No No sabe
*Médico, Clínica, Hospital. Curandero y/o hierbero (medicina tradicional)
- ¿Sabe que pescado ingirió el enfermo? 1 Si 2 No
 Especificar (nombre común) _____
- ¿Sabe cómo reconocer a los peces que pueden producir ciguata? 1 Si 2 No
- ¿Pesca alguna de las especies responsables de la ciguata? 1 Si 2 No
- ¿Sabe en qué época es más común la ciguata? 1 Si 2 No _____
- ¿Cuál es la mejor temporada de pesca para usted? Marque con "X" el mes o los meses:

1) Ene	2) Feb	3) Mar	4) Abr	5) May	6) Jun	7) Jul	8) Ago	9) Sep	10) Oct	11) Nov	12) Dic
<input type="checkbox"/>											

- ¿Qué especies captura? _____
- ¿Cuál es el destino para la mayor parte de esa captura?

<input type="checkbox"/> 1 Consumo en mi hogar	<input type="checkbox"/> 2 Vendo directamente al público
<input type="checkbox"/> 3 Vendo en cocinas / mercados locales	<input type="checkbox"/> 4 Vendo a intermediarios
<input type="checkbox"/> 5 Otro (especifique)	

- ¿Aproximadamente cuántos kilos de pescado captura por viaje de pesca?

Temporada baja			Temporada alta		
kg / viaje	Viajes / día	Días trabajados / mes	kg / viaje	Viajes / día	Días trabajados / mes
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

- ¿A qué precio le pagan el kilo de pescado? (Valores expresados en moneda nacional)

	Temporada baja		Temporada alta	
	Lo mínimo (\$)	Lo máximo (\$)	Lo mínimo (\$)	Lo máximo (\$)
Especie A	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Especie B	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

- Sexo: 1) Masculino 2) Femenino
- Edad: 1) 18-29 años 2) 30-39 años 3) 40-49 años
 4) 50-59 años 5) Mayor a 60 años
- ¿Cuenta con servicio médico (IMSS o seguro popular)? 1) Si 2) No

Anexo 4.



Centro de Investigación Científica de Yucatán
Unidad Ciencias del Agua

Encuesta para Médicos del Estado de Quintana Roo sobre la intoxicación de la Ciguatera

Fecha: _____

Centro de Salud: _____

Cargo: _____

1. ¿Cuánto tiempo lleva ejerciendo en el estado de Quintana Roo?
a) 1-6 meses b) 7 -12 meses c) 1 -5 años d) 6 años o más

2. ¿Ha escuchado sobre la intoxicación de la Ciguatera?
a) Si b) No

3. ¿Sabe cuáles son sus síntomas?
a) Si b) No
Si su respuesta es SI, ¿Cuáles son? _____

4. ¿Conoce el origen de esta enfermedad?
a) Si b) No
Si su respuesta es SI, podría explicar: _____

5. ¿ Ha contado con pacientes con diagnóstico de ciguatera?
a) Si b) No
Si su respuesta es SI, ¿Cuántos han sido? _____

6. ¿Qué prescripción realiza para esta enfermedad?

7. ¿Aproximadamente cuánto dura el paciente en recuperarse de esta enfermedad?
a) 1 semana b) 1 mes c) Mas de 1 mes

8. ¿Tiene conocimiento de que o quien ocasiona esta enfermedad?
a) Si b) No
Si su respuesta es SI, explique _____

9. ¿Sabe sobre un caso de mortalidad por la enfermedad de la ciguatera?
a) Si b) No
Si su respuesta es SI, ¿Cuándo fue y en dónde? _____

Análisis de la presencia de ciguatoxinas en el pez león del norte del Caribe mexicano

Resumen

Una de las acciones más importantes para ayudar a combatir la invasión del pez león en el Atlántico Norte fue la promoción de su carne para consumo humano. Pescadores y restauranteros observaron que este nuevo platillo era bien recibido por los comensales, no sólo por su carácter de exótico sino por la gran calidad de su carne. La introducción de este nuevo recurso en el mercado, la iniciación de una pesquería artesanal y los beneficios sociales derivados de su consumo se confrontaron con la posibilidad de que la carne del pez león estuviera contaminada con ciguatoxinas. Estudios recientes han ratificado la presencia de CTX en tejidos de pez león, pero coinciden en que hay variabilidad geográfica en la distribución de los peces tóxicos tanto a nivel de la Cuenca del Caribe como en regiones particulares. En México, como en otros países, el pez león se ha sumado a las especies explotadas por las pesquerías ribereñas, pero no se conoce el riesgo potencial de intoxicaciones por ciguatoxinas asociadas al consumo de esta especie. Con objeto de generar conocimiento y recomendaciones sobre su consumo, se analizaron 67 organismos, 44 especímenes de *Pterois volitans* y 23 de *Sphyrna barracuda* provenientes del Parque Nacional Isla Contoy, Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos y en la zona de influencia del Área de Protección de Fauna y Flora Isla de Cozumel para determinar la presencia de ciguatoxinas a partir de bioensayos en ratones. De los peces león se analizó el tejido muscular únicamente mientras que de la barracuda se analizaron también algunas muestras de hígado, vísceras y gónadas. Treinta individuos de pez león (68%) y trece de barracuda (57%) resultaron positivos para la presencia de ciguatoxinas en tejido muscular. No obstante, las concentraciones en pez león fueron subletales en todos los casos positivos mientras que sólo dos fueron letales en el músculo de la barracuda (>5 UR). En el caso del pez león se encontró un mayor número de muestras positivas en el norte y menor en el sur: 86% en Isla Contoy, 61% en Puerto Morelos y 46% en Cozumel. No se encontró una relación entre la toxicidad y la talla de los organismos en ninguna de las especies. Los resultados sugieren que al menos la mitad de los individuos pueden contener niveles subletales de CTX independientemente del lugar en que se encuentren, pero el riesgo de incorporar CTX puede ser mayor en el norte de la costa de Quintana Roo.

Introducción

El análisis de ciguatoxinas para conocer el nivel de toxicidad de las especies de peces explotadas comercialmente es la principal acción preventiva en los sitios donde la intoxicación por ciguatera es endémica. Las familias de peces Lutjanidae, Carangidae, Serranidae y Sphyraenidae son las que con mayor frecuencia se monitorean en estas zonas (Loeffler *et al.*, 2018) ya que son también sujetos a explotación pesquera. Recientemente, el análisis de CTX en tejidos de pez león también se ha sugerido como una forma de identificar los sitios donde se hallan los peces con más posibilidades de contener estas toxinas.

En 2010, la FDA reportó el hallazgo de concentraciones de CTX en peces león. Estos resultados los dio a conocer la página del programa Sea Grant de la Universidad de Florida (<https://www.flseagrant.org/news/2013/11/lionfish-safe-eat/>). El comunicado de Sea Grant especificaba que, con base en estos resultados, la FDA habría incluido al pez león en la lista de peces que pueden causar ciguatera, aunque en dicho documento no aparece el nombre del pez león asociado a ningún riesgo sanitario, aunque recomendaba, que debido a que las zonas endémicas de ciguatera están localizadas, los procesadores primarios de productos marinos deberían reconocer y evitar la compra del pez león en las áreas reconocidas como ciguatoxigénicas (FDA, 2013).

El estudio mencionado por Sea Grant fue publicado en 2014 (Robertson *et al.*, 2014). En él se analizaron 153 peces recolectados entre 2010 y 2011 en las Islas Vírgenes. En el 40% se encontraron concentraciones de la ciguatoxina del Caribe (C-CTX-1) y el 12% excedía el nivel de 0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ establecido como límite por la guía de la FDA. Los valores medios reportados fueron $0.19 \pm 0.06 \mu\text{g}/\text{kg}$ con un máximo de 0.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Estos resultados sugirieron un riesgo potencial de contraer ciguatera por el consumo del pez león en la región. Posteriormente, Soliño *et al.* (2015) reportaron la presencia de CTX en peces león capturados en las Antillas Francesas, en las Islas de Guadalupe, San Martín y San Bartolomé. Según el reporte, el 49% de los peces capturados en San Bartolomé demostraron actividad a la CTX. De este porcentaje, el 40% tuvo concentraciones >0.1 ppb. Finalmente, Hardison *et al.* (2018) realizaron una evaluación de CTX en tejidos de 293 peces león colectados en toda la cuenca del Caribe y el Golfo de México entre 2012 y 2015. Sus resultados mostraron que la más alta incidencia de CTX corresponde a la región este y centro del Caribe: 53% de los casos positivos fueron de Islas Vírgenes y 5% de los Cayos de Florida. Sólo el 0.7% de los casos tuvo concentraciones mayores a 0.1 ppb C-CTX-1 eq. Este último trabajo tomó una muestra de 15 peces león de la costa del Caribe Mexicano, de los cuales, ninguno de ellos dio positivo para los métodos de detección utilizados.

La evaluación de la toxicidad de la CTX en peces león reviste una importancia especial dada su condición de especie invasora. Históricamente se han evaluado varias especies de peces comestibles en el Caribe por su involucramiento en eventos de ciguatera. La mayor parte de este esfuerzo se ha realizado en las Antillas Menores y Puerto Rico (Toteson *et al.*, 1988; Loeffler *et al.*, 2017). En Quintana Roo, los estudios de toxicidad por ciguatera se realizan en el Laboratorio Estatal de Salud Pública de la Secretaría Estatal de Salud de manera obligada en los casos en que existe sospecha fundamentada de intoxicación por ciguatera, generalmente derivada de los signos y síntomas de los pacientes y de la declaración de parte de los pacientes de haber consumido pescado. El análisis de la toxicidad se realiza en muestras de orina y en los casos en los que es posible, también en la muestra original de los peces consumidos. El criterio del grado de intoxicación se basa en el bioensayo ratón (MBA) siguiendo los criterios de la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados.

Especificaciones sanitarias y métodos de prueba, que establece el límite máximo permisible de 2.5 UR.

Es hasta muy recientemente que desde la academia dos investigaciones incluyeron peces arrecifales para determinar la posible presencia de CTX en sus tejidos. El primero estuvo dirigido sólo a la población de barracudas de Isla Mujeres (Tuz-Paredes, 2017) y el segundo incluyó, además de la barracuda, al pez león, y a algunos ejemplares de las familias Hemulidos, Carangidos, Lutjanidos y Serranidos de las costas de Quintana Roo y Yucatán (Ley-Martínez, 2016). El método de prueba fue el bioensayo en ratón (MBA). Los resultados del estudio de Tuz-Paredes (2017) no mostraron concentraciones letales, aunque se observaron signos típicos de intoxicación por ciguatera. En el segundo caso, 17% de las muestras resultaron letales, 38% fueron negativas y 45% tuvieron concentraciones subletales. Una muestra letal se presentó en una muestra de vísceras de un ejemplar de pez león de más de 1 kg, pero resultó negativo en músculo. Por otro lado, un ejemplar de canané (*Oyurus chrysurus*), rubia (*Lutjanus synagris*), corvina (*Cynoscion nebulosis*), mero (*Epinephelus morio*), ronco (*Haemulon plumieri*) un cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) resultaron con concentraciones letales en vísceras. Todos estos peces fueron colectados en la costa de Yucatán, entre Dzilam y San Felipe que, a diferencia de las costas del Caribe carece de sistemas arrecifales próximos a la línea de costa. Estas diferencias de hábitat también deben generar diferencias en las cadenas tróficas y por lo tanto en el flujo de toxinas. En todo caso, un estudio comparativo entre estas dos zonas costeras resultaría imperativo para conocer el riesgo de intoxicación por ciguatera en la Península de Yucatán.

La confirmación de CTX en peces arrecifales, incluido el pez león, nos permite suponer que el riesgo de intoxicación por ciguatera es latente en esta especie. Por lo tanto, este trabajo está enfocado en la determinación de la toxicidad por CTX en peces león colectados en tres zonas de la costa de Quintana Roo (Cozumel, Puerto Morelos e Isla Contoy) y en barracudas colectadas en las inmediaciones de Isla Mujeres, una zona de donde provienen muchos de los casos de ciguatera.

Métodos

Obtención de los especímenes

La mayor parte de los peces fueron adquiridos con pescadores en Cozumel e Isla Mujeres, mientras que otros tantos fueron colectados con arpón en Puerto Morelos e Isla Contoy con arpón, curricán y hawaiana. El mapa de la figura 1 muestra las localidades en las que se extrajeron los organismos, que fueron mantenidos en hielo y transportados en hieleras hasta laboratorio donde se mantuvieron en congelación hasta su análisis. Los organismos se clasificaron en tres categorías según su peso: *Sphyraena barracuda* hasta 1500 gr (chico), 1501 a 5000 gr (mediano) y mayor a 5000 gr (grande) y en el caso de *Pterois volitans* las categorías fueron de 100 a 200 gr (chico) 201 a 500 gr (mediano) y mayor a 501 (grande). Si bien esta clasificación es arbitraria, puede ser útil para conocer si con la edad los peces acumulan más toxinas, ya sea por cambios en sus dietas o porque sus necesidades calóricas aumentan y se enfocan a la búsqueda de presas de mayor tamaño.

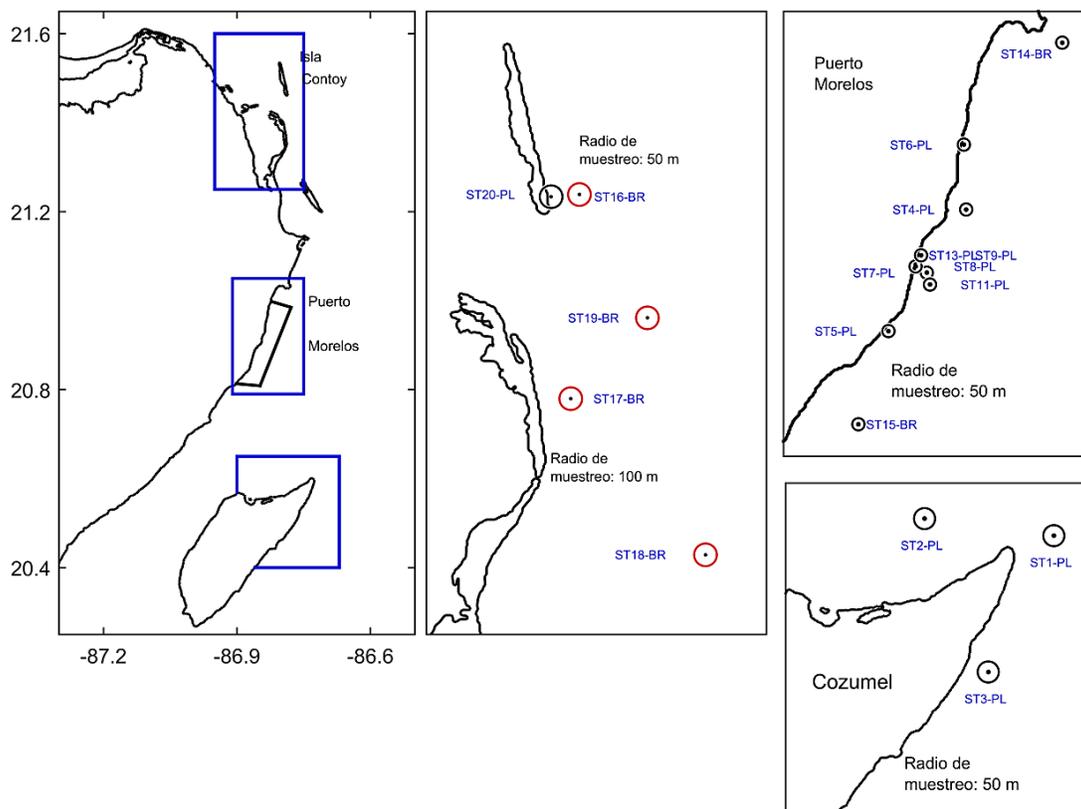


Figura 1. Sitios de procedencia de los peces león (círculos negros) y barracudas (Círculos rojos). A) Región de muestreo en el norte del Caribe mexicano. B) Región marina localizada entre Isla Mujeres e Isla Contoy. C) Puntos de muestreo en Puerto Morelos. D) Puntos de origen de los peces colectados en Cozumel.

Extracción de ciguatoxinas (CTX)

Posterior a su descongelación, los peces fueron medidos, pesados y disectados. Se separaron los tejidos musculares de las vísceras. En particular, el estómago fue apartado para el análisis del contenido estomacal. La extracción de CTX's de tejidos de los peces se realizaron con base en los protocolos descritos en Gamboa *et al.* (1992) y Lewis (1995; 2003). Una cantidad de aproximadamente 100 g de tejido se homogeneizó en una licuadora hasta obtener una consistencia pastosa. En una balanza granataria se pesaron 50 g de tejido homogeneizado y se transfirió a un frasco ámbar de 500 ml de tapa ancha que se colocó en un baño maría mantenido a 80°C durante una hora. Después de enfriarse a temperatura ambiente, se le agregaron 100 ml de acetona y se tapó. El resto del tejido se guardó en una bolsa con cierre hermético y se congeló. La mezcla se homogenizó durante un par de minutos mediante la agitación del frasco y se dejó reposar por 24 h evitando su exposición a la luz. La fase líquida se separó del tejido mediante filtración a través de un lienzo de gasa y un filtro Whatman No. 1 en un embudo Buchner. La acetona se evaporó en un rota-evaporador Buchi RII a 60°C. Este primer residuo se disolvió en 100 ml de una mezcla éter:agua (4:1). Posteriormente, se procedió a eliminar el éter en el rotaevaporador a 40°C. El residuo se resuspendió en 80 ml de metanol:agua (4:1) y se lavó por tres ocasiones con 20 ml de n-hexano utilizando un embudo de separación y agitando vigorosamente la muestra para su homogenización.

Posteriormente, la fracción metanólica se llevó a sequedad con el rotaevaporador y se resuspendió en 5 ml de metanol puro para su posterior análisis. Finalmente, todo el metanol se secó a 70 °C en baño maría y el residuo se resuspendió en 5 ml de una solución Tween 60 al 1% de NaCl 0.15 M.

Bioensayo Ratón

La toxicidad de cada extracto se evaluó por duplicado en modelos murinos (ratones), siguiendo las metodologías descritas por Lewis *et al.*, (1995, 2003) y Fernández *et al.*, (2003) las cuales consisten en una inyección intraperitoneal de 0.5 ml del extracto aplicada a dos ratones machos albinos de la cepa CD-1, de entre 20-22 g de peso. Los ratones se obtuvieron del Bioterio del CIBNOR, certificado por la SAGARPA, según las recomendaciones descritas por la NOM-062-200-1999 para producción, cuidado y uso de animales de laboratorio, así como los protocolos para eutanasia, realización de disecciones y análisis a la necropsia descritos en Hedrich *et al.* (2004) y Feldman y Seelly (1988) además de un grupo control inyectado sólo con solución salina con 1% de Tween 60.

Determinación de la presencia de CTX en los ratones

Los criterios para determinar la presencia de CTX consisten en la evaluación visual de los signos que presentan los individuos bajo análisis. Estos signos se dividen en tres grupos: gastrointestinales, cardiovasculares y neurológicos (Tabla 1). Para establecer un resultado positivo, aun cuando no haya muerte del ratón, éste debe de presentar al menos un síntoma de cada uno de las categorías mencionadas. Si el ratón presenta, por ejemplo, sólo diarrea, éste no puede tomarse como un signo de la presencia de CTX ya que también puede ser causada por los lípidos presentes en la muestra.

Tabla 1. Clasificación de la signología presentado por los ratones durante los bioensayos.

Gastrointestinales	Cardiovasculares	Neurológicos
Diarrea	Palidez en la cola	Ataxias
Defecación abundante	Vascularización de las orejas	Hiperestusias
Salivación	Disnea	Espasmos
Orinar en abundancia	Taquisnea	Parálisis

Cálculo de la toxicidad de CTX

Para el cálculo de la toxicidad por CTX en peces carnívoros se utilizan las unidades ratón (UR), cuya obtención deriva de la siguiente ecuación:

$$\log UR = 2.3 \log (1 + T^{-1})$$

Dónde: UR representa el número de las unidades ratón de CTX inyectada y T es el tiempo de muerte en horas. Si el tiempo de muerte es menor a una hora, se deben hacer diluciones para que esta variable sea de al menos una hora. La relación se observa gráficamente en la figura 2.

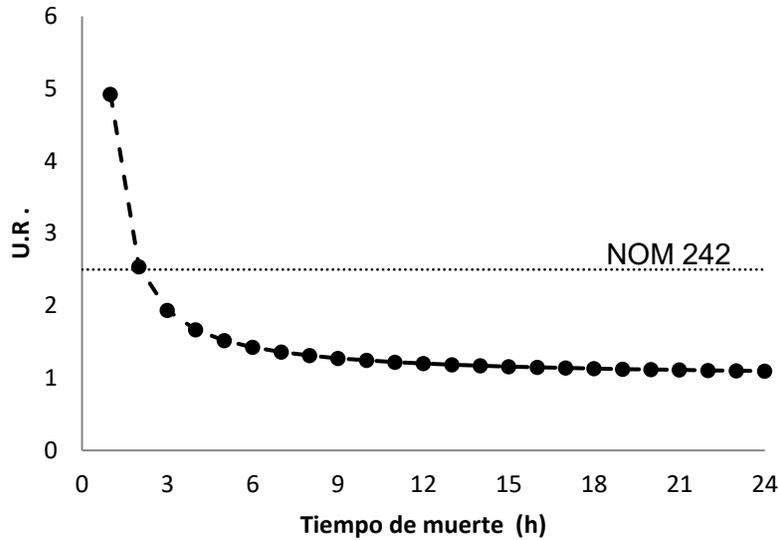


Figura 2. Relación entre el tiempo de muerte y las Unidades Ratón. La línea punteada señala el nivel máximo permitido de CTX de 2.5 UR/100 gr según la norma oficial mexicana NOM-242-SSA1-2009. Para poder usar esta relación, la muerte del animal debe de ser al menos de una hora.

Análisis estadísticos

Se realizaron pruebas χ^2 ($\alpha=5\%$) de independencia de variables para determinar si la presencia de CTX depende de la especie (barracuda vs. pez león), la talla de los organismos y la zona geográfica donde se obtuvieron.

Resultados

En las tablas 2 a 6 se presentan los resultados de todas las muestras analizadas. Se muestran las fechas de captura y análisis de los organismos, así como la talla y peso de cada uno. También se presentan resultados sobre la presencia y nivel de toxicidad. Fueron procesados 63 peces, 44 peces león proveniente de Cozumel (14), Puerto Morelos (15) e Isla Contoy (15), y 23 especímenes de barracuda, casi todos capturados en las inmediaciones de Isla Contoy e Isla Mujeres (Fig. 3).

De los 88 ratones inyectados (44 muestras) 67% (n=59) fueron positivas para el pez león y de los ratones inyectados con muestra de músculo de barracuda el 69% (n=24) de barracuda. En esta última especie, los resultados para el hígado, víscera y gónada fueron de 54% (n=28), 100% (n=6) y 25% (n=8) respectivamente (Fig. 4). Las muestras positivas presentaron signos clínicos típicos de CTX en el ratón de moderadas a graves, pero no letales. Las muestras con signos leves que no presentaron al menos un síntoma de cada una de las categorías de la tabla 1 y que permitieron la recuperación del ratón con actividad normal y alimentándose al poco tiempo de la inyección se consideraron negativas.

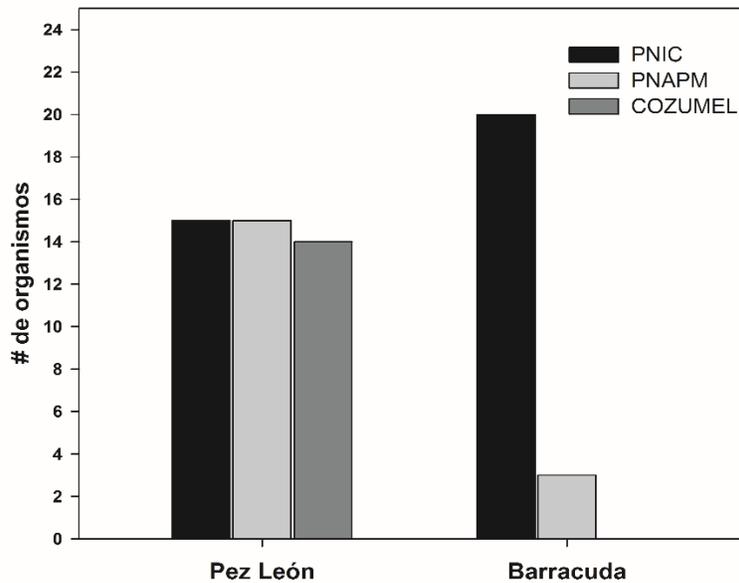


Figura 3. Origen de los organismos analizados

Tabla 2. Resumen de los resultados de los bioensayos de muestras de músculo de pez león de los especímenes colectados en Cozumel.

Fecha Col	Fecha Análisis	Peso	Talla	ID	PR	Matriz	Tox	UR	Sup.		
13/10/2017	04/07/2018	396.0	30.00	1	20.9	M	P	SL	V		
					19.68	M	P	SL	V		
		630.0	630	6	22.25	M	P	SL	V		
					23.84	M	P	SL	V		
		628.5	35.5	7	21.13	M	P	SL	V		
					20.78	M	P	SL	V		
		481.8	34.00	8	19.52	M	N	I	V		
					20.33	M	N	I	V		
		382.7	29.0	9	21.5	M	N	I	V		
					20.25	M	N	I	V		
		202.8	24.5	13	21.82	M	P	SL	V		
					20.20	M	P	SL	V		
			06/07/2018	391.4	32.0	2	21.05	M	N	I	V
							22.1	M	N	I	V
		326.9	27.5	11	20.2	M	N	I	V		
					22.16	M	N	I	V		
	11/07/2018	291.0	27.6	3	22.8	M	N	I	V		
					20.4	M	N	I	V		
	12/07/2018	318.2	31.0	5	19.31	M	P	SL	V		
					22.02	M	P	SL	V		
		473.3	32.0	10	22.0	M	P	SL	V		
					18.44	M	P	SL	V		
		310.0	28.0	12	22.23	M	N	I	V		
					19.3	M	N	I	V		
		NA	NA	Vis61	22.06	V	N	I	V		
					21.08	V	N	I	V		
	13/07/2018	494.0	33.0	4	17.35	M	N	I	V		
					17.7	M	P	I	V		
		366.1	29.0	14	17.5	M	N	I	V		
					18.05	M	N	I	V		

Toxicidad (**P** si el ratón presenta al menos un signo de cada categoría y **N** cuando el ratón no presenta síntomas o sólo de alguna categoría). **UR**: Unidades Ratón (**I** indica que la muestra fue inocua, **SL** indica concentraciones subletales y **L** indica que la muerte del ratón debido a la concentración letal de la muestra). **Sup**: supervivencia, **V**) para los ratones sobrevivientes después de 24 h y **M** para aquellos que murieron.

Las muestras consideradas subletales fueron aquellas en las que los ratones presentaron conductas anormales y destacaban signos como: defecación abundante, diarrea (de moderada a severa), espasmos, disnea, problemas de locomoción, hipersalivación, lagrimeo, pequeños saltos y convulsiones, que, no obstante, no causaron la muerte y permitieron que los ratones volvieron a recuperar su estado de normalidad después de 24 horas.

Tabla 3. Resumen de los resultados de los bioensayos de muestras de músculo de pez león de los especímenes colectados en Puerto Morelos.

Fecha Colecta	Fecha Análisis	Peso	Talla	ID	Peso R.	Matriz	CTX	UR	Sup.
03/12/17	04/07/2018	176	23.0	185-17	19.15	M	N	NA	V
					22.4	M	N	NA	V
30/11/17		142	22.4	221-25	18.65	M	P	SL	V
					20.7	M	P	SL	V
18/05/18		188.4	24.0	46	23.6	M	P	SL	V
					20.15	M	P	SL	V
18/05/18		177.2	24.2	47	22.8	M	N	NA	V
					20.9	M	N	NA	V
19/11/17		152.1	22.9	190-20	22.3	M	N	NA	V
					19.3	M	P	SL	V
18/05/18		204.8	23.0	45	18.4	M	N	NA	V
					20.3	M	P	SL	V
29/11/17	10/07/2018	194.8	26.7	215-23	21.1	M	P	SL	V
					23.25	M	P	SL	V
30/11/17		842.4	36.1	216-24	21.3	M	P	SL	V
					19.9	M	P	SL	V
04/12/17	12/07/2018	169.2	24.1	186-18	22.22	M	P	SL	V
					22.61	M	P	SL	V
30/11/17		470.4	29.5	188 - 19	22.5	M	P	SL	V
					21.5	M	P	SL	V
20/11/17		524.4	33.9	191 - 21	19.8	M	P	SL	V
					22.4	M	P	SL	V
30/11/17		144	23.5	193 - 22	22.1	M	P	SL	V
					21.23	M	P	SL	V
08/12/17		118	21.7	26	19.85	M	N	NA	V
					22.3	M	N	NA	V
01/12/17	13/07/2018	470.4	29.5	183-15	20.64	M	P	SL	V
					22.03	M	P	SL	V
02/12/17	17/07/2018	482.4	31.0	184-16	22.76	M	N	NA	V
					20.95	M	N	NA	V

Las concentraciones letales correspondieron a aquellos animales que presentaron severos signos de intoxicación y murieron por paro respiratorio. Los extractos que provocaron la

muerte del ratón en pocos minutos debieron ser diluidos e inyectados nuevamente en dos ratones más hasta que el tiempo de muerte fuera de al menos una hora.

Tabla 4. Resumen de los resultados de los bioensayos de muestras de músculo de pez león de los especímenes colectados en Isla Contoy.

Fecha Colecta	Fecha Análisis	Peso	Talla	ID	Peso R.	Matriz	CTX	UR	Sup
06/12/17	04/07/2018	220.0	26.0	N3-27	20.8	M	P	SL	V
					19.2	M	P	SL	V
		346.0	28.3	N13-30	21.05	M	N	I	V
					22.01	M	P	SL	V
		251.0	25.9	N27-33	21.85	M	P	SL	V
					20.55	M	P	SL	V
		176.1	21.0	N49-35	20.4	M	N	I	V
					21.1	M	N	I	V
		168.0	21.5	N63-39	19.6	M	P	SL	V
					23.3	M	P	SL	V
08/12/17	05/07/2018	390	28.0	44	20.7	M	N	NA	V
					18.3	M	P	SL	V
	05/07/2018	291.4	25.9	N25-31	20.15	M	P	SL	V
					19.7	M	P	SL	V
	10/07/2018	446.1	29.1	N55-37	23.2	M	P	SL	V
				20.4	M	P	SL	V	
09/12/17	11/07/2018	373.1	29.5	N5-28	20.8	M	P	SL	V
					23.1	M	P	SL	V
		389.6	29.6	N10-29	18.1	M	P	SL	V
					18.5	M	P	SL	V
	14/06/2018	185.9	21.9	N56-38	22.7	M	P	SL	V
					21.02	M	P	SL	V
	17/07/2018	286.3	25.0	N29-32	23.5	M	P	SL	V
					22.18	M	P	SL	V
		390.0	25.5	N41-43	20.9	M	P	SL	V
					20.66	M	P	SL	V
19/07/2018	243.0	23.4	N38-34	16.59	M	P	SL	V	
				16.9	M	P	SL	V	
	740.3	34.0	N54-36	16.15	M	P	SL	V	
				16.87	M	P	SL	V	

Tabla 5. Resumen de los resultados de los bioensayos de muestras de músculo de barracuda de los especímenes colectados en Puerto Morelos.

Fecha Colecta	Fecha Análisis	Peso	Talla	ID	PR.	Matriz	CTX	UR	TS	Sup
28/06/2018	14/07/2018	358.9	42.9	B4-53	20.25	M	N	NA	24	V
10/07/2018	14/07/2018			B4-53	17.5	M	N	NA	24	V
	14/07/2018	730	50.6	B5-54	19.8	M	P	SL	24	V
	14/07/2018			B5-54	21.7	M	P	SL	24	V
	19/07/2018	249.5	36.5	B3-52	21.3	M	N	NA	24	V
	19/07/2018			B3-52	22.35	M	N	NA	24	V
	10/07/2018	ND	ND	B-PMG-59	21.9	M	P	SL	24	V
	10/07/2018			B-PMG-59	19.8	M	P	SL	24	V
	02/08/2018	ND	ND	B7, H-86	21.6	H	N	NA	24	V
	02/08/2018			B7, H-86	22.4	H	N	NA	24	V
	10/07/2018	ND	ND	B1H-56	20.3	H	P	SL	24	V
	10/07/2018			B1H-56	17.9	H	P	SL	24	V
	10/07/2018	ND	ND	B-PM-57-H	18.4	H	P	SL	24	V
	10/07/2018			B-PM-57-H	18.7	H	N	NA	24	V
	10/07/2018	ND	ND	60-Visceras	18.3	H	P	SL	24	V
	10/07/2018			60-Visceras	21.9	H	N	NA	24	V
	10/07/2018	ND	ND	B-PM-58-I	18.1	I	P	SL	24	V
	10/07/2018			B-PM-58-I	17.25	I	N	NA	24	V

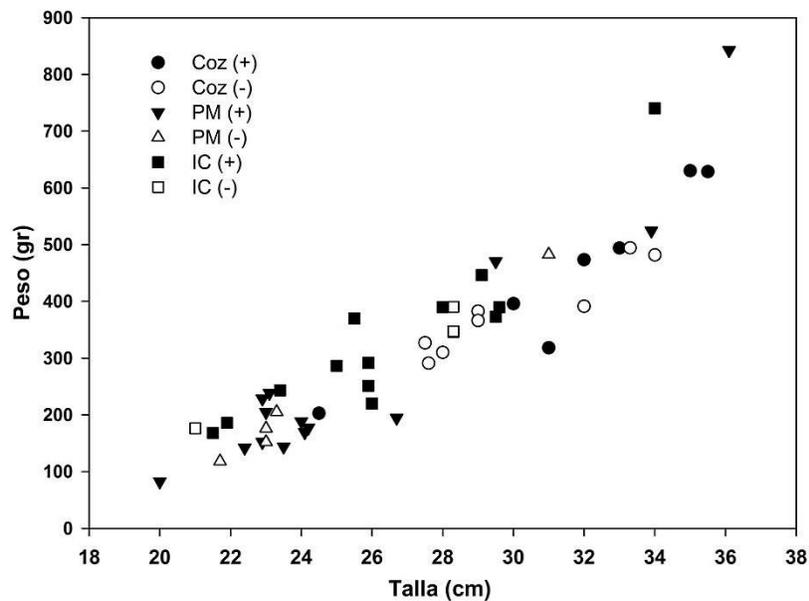


Figura 2. Relación entre la talla y el peso de los peces león analizados. El tipo de marcador está asociado al origen de los peces: Cozumel (círculos), Puerto Morelos (triángulos) e Isla Contoy (cuadrados). Los marcadores rellenos representan los organismos que resultaron positivos en el MBA.

Tabla 6. Resumen de los resultados de los bioensayos de muestras de músculo, hígado, vísceras y gónadas de las barracudas colectadas en Isla Mujeres.

Fecha Colecta	Fecha Análisis	Peso	Talla	ID	P.R.	Matriz	CTX	UR	Sup	TS
28/06/2018	15/07/2018	6500	120.0	P-B1-50	22.7	M	P	>5	M	0.10
				D1:1-P-B1-50	19.3	M	P	SL	V	24
11/07/2018		750	40.5	B2-51	21.7	M	P	>5	M	0.12
				D1:1-B2-51	20.4	M	P	SL	V	24
		605	50.5	B6-55	23.6	M	P	SL	V	24
				B6-55	20.3	M	P	SL	V	24
		9500	128.1	B7-63	17.6	M	P	SL	V	24
				B7-63	22.6	M	P	SL	V	24
		3200	86.0	B8-64	21.45	M	P	SL	V	24
				B8-64	19.9	M	P	SL	V	24
		10400	123.2	B9-65	22.12	M	P	SL	V	24
				B9-65	20.97	M	P	SL	V	24
		11000	155.5	B10-66	20.59	M	P	SL	V	25
				B10-66	21.99	M	P	SL	V	26
		5500	104.6	B11-67	23.57	M	P	SL	V	24
				B11-67	20.34	M	P	SL	V	24
		5600	110.1	B12-68	19	M	N	A	V	24
				B12-68	23.15	M	N	A	V	24
		7000	110.6	B13-69	21.7	M	N	A	V	24
				B13-69	21.3	M	N	A	V	24
		7200	108.0	B14-70	20.8	M	N	A	V	24
				B14-70	20.15	M	N	A	V	24
		4600	96.5	B15-71	20.3	M	P	SL	V	24
				B15-71	20.75	M	P	SL	V	24
		5100	98.0	B16-72	21.85	M	P	SL	V	24
				B16-72	20.15	M	P	SL	V	24
		5100	104.5	B17-73	21.55	M	P	SL	V	24
				B17-73	22.1	M	P	SL	V	24
		4100	93.1	B18-74	22.62	M	N	A	V	24
				B18-74	17.96	M	N	A	V	24
3400	93.9	B19-75	22.6	M	N	A	V	24		
		B19-75	22.55	M	N	A	V	24		
4300	95.5	B20-76	22.4	M	N	A	V	24		
		B20-76	19.5	M	N	A	V	24		
3600	91.9	B21-77	20.58	M	P	SL	V	24		
		B21-77	22.82	M	P	SL	V	24		
4400	91.2	B22-78	20.6	M	N	A	V	24		
		B22-78	20.7	M	N	A	V	24		
2300	76.6	B23-79	19.9	M	N	A	V	24		
		B23-79	20.7	M	N	A	V	24		

Tabla 6. Continuación.

Fecha Colecta	Fecha Análisis	Peso	Talla	ID	P.R.	Matriz	CTX	UR	Sup	TS
04/07/2018	04/07/2018	159.8		B10H-80	21.89	H	P	SL	V	24
				B10H-80	21.52	H	P	SL	V	24
		85.9		B14H-83	19.65	H	N	A	V	24
				B14H-83	18.85	H	N	A	V	24
		97.3		B12-84	22.1	H	P	SL	V	24
				B12-84	21.5	H	P	SL	V	24
		121.5		B7 ,H-86	21.6	H	N	A	V	24
				B7 ,H-86	22.4	H	N	A	V	24
		72.4		B11, H-91	18.1	H	P	SL	V	24
				B11, H-91	19.7	H	P	SL	V	24
		87.8		B18,19 H-92	20.9	H	P	SL	V	24
				B18,19 H-92	21.4	H	P	SL	V	24
		58.2		B15,23 H-93	19.1	H	N	A	V	24
				B15,23 H-93	17.4	H	N	A	V	24
		68.7		B22,21 H-94	20.1	H	N	A	V	24
				B22,21 H-94	21.6	H	N	A	V	24
		80.5		B16,17 H-95	21.06	H	P	SL	V	24
				B16,17 H-95	18.9	H	P	SL	V	24
		105.1		B8,13,H-96	20.2	H	P	SL	V	24
				B8,13,H-96	20.6	H	P	SL	V	24
		55.2		B18 H-97	21.9	H	N	A	V	24
				B18 H-97	19.2	H	P	SL	V	24
		55.2		B20,H-98	20.7	H	N	A	V	24
				B20,H-98	19.7	H	N	A	V	24
				B21 ,V-87	21.4	V	P	SL	V	24
				B21 ,V-87	22.05	V	P	SL	V	24
				B20V-81	20.9	V	P	SL	V	24
				B20V-81	18.25	V	P	1.2	M	12
				B17V-82	19.3	V	P	1.9	M	3
				B17V-82	18.9	V	P	1.9	M	3
				B7 ,G-85	22.85	G	N	A	V	24
				B7 ,G-85	22.5	G	N	A	V	24
				B9, G - 88	19.35	G	N	A	V	24
		B9, G - 88	19.6	G	N	A	V	24		
		B14, G-89	17	G	N	A	V	24		
		B14, G-89	19.4	G	N	A	V	24		
		B10, G-90	20.95	G	P	SL	V	24		
		B10, G-90	22.71	G	P	SL	V	24		

Toxicidad (**P** si el ratón presenta al menos un signo de cada categoría y **N** cuando el ratón no presenta síntomas o sólo de alguna categoría). **UR**: Unidades Ratón (**I** indica que la muestra fue inocua, **SL** indica concentraciones subletales y **L** indica que la muerte del ratón debido a la concentración letal de la muestra). **Sup**: supervivencia, **V**) para los ratones sobrevivientes después de 24 hs y **M** para aquellos que murieron.

La letalidad entre las muestras de músculo fue del 0% en el pez león y del 3.4 % en el caso de la barracuda. La letalidad prueba χ^2 no se relaciona con la especie ($p>0.05$).

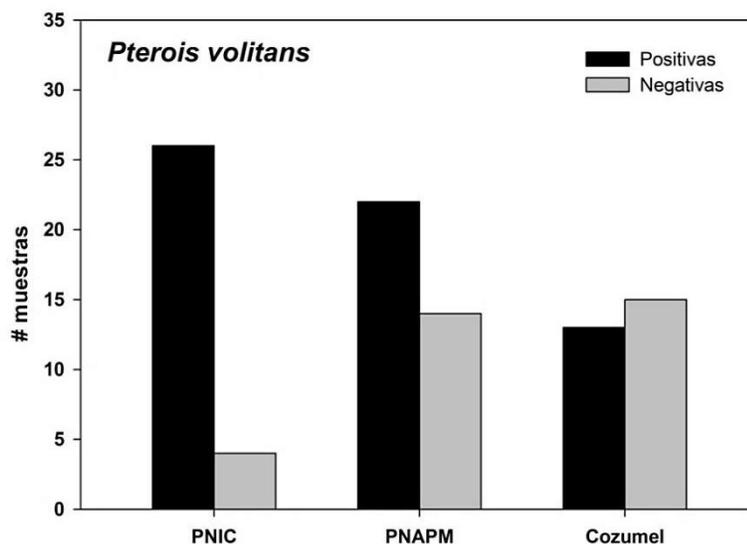


Figura 4. Número de muestras positivas (ratones que presentaron síntomas de CTX) en el músculo de los peces león por sitio.

La figura 4 muestra el número de ratones positivos y negativos después de ser inyectados con los extractos de músculo del pez león de acuerdo a la zona de origen de los especímenes, lo cual sugiere que existe mayor presencia de organismos con CTX en la zona de Isla Contoy que en Puerto Morelos y Cozumel ($\chi^2, p<0.01$).

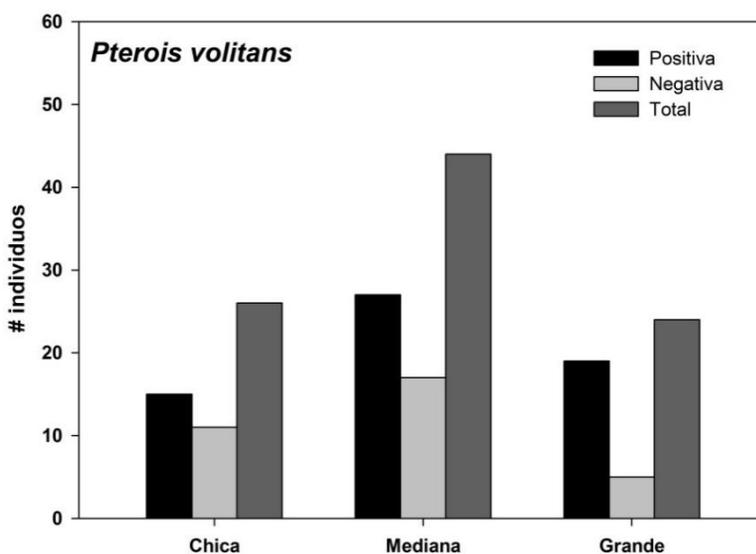


Figura 5. Número de muestras positivas (ratones que presentaron síntomas de CTX) en el músculo de los peces león por talla.

La figura 5 muestra que la toxicidad no depende tampoco de la talla de los organismos (χ^2 , $p>0.05$).

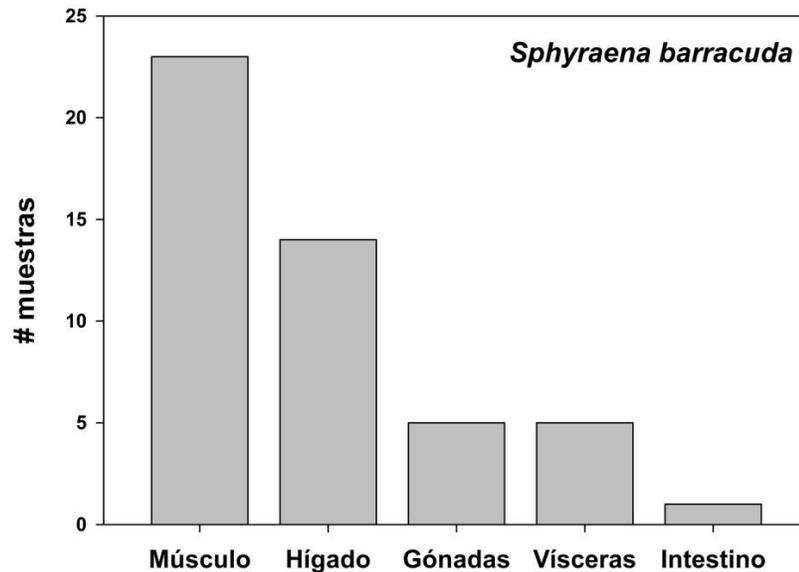


Figura 6. Presencia de CTX en los diferentes tejidos de barracuda. No se muestran los análisis en intestino ya que sólo fueron dos réplicas de una muestra.

La figura 6 muestra la toxicidad encontrada en los tejidos de la barracuda. No se encontró una relación entre la toxicidad y el tipo de tejido en este pez ($p>0.05$), ni tampoco se observó dependencia de la toxicidad con el tamaño de los organismos (fig. 7, $p<0.05$).

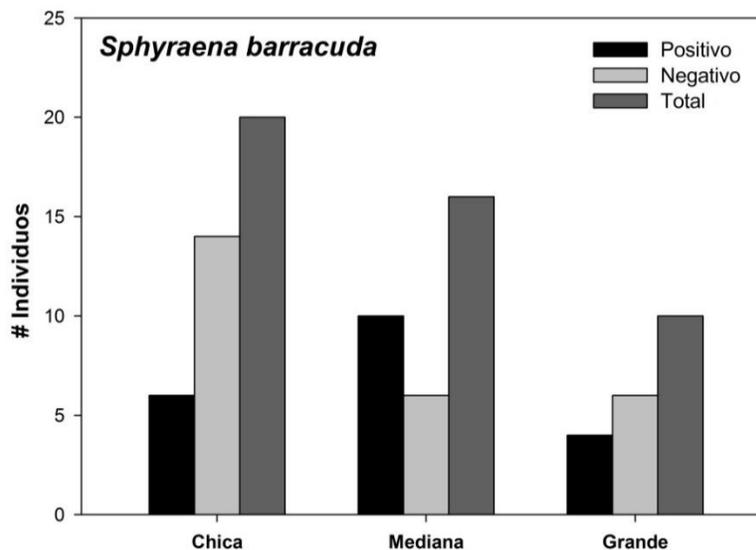


Figura 7. Número de extractos positivos y negativos provenientes del tejido muscular de la barracuda por categoría de talla.

Signos de intoxicación en ratones

En la figura 8. Se presentan los cuadros comparativos de la frecuencia de signos entre los extractos provenientes de los tejidos de pez león y barracuda.

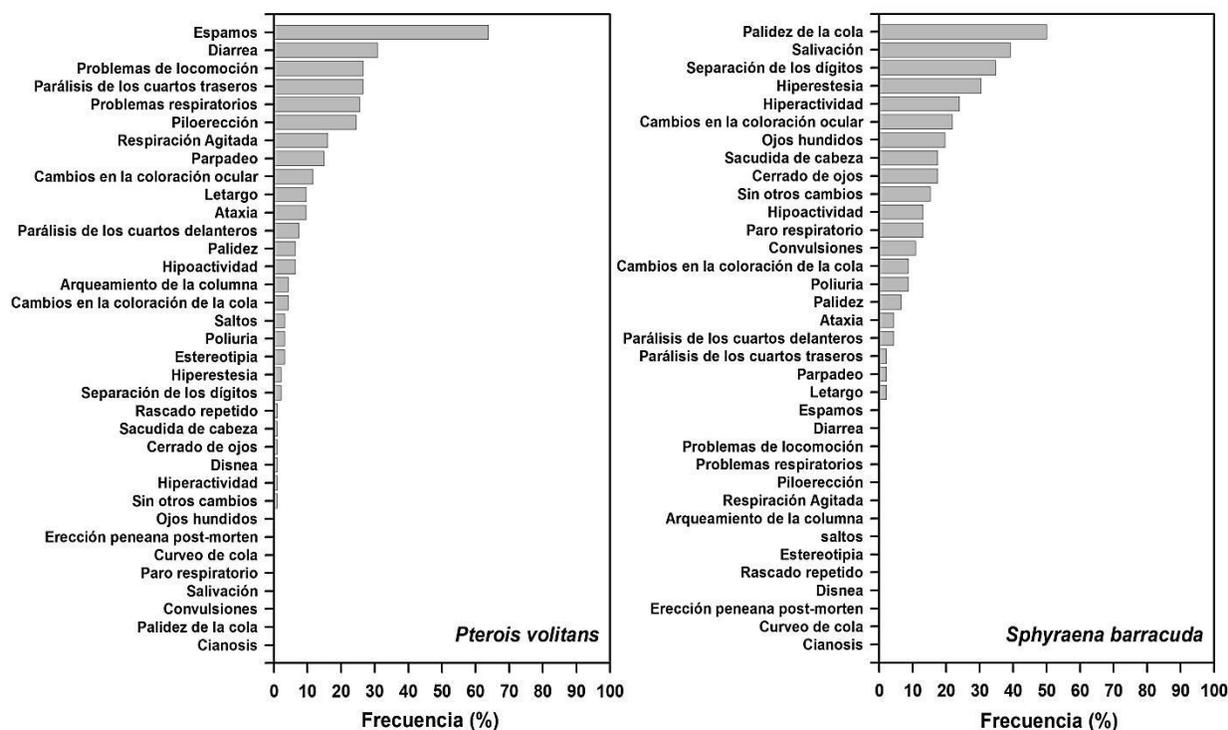
Signos de intoxicación con extractos de barracuda

En los extractos de barracuda la palidez de la cola, la salivación, la separación de los dedos de las patas y la hiperestesia (este signo se refiere al dolor provocado por la sensibilidad táctil y se observa cuando los ratones al rozarse entre ellos o con la superficie de la cámara de observación reaccionan de modo anormal incluso agresivo) fueron los signos que predominaron en un 30-50% de los extractos. Otros signos neurológicos presentes en menor medida fueron la parálisis de los cuartos traseros y delanteros, así como la ataxia (dificultad de controlar el movimiento o movimiento torpe y descoordinado).

Signos de intoxicación con extractos del pez león

En los extractos de pez león los signos más frecuentes fueron diferentes a los presentados por los extractos de tejido de barracuda. Por ejemplo, los espasmos se presentaron con una frecuencia del 60% en los extractos de pez león, mientras que en la barracuda fueron menores al 5%; también, la diarrea se presentó en 30% de los casos en pez león mientras que su incidencia en la barracuda fue menor al 5%. Otros signos comunes en pez león fueron los problemas de locomoción, problemas respiratorios y parálisis de los cuartos traseros.

Figura 8. Frecuencia de los signos presentados por los ratones durante los bioensayos. A) Pez león. B) Barracuda.



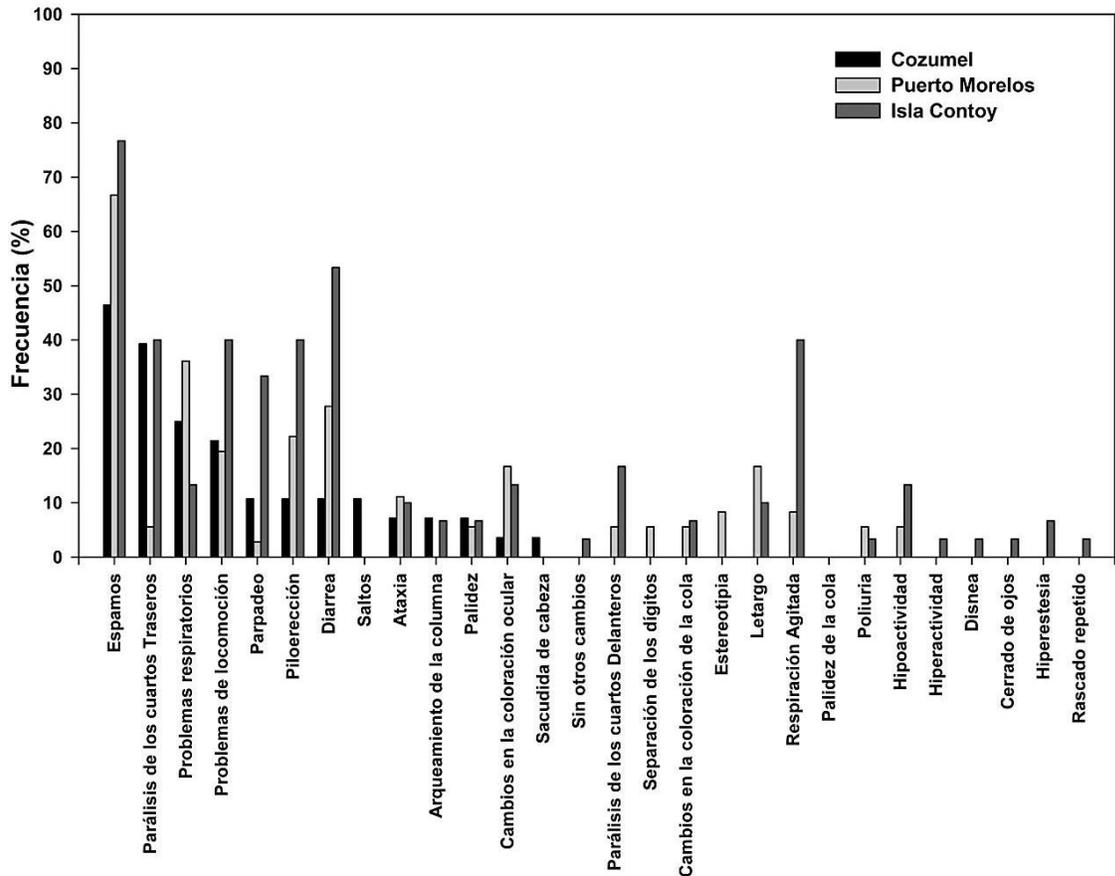


Figura 9. Diferencias en la frecuencia de signos de intoxicación en ratones inyectados con extractos de peces león provenientes de Cozumel, Puerto Morelos y Cozumel.

En los extractos de músculo de los peces león capturados en Isla Contoy prevalecen los espasmos, la diarrea, la respiración agitada y los problemas de locomoción. En los peces capturados en Puerto Morelos los espasmos, los problemas respiratorios y la diarrea fueron más frecuentes, no así la parálisis de los cuartos traseros, que tuvo una alta frecuencia en las muestras de Isla Contoy y Cozumel. En este último sitio los espasmos constituyeron el signo más frecuente, pero en la misma magnitud que en Isla Contoy y Puerto Morelos. La parálisis de los cuartos traseros, así como los problemas de locomoción y respiratorios también fueron frecuentes.

Discusión

Ciguatera en México

Los casos más antiguos de ciguatera documentados en México datan de 1984. En ese año Parrilla-Cerrillo *et al.* (1991) reportaron una intoxicación masiva que involucró a 200 persona en La Paz, BCS, al parecer, por consumo de pargos (*lutjanidos*). El documento no especifica si fue un solo evento o varios eventos a lo largo del año. A partir de entonces y hasta 2013 se han documentado en el país 448 casos, de los cuales 240 (54%) corresponden a BCS, 163 (36%) a Quintana Roo y 45 (10%) a Yucatán (Núñez-Vázquez *et al.*, 2019). Estos datos, sin embargo, pueden reflejar un fenómeno común a nivel mundial que es la subestimación del total de casos en gran parte a una generalizada reticencia a reportar los casos de esta intoxicación (Lawrence *et al.*, 1980; Dickey y Plakas, 2009). Por ejemplo, los datos del informe epidemiológico del capítulo 2 de este reporte establecen 261 casos entre 1994 a 2017, lo que pudiera parecer una incidencia muy baja de la intoxicación (~11 casos por año). La principal razón por la que se supone que los casos reales están subrepresentados es que no todos los pacientes acuden a los servicios médicos, pero también se incluye el diagnóstico erróneo de la intoxicación con otro tipo de enfermedades gastrointestinales (McKee *et al.*, 2001). Arcila-Herrera *et al.*, (1998) supusieron que el aumento del turismo podría incrementar los casos de intoxicación. De hecho, en muchos de los casos reportados en este trabajo los pacientes fueron turistas tanto nacionales como extranjeros (Cap. 2).

*CTX en *Sphyraena barracuda**

La ciguatera es una intoxicación común en toda la cuenca del Caribe y por tanto en el Caribe Mexicano (De Haro *et al.*, 1997; Pottier *et al.*, 2001). A diferencia de otros países del Caribe, donde están involucrados peces de las familias lutjanidae (pargos), serranidae (meros) y carangidae (jureles) en la intoxicación (Pottier *et al.*, 2001), en la costa de Quintana Roo más del 80% de los casos documentados se debe al consumo de la barracuda (Cap. 2), por lo tanto, el esfuerzo en determinar los patrones de la ciguatera en la zona deben de estar dirigidos a los patrones demográficos y ecológicos de esta especie así como a sus hábitos de consumo por parte de la población local. De los 28 eventos de intoxicación documentados, la barracuda fue el organismo responsable en 23 de ellos, y probablemente responsable en otros 2 en los que los afectados consumieron postas (secciones o rebanadas del pez fritas que es una forma muy común de consumir la barracuda), mientras que el coronado (*Seriola dumerili*), el guajo (*Acanthocybium solandri*) y el pargo cubera (*Lutjanus cyanopterus*) fueron responsables de al menos un evento cada uno. Esto implica que, si se considera el número de eventos, la barracuda es responsable en 82-89% de los casos, pero en términos del número de personas afectadas la cifra es del 80-84%.

En la zona de Isla Mujeres se han presentado casos muy representativos de este padecimiento, aunque cuando el primer reporte documentado es relativamente reciente (Arcila-Herrera *et al.*, 1998). Aun cuando la barracuda es la especie vector más importante, en este trabajo sólo cuatro especímenes de 24 analizados presentaron concentraciones letales en el MBA, dos en músculo y dos en víscera. A pesar de que se esperaría que la toxicidad fuera más alta en vísceras (hígado incluido), los resultados mostraron mayor letalidad en los extractos de músculo (>5 UR), que los de víscera (1.2 y 1.9), estos últimos por debajo de la norma (2.5 UR).

Tabla 7. Determinación de toxicidad por CTX en peces de la costa de Quintana Roo.

Especie	Colecta	Tejido	CTX	Let	U.R	Referencia	
<i>Sphyraena barracuda</i>	Isla Mujeres (n=7) 7-28 septiembre 2013	Músculo (4)	2/4	0	-	Ley-Martínez (2016)	
		Vísceras (7)	3/7	1	1.67		
		Hígado (2)	2/2	1	>5		
	Isla Mujeres (n=19) 20-21 mayo 2016	Músculo (12)	3/12	0	-	Tuz-Paredes (2017)	
		Vísceras (13)	8/13	0	-		
	Isla Mujeres (n=6) 1-6 Julio 2016	Músculo (5)	1/5	0	-		
		Vísceras (6)	2/6	0	-		
	Puerto Morelos (n=5)	Isla Mujeres (n=)	Músculo (4)	2/2	0	-	Este estudio
			Hígado (3)	2/2	0	-	
		Músculo (1)	1/1	0	-		
Isla Mujeres (n=20) 4 Julio 2018		Músculo (20)	12/20	0	-		
		Vísceras (3)	3/3	2	1.2 y 1.9		
	Hígado (12)	7/12	0	-			
Cozumel (n=14) 13 octubre 2017	Músculo (14)	6/14	0	-			
<i>Pterois volitans</i>	Puerto Morelos (n=16) 30 Nov al 03 Dic 2017 18 mayo 2018,	Vísceras (16)	9/16	0	-	Este estudio	
		Músculo (13)	13/14	0	-		
	Isla Contoy (n=)	6 diciembre 2017					
	Puerto Morelos (n=4) 26 septiembre 2013	Vísceras (4)	3/4	0	-	Ley-Martínez (2016)	
Músculo (13)		3/13	0	-			
Cozumel (n=14) 21 septiembre 2013	Vísceras (10)	3/10	1	>5			

Si bien las dosis letales fueron sólo 5 de 78 (6%), estos datos sugieren que el riesgo de intoxicación por ciguatera debido al consumo de barracuda puede ser bajo, al menos durante la temporada en que se capturaron los ejemplares. Previamente, Ley-Martínez (2016) y Tuz-Paredes (2017) habían reportado la presencia de CTX en dosis subletales en tejidos de

músculo, hígado y vísceras en barracuda. Incluso, una muestra de músculo y otra de hígado provenientes de especímenes colectados en las inmediaciones de Isla Mujeres (Tabla 7) mostraron letalidad con valores de 1.5 y 5 UR, respectivamente (Ley-Martínez, 2017). Entre los tres estudios citados en la tabla 7 se han analizado 49 individuos de barracuda colectados en diferentes años y épocas, pero en la misma zona, de los cuales se han generado 96 muestras y sólo 7 de ellas han resultado letales (2 de músculo, 4 de vísceras y 1 de hígado). Si, en general, sólo se consume el músculo de los peces, las posibilidades de intoxicarse serían mínimas, aunque en casos excepcionales algunas personas consumen tejidos diferentes al músculo, por ejemplo, el consumo del hígado frito es común entre algunos pescadores, aunque en general todas las vísceras son desechadas. Si se considera el número de extractos positivos respecto al total de extractos analizados de los tres trabajos, la concentración subletal de CTX es de 49% en músculo, 61% en vísceras y 68% en hígado. Estos datos sugieren que en el hígado hay más posibilidades de acumulación de CTX, aunque no necesariamente sean letales.

Si estos resultados reflejaran el patrón de la presencia de CTX en la barracuda, la probabilidad de ingerir CTX serían casi de 50%, pero la probabilidad de intoxicarse sería menor del 4% suponiendo que las muestras letales para el ratón provocaran intoxicaciones en humanos, lo cual no necesariamente es así porque el límite máximo de 2.5 UR, que debe ser inocuo en humanos, implica la muerte de los ratones. No obstante, para obtener mejores predicciones se debe considerar la estacionalidad y la forma de consumo de este organismo, lo cual se discute en las secciones siguientes.

CTX en *Pterois volitans*

Este trabajo demuestra la presencia de ciguatoxinas en músculo de pez león. Aunque en dosis subletales, el porcentaje de muestras positivas en tejido muscular fue del 68%. Previamente, Ley-Martínez (2016) había reportado presencia de CTX en músculo de pez león de Cozumel con una prevalencia de 25% y en la costa norte de Yucatán con 87%. Este mismo autor reportó el único caso de letalidad en MBA en una muestra de víscera de un espécimen de pez león en México capturado en Yucatán (Tabla 7). Una diferencia importante de los resultados de este estudio con los de Ley-Martínez (2016) es el mayor número de organismos analizados, lo que estadísticamente de más robustez a estos resultados.

No se encontró que la talla del pez león se asociara a la presencia de CTX, pero si el origen de los organismos, o sea, que es más probable que un individuo capturado en Isla Contoy posea CTX en sus tejidos que uno capturado en Cozumel o Puerto Morelos. Sin embargo, para avanzar en el conocimiento sobre los patrones espaciales y temporales de la toxicidad de los peces león en aguas del Caribe mexicano es necesario tomar en cuenta otras variables como lo son la variabilidad ambiental y la complejidad del hábitat. Evidentemente, las toxinas provienen del alimento. En el capítulo 1 de este reporte se demostró que existen diferencias en la composición de la dieta de los peces dependiendo del sitio donde fueron colectados. Para entender los procesos ecológicos que determinan el flujo de toxinas, es necesario obtener concomitamiento sobre los patrones de herbivoría de las presas del pez león, la dinámica de las poblaciones de dinoflagelados bentónicos y de las algas que éstos usan como sustratos. Estos puntos se abordan en discusión general.

Tabla 8. Estudios sobre concentración de CTX en pez león en la Cuenca del Caribe

Región/sitio	Ps/tot	Año colecta	Tejido Analizado	Método Detección	% Prev.	Por encima de la norma*	Referencia
Antillas Menores Islas Vírgenes Británicas	61/153	2010-2011	Músculo	RBA _f CBA-N2a	40%	12%	Robertson <i>et al.</i> (2014)
Antillas Menores Islas Guadalupe, San Martín y San Bartolomé	27/120	ND	Músculo	RBA _f CBA-N2a	23%	6%	Soliño <i>et al.</i> (2015)
Cuenca del Caribe	30/293	2012-2015	Músculo	RBA _f CBA-N2a LC-MS/MS	10%	0.7%	Hardison <i>et al.</i> (2018)
Caribe mexicano Cozumel y Puerto Morelos	3/12	2013	Músculo	MBA	25%	0	Ley-Martínez (2016)
Yucatán	7/18	2013	Vísceras	MBA	39%	7%	
Costa Norte Caribe mexicano	5/6	2013	Músculo	MBA	86%	0	
Cozumel, Isla Contoy y Puerto Morelos	4/7	2013	Vísceras	MBA	57%	0	Este estudio
	30/44	2017-2018	Músculo	MBA	68%	0	

*El criterio para considerar una muestra por encima de la norma difiere entre estudios. Los trabajos de Robertson *et al.* (2014), Soliño *et al.* (2015) y Hardison *et al.* (2018) se basan en el límite máximo permisible estipulado por la FDA que es de 0.1 µg de C-CTX-1 eq. por Kg de carne (0.1 ppb). Los estudios de Ley-Martínez y los de este reporte se basan en la 242-SSA1-2009 cuyo límite máximo es de 2.5 UR. El único caso por encima de la NOM en pez león en México no fue detectado en músculo sino en víscera.

Tres estudios previos confirmaron la presencia de ciguatoxinas del Caribe C-CTX-1 en tejidos de músculo de pez león en la cuenca del Caribe, (Robertson *et al.*, 2014; Soliño *et al.*, 2015; Hardison *et al.*, 2018). Los dos primeros se limitan a dos zonas ubicadas en las Antillas Menores, al este del Caribe, en los archipiélagos de las Islas Vírgenes y de las Antillas Francesas (Tabla 8). El trabajo de Hardison *et al.* (2018) abarca localidades dentro de toda la cuenca del Caribe incluyendo México. Los resultados de estas investigaciones coinciden con los resultados de este trabajo en dos aspectos principales. En primer lugar, determinan que la toxicidad no se relaciona con la talla, y en segunda instancia, que existen, a nivel de cuenca y a nivel regional, sitios donde la incidencia de peces tóxicos es mayor, mientras que en otros no se detecta la toxina en los peces. En las Isla Vírgenes, Robertson *et al.* (2014) encontraron que la incidencia de CTX en peces león era mayor en Saint Thomas que en Saint Croix. Por su parte, Soliño *et al.* (2015) demostraron que los peces capturados en la Isla San Bartolomé eran los que exhibían concentraciones detectables de CTX en sus tejidos, mientras que en los peces capturados en Isla Guadalupe no se encontró evidencia de actividad tóxica. A nivel de la cuenca del Caribe, Hardison *et al.* (2018) reportaron que la mayor incidencia de peces tóxicos se encontraba en las Islas Vírgenes y en los Cayos de Florida. En contraste, encontraron que sitios como Trinidad y Tobago representaría una región con bajo riesgo. En

el caso de esta investigación, se pudo establecer una clara dependencia del sitio de captura con la presencia de CTX en los bioensayos, existiendo mayor riesgo en los peces capturados en Isla Contoy que en aquellos provenientes de Cozumel o Puerto Morelos. De esto se desprende como primera recomendación evitar o limitar el consumo de peces capturados entre Isla Mujeres e Isla Contoy.

Diferentes especies, diferentes toxinas

Los resultados sugieren que no hay diferencias en la presencia de CTX entre el pez león y la barracuda, aunque la frecuencia de los signos presentados por los ratones difiere entre especies, lo que sugiere que la concentración y la composición de la carga de toxinas en los especímenes de cada especie es diferente. Aun cuando se supone que ambas especies son depredadores tope, tanto los tamaños como los hábitos ecológicos de cada una son muy diferentes, y estas diferencias pueden reflejarse en la composición del conjunto de toxinas tipo CTX presentes en sus tejidos, y por lo tanto, en los signos de los ratones.

La talla de los peces determina el tamaño de sus presas. Esta limitante significa que el pez león sólo puede alimentarse de presas cuyo tamaño máximo no sea mayor a los individuos más grandes reportados para la especie. En el litoral mexicano, la mayor talla reportada fue de 36 cm, pero la talla media es de 21.17 ± 0.07 (Cap. 1), entonces, prácticamente todos los peces menores a 20 cm pueden ser presas del pez león. Esta categoría de tallas no excluye a otros grupos de organismos marinos, de hecho, aunque los peces son el alimento más frecuente, los crustáceos también son relevantes en la dieta del pez león (Cap.1). Toda esta variedad de presas, puede incluir todos o la mayoría de los hábitos herbívoros en el arrecife y, por lo tanto, puede reflejar la composición en el contenido de toxinas de esta especie, que, además, puede ser más complejo que en la barracuda. Sin embargo, la talla de las presas en el pez león también determina que su posición en la cadena trófica es baja, siendo en su mayoría herbívoros, detritívoros o piscívoros juveniles (Capítulo 1 de este reporte). Lo anterior indica que la concentración de toxinas en sus tejidos es baja ya que esta se acumula exponencialmente en cada nivel trófico, y, por lo tanto, es baja la concentración de toxinas en el pez león.

En el caso de la barracuda el panorama es diferente. Este pez puede alimentarse de presas de mayor tamaño, algunos de ellas incluso depredadoras (de Silva, 1963). En los resultados de esta investigación se encontraron las siguientes especies: *Haemulon sciurus*, *Pseudopeneus maculatus*, *Selar crumenophthalmus*, *Sardinella aurita*, *Hirundichthys* sp. y *Caranx crysos*.

La mayoría de estas especies presa son peces pelágicos con hábitos alimenticios planctófagos y de mayor peso que las de encontradas en el pez león.

La barracuda es un pez con gran capacidad migratoria. Villareal *et al.* (2007) reportaron migraciones de diferentes especímenes de barracuda a lo largo de la costa norte del Golfo de México, esto es, desplazamientos desde la costa de Texas a la de Florida. En el Caribe hay datos que reportan desplazamientos mayores a 100 km (O'Toole *et al.*, 2011). Las diferencias de dieta entre ambas especies, las diferencias en el hábito ecológico (demersal vs. nectónico), la capacidad de desplazamiento (potencial de grandes migraciones vs. residente permanente) nos permiten hipotetizar que las toxinas contenidas en los peces león sólo pueden tener un origen en la misma zona donde habitan los organismos, mientras que, en el caso de la barracuda, estas toxinas pueden ser adquiridas fuera de la zona donde son capturados en el Caribe mexicano. Esta hipótesis se basa también en que no hemos detectado en altas abundancias de células de *Gambierdiscus* en la zona de estudio ($>1 \times 10^3$ cel g⁻¹ de macroalga) en cualquier macroalga analizada. Además, la zona el Caribe Occidental, donde se encuentra

el Caribe mexicano, nunca ha tenido la incidencia de ciguatera como la que existe en la región oriental, donde destaca la alta prevalencia de esta intoxicación en Puerto Rico (Tosteson, 1988), Isla Guadalupe (Boucad-Maitre *et al.*, 2018), las Isla Vírgenes (Morris *et al.*, 1982), o incluso en el norte de la cuenca como en Cuba (Suárez Hernández *et al.*, 2001) y Florida (Lawrence *et al.*, 1980).

Siguiendo con la hipótesis de la acumulación de toxinas ciguatéricas fuera de las costas del Caribe mexicano, se debe mencionar que mientras que en el Caribe oriental hay una mayor diversidad de especies implicadas como vectores de ciguatera (Loeffler *et al.*, 2018), en el Caribe mexicano sólo la barracuda y ocasionalmente otros peces neotónicos han sido responsables de las intoxicaciones (Núñez-Vázquez *et al.*, 2019). Es posible, que la barracuda intoxicada realice migraciones a través de la cuenca del Caribe, intoxicarse fuera de las costas mexicanas y eventualmente algunos especímenes que alcancen la costa mexicana, sean capturados, consumidos y provoquen los eventos aleatorios de intoxicación registrados en esta área.

El efecto de la estacionalidad

Uno de los factores más importantes que se consideran internacionalmente para evitar el riesgo de intoxicaciones es la estacionalidad. El razonamiento es sencillo y establece que las poblaciones de dinoflagelados tóxicos tienen un ciclo anual en el que la abundancia aumenta con la temperatura (Chinain *et al.*, 1999; Tester *et al.*, 2010; Kibler *et al.*, 2015). Sobre esta base, la temperatura ha sido utilizada como una variable predictiva de la abundancia de los dinoflagelados y los brotes de ciguatera (Tosteson, 2004; Chateau-Degat *et al.*, 2005; Gingold *et al.*, 2014).

Los resultados sobre la dinámica poblacional de *Gambierdiscus* spp en los sitios de estudio (capítulo 4) no contribuyen a suponer un flujo importante de toxinas. En todas las fechas y en todas las macroalgas analizadas, las poblaciones de *Gambierdiscus* spp no sobrepasan 1000 cel g⁻¹ de macroalga. Tampoco se encontró una correlación entre la temperatura y la abundancia de *Gambierdiscus*. Lo anterior sugiere que podrían ser otros los dinoflagelados implicados en la producción de toxinas (Lewis y Holmes, 1993). Irola-Sansores (2016), reportó abundancias de hasta 30,000 células de *Ostreopsis* cf. *marina* por gramo de macroalga en los ambientes costeros en los que se capturaron los peces. El hecho de que especies del género *Ostreopsis* puedan estar involucrados en los eventos de ciguatera en el Caribe ya ha sido planteado por Ashton *et al.* (2003), sin embargo, es necesario generar más investigación al respecto.

Potencial de intoxicación por ciguatera en el Caribe mexicano

La línea de investigación para determinar el potencial o riesgo de intoxicación en el Caribe mexicano es multifactorial. Es importante generar investigación y mantener programas de monitoreo sobre la abundancia de dinoflagelados bentónicos y las toxinas en los tejidos de peces; pero también es fundamental investigar sobre los patrones de herbivoría que constituyen el primer paso en la transferencia de las toxinas desde sus productores hacia niveles superiores de la red trófica. En el Caribe mexicano la comercialización de la barracuda está prohibida, no así su pesca. La barracuda es un pez muy apreciado por las poblaciones locales por la calidad de su carne a pesar de que gran parte de la población local conoce el riesgo que conlleva su consumo. En el caso el pez león, los datos generados por este reporte documentan la presencia de CTX en la carne de esta especie, sin embargo, no

hay reportes hasta la fecha de intoxicaciones asociadas a su consumo.

Una situación no explorada es el hecho de que las toxinas que causan la intoxicación por ciguatera son lipofílicas y son acumulables en los tejidos grasos. Si la tasa de consumo de peces con concentraciones bajas de CTX es alta, en algún momento podría haber un evento de intoxicación incluso con niveles subletales por efecto de acumulación.

Conclusiones

De 44 peces león analizados 30 resultaron positivos para la presencia de CTX mediante el bioensayo ratón. Ninguno presentó dosis letales. La presencia de CTX fue mayor en los peces capturados en Isla Contoy (86%) y menor en los especímenes de Cozumel (46%), mientras que los ejemplares colectados en Puerto Morelos presentaron un nivel intermedio de prevalencia de CTX (61%). La probabilidad de consumir CTX en peces provenientes de cualquiera de estos sitios es mayor al 50%. No se observó que la prevalencia de CTX estuviera relacionada con la talla. La presencia de CTX en el pez león puede reflejar la presencia de poblaciones locales de dinoflagelados tóxicos, o la presencia de herbívoros que transfieran más eficientemente las toxinas hacia niveles tróficos superiores.

De los 23 especímenes de barracuda analizados 13 fueron positivos para la presencia de CTX (57%) y dos resultaron letales en tejido muscular (~9%).

Derivado de esta información se recomienda mantener vedada la comercialización de la barracuda y restringir el consumo de peces provenientes del norte de la costa del estado de Quintana Roo.

Referencias

- Arcila-Herrera, H.; Castello-Navarrete, A.; Mendoza-Ayora, J.; Montero-Cervantes, L.; González-Franco, M. y O. W. Brito-Villanueva, 1998. Diez casos de ciguatera en Yucatán. *Revista de Investigación Clínica*, 50, 149-152.
- Ashton, M., Tosteson, T. y C. Tosteson. 2003. The effect of elevated temperature on the toxicity of the laboratory cultured dinoflagellate *Ostreopsis lenticularis* (Dinophyceae). *Revista de Biología Tropical*, 51(Supp. 4), 1-6.
- Boucaud-Maitre, D., Vernpux, J-P., Pelczar, S., Duadens-Vaysse, E., Aubert, L., Boa, S., Ferraci, S. y R. Grnier. 2018. Incidence and clinical characteristics of ciguatera fish poisoning in Guadeloupe (French West Indies) between 2013 and 2016: a retrospective of cases-series. *Scientific Reports*, 8, 3090.
- Chateau-Degat, M. L., Chinain, M., Cerf, N., Gingras, S., Hubert, B. y E. Dewailly. 2005. Seawater temperature, *Gambierdiscus* spp. variability and incidence of ciguatera poisoning in French Polynesia. *Harmful Algae*, 4(6), 1053-1062.
- Chinain, M., Germain, M., Deparis, X., Pauillac, S., y A. M. Legrand. 1999. Seasonal abundance and toxicity of the dinoflagellate *Gambierdiscus* spp. (Dinophyceae), the causative agent of ciguatera in Tahiti, French Polynesia. *Marine Biology*, 135, 259-267.
- Dickey, R. W. y S. M. Plakas. 2009. Ciguatera, a public health perspective. *Toxicon*, 56(2), 123-136.
- de Haro, L., Hayek-Lanthois, M., Joossen, F., Affaton, M-F., Jouglard, J. 1997. Intoxication collective ciguaterique apres ingestion d' un barracuda au Mexique: deductions, pronostique et therapeutique. *Médecine Tropicale*, 57, 55-58.
- FDA. 2013. Guidance for industry: Purchasing reef species associated with the hazard

- ciguatera fish poisoning.
- Feldman, D. B. y J. C. Seely. 1988. Necropsy Guide. Rodents and the rabbit. CRC Press. Florida, USA. 167 pp.
- Fernández, M. L., Richard, D. J. A. y A. Cembella. 2003. *In vivo* assays for phycotoxins. En: Hallegraef, G.M., Anderson, S.M. y A. Cembella (Editores). Manual on Harmful Marine Microalgae. IOC-UNESCO. 347-382 p.
- Gamboa, P. M., Parck, D. L. y J. M. Fremy. 1992. Extraction and purification of toxic fractions from barracuda (*Sphyraena barracuda*) implicated in ciguatera poisoning. En: T.R. Tosteson (Editor), Proceedings of the Third International Conference on Ciguatera Fish Poisoning, Puerto Rico, 1990. Polyscience Publications, Quebec, Canada. 13-24 p.
- Gingold, B. D., Strickland, M. J. y J. J. Hess. 2014. Ciguatera fish poisoning and climate change: Analysis of national poison data in the United States, 2001-2011. *Environmental Health Perspectives*, 122(6), 580-586.
- Irola-Sansores, E. D. 2016. Dinámica poblacional de los dinoflagelados bentónicos en dos géneros de macrolagas: *Dictyota* y *Amphiroa* en dos sistemas arrecifales del norte de Quintana Roo. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. Quintana Roo, México.
- Hardison, R. D., Holland, W. C., Taiana Darius, H., Chinain, M., Tester, P. A., Shea, D., Bogdanoff, A. K., Morris, J. A., Flores Quintana, H. A., Loeffler, R. C., Buddo, D. y R. W. Litaker. 2018. Investigation of ciguatoxinas in invasive lionfish from the greater Caribbean region: implications for fishery development. *PlosONE*, 13(6), e0198358.
- Hendrich, H., Bullock, G., Petrusz, P. 2004. The laboratory mouse. The handbook of experimental animals. Elsevier Academic Press. 600 pp.
- Kibler, S. R., Tester, P. A., Kunkel, K. E., Moore, S. K. y R. W. Litaker. 2015. Effects of ocean warming on growth and distribution of dinoflagellates associated with ciguatera fish poisoning in the Caribbean. *Ecological Modelling*, 316, 194-2010.
- Lawrence, D. L., Enriquez, B. M., Lumich, R. M. *et al.* 1980. Ciguatera fish poisoning in Miami. 1980. *JAMA*, 244, 254-258.
- Lewis, R. J. y M. J. Holmes. 1993. Origin and transfer of toxins involved in ciguatera. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 106(3), 615-628.
- Lewis, R. L. 1995. Detection of ciguatoxins and related benthic dinoflagellate toxins: *in vivo* and *in vitro* methods. En: Hallegraef, G. M., Anderson, D. M., Cembella, A. D., Enevoldsen, H. O. (Eds). Manual on Harmful Marine Microalgae. UNESCO-IOC, Paris, pp 135-161.
- Lewis, R. L. 2003. Detection of toxins associated with ciguatera fish poisoning. En: Hallegraef, G. M., Anderson, D. M., Cembella, A. (Eds). Manual on Harmful Marine Microalgae. IOC-UNESCO. pp 267-278.
- Ley-Martínez, T. 2016. Bioprospección de toxinas tipo ciguatoxinas en peces carnívoros del Caribe mexicano y aguas adyacentes. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. BCS, México. 77 pp.
- Loeffler, C. R., Robertson, A., Flores Quintana, H. A., Silander, C. M., Smith, B. T. y D. Olsen. 2018. Ciguatoxin prevalence in 4 commercial fish species along an oceanic exposure gradient in the US Virgin Islands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(7), 1852-1853.
- McKee, D., Fleming, L. E., Tamer, R., Weisman, R. y D. G. Blythe. 2001. Physician

- diagnostic and reporting of ciguatera fish poisoning in an endemic area. *Harmful Algae Blooms*, 451-453.
- Morris Jr., J. G., Lewin, P., Smith, C. W., Black, P. A. y R. Schneider. 1982. Clinical features of ciguatera fish poisoning: A study of the disease on St. Thomas, U.S. Virgin Islands. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 31, 474-578.
- Núñez-Vázquez, E., Almazán-Becerril, A., López-Cortés, D. J., Heredia-Tapia, A., Hernández-Sandoval, F. E., Band-Schmidt, C. J., Bustillos-Guzmán, J. J., Gárate-Lizárraga, I., García-Mendoza, E., Salinas-Zavala, C. A. y A. Cordero-Tapia. 2019. Ciguatera en Mexico from 1984 to 2003. *Marine Drugs*, 17(1), 13.
- NOM-062-200-1999. 1999. Norma Oficial Mexicana para producción, cuidado y uso de animales de laboratorio. SAGARPA, México.
- NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. DOF 10-feb-2009, 2a sección, 128 p.
- O'Toole, A. C., Danylchuk, A. J., Goldberg, T. L., Susuki, C. D., Philipp, D. P., Brooks, E. y S. J. Cook. 2011. Spatial ecology and residency patterns of adult great barracuda (*Sphyraena barracuda*) in coastal waters of The Bahamas. *Marine Ecology*, 158(10), 2227-2237.
- Parrilla-Cerrillo, M. C., Vázquez-Castellanos, J. L., Saldade-Castañeda, E. O. y L. M. Nava-Fernández. 1993. Brotes de toxiinfecciones alimentarias de origen microbiano. *Salud Pública de México*, 35, 456, 463.
- Pottier, I., Vernoux, J. P. y R. J. Lewis. 2001. Ciguatera Fish Poisoning in the Caribbean Islands and Western Atlantic. *Review Environmental Contamination Toxicology*, 168: 99-141.
- Robertson, A., Garcia, A. C., Flores Quintana, H. A., Smith, T. B., Castillo II, B. F., Reale-Munroe, K., Gulli, J. A., Olsen, D. A., Hooe-Rollman, J. I., Jester, E. L. E., Klimeck, B. J. y S. M. Plakas. 2014. Invasive lionfish (*Pterois volitans*): A potential human health threat for ciguatera fish poisoning in tropical waters. *Marine Drugs*, 12, 88-97.
- Soliño, L., Wingy, S., Pautonnier, A., Turquet, J., Leoffler, C. R., Flores Quintana, H. A. y J. Diogene. 2015. Prevalence of ciguatoxins in lionfish (*Pterois* spp.) from Guadaloupe, Saint Martin, and Saint Barthelmy Islands (Caribbean). *Toxicon*, 102, 62-68.
- Suárez Hernández, M., Arteaga Aguilar, M. E., Méndez Achón, J. C., Cortés Ferrer, J. y R. Blanco Rojas. 2001. Epidemiología de la ciguatera en 16 años de estudio en la provincia de Ciego de Ávila. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 39(3), 164-171
- Tester, P. A., Feldman, R. L., Nau, A. W., Kibler, S. R. y W. R. Litaker. 2010. Ciguatera fish poisoning and sea surface temperatures in the Caribbean Sea and the West Indies. *Toxicon*, 56(5), 698-710
- Tosteson, T. R., Ballantine, D. L. y H. D. Durst. 1988. Seasonal frequency of ciguatoxic barracuda in Puerto Rico. *Toxicon*, 26(9), 795-801
- Tuz-Paredes, V. M. 2017. Ciguatoxina en barracuda *Sphyraena barracuda* (Walbaum, 1792), en aguas adyacentes de Isla Mujeres, Quintana Roo, México. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Chetumal. Chetumal, Quintana Roo, México. 70 pp.
- Villareal, T. A., Hanson, S., Qualia, S., Jester, E. L. E., Granada, H. R. y R. W. Dickey. 2007. Petroleum production platforms as sites for the expansion of ciguatera in the northwestern Gulf of México. *Harmful Algae*, 6: 253-259.

Estudio ecológico del género *Gambierdiscus* en el Caribe mexicano

Resumen

Se estudió la abundancia de las poblaciones epífitas de *Gambierdiscus* spp en cuatro sitios de dos zonas arrecifales en el Caribe Mexicano: Ixlaché, en el Parque Nacional Isla Contoy y, Bonanza, La Bocana, Jardines y La Pared en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. Con base en el análisis de las placas y la forma de las células, se encontraron tres especies de las cuatro reportadas para la zona: *G. caribaeus*, *G. carolinianus* y *G. carpenteri*. La cobertura mediana de las macroalgas varió de 50-70%. El grupo funcional más importante fueron las algas carnosas, que abarcaron un rango de 35-50%, del cual el género *Dictyota*, aportó entre el 27-43%. Las abundancias del género *Gambierdiscus* variaron de 7 a 784 cel/g de macroalga en los sitios muestreados. Las especies dominantes pertenecen al género *Ostreopsis*, otro género de dinoflagelados epífitos con representantes tóxicos. La abundancia de *O. cf. marina* alcanzó valores de 33,950 cel/g de macroalga y *O. heptagona* con 26,083 cel/g de macroalga. En el arrecife Ixlaché de Isla Contoy se observó una menor densidad de *Gambierdiscus* que en los arrecifes de Puerto Morelos. Entre los diferentes sitios arrecifales de Puerto Morelos no hubo diferencias entre las abundancias de este género en diferentes fechas de muestreo. La abundancia de *Gambierdiscus* tampoco mostró una correlación significativa con la temperatura. Esta información no parece apoyar que haya un gran flujo de toxinas desde las poblaciones de *Gambierdiscus* hacia la red trófica mediada por herbivoría al menos, desde los sitios analizados. No se descarta, que las poblaciones de *Gambierdiscus* estén presentes en otros sitios o a más profundidad, o que haya picos de abundancia episódicos.

Introducción

Randall (1958) hipotetizó que el agente causal de la ciguatera podría ser una cianobacteria bentónica. Sin embargo, fue dos décadas después, a partir de la colaboración entre grupos de investigación de Francia y Japón que se demostró que el organismo implicado era un dinoflagelado entonces desconocido para el cual se creó un nuevo género: *Gambierdiscus*. Etimológicamente el nombre hace referencia a la forma del organismo (discoidal) y al sitio donde fue colectado (Islas Gambier) (Yasumoto *et al.*, 1977). Adachi y Fukuyo (1979) describieron la especie en muestras del alga parda *Turbinaria ornata* de los arrecifes coralinos de la Polinesia Francesa. Desde entonces y hasta 2014 habían sido descritas 13 especies de éste género (Faust, 1995; Holmes, 1998; Chinain, *et al.*, 1999; Litaker *et al.*, 2009; Fraga *et al.*, 2010; Fraga y Rodríguez, 2014). Sin embargo, recientemente Gómez *et al.*, (2015) separaron de *Gambierdiscus* a las especies de forma globular y las agruparon en el nuevo género *Fukuyoa* (*F. yasumotoi*, *F. reutzleri* y *F. paulensis*). Posteriormente, los trabajos de Nishimura *et al.* (2014), Fraga *et al.* (2016), Smith *et al.*, (2016) y Kretzschmar *et al.*, (2017) incrementaron a 14 las especies de este género.

Como organismo bentónico, *Gambierdiscus* puede estar presente en diferentes sustratos. Ha sido encontrado en fragmentos de coral muerto (Yasumoto *et al.*, 1979) en el sedimento (Faust, 1995), y sobre macroalgas (Adachi y Fukuyo, 1979). El comportamiento epifítico de *Gambierdiscus* ha promovido estudios dirigidos a determinar sus preferencias específicas por algún sustrato (Nakahara *et al.*, 1996; Lobel *et al.*, 1988; Bomber *et al.*, 1989; Cruz-Rivera y Villareal, 2006; Parsons y Preskitt, 2007; Parsons *et al.*, 2011; Rains y Parsons, 2015).

El monitoreo de las poblaciones de dinoflagelados epifitos, incluyendo a *Gambierdiscus*, también se ha realizado en diferentes partes del mundo para conocer los cambios en abundancia y tratar de relacionarlos con la variabilidad ambiental (Morton y Faust, 1997; Vila *et al.*, 2001; Okolodkov *et al.*, 2007; 2014). Otras características del medio como la profundidad, el movimiento del agua y la estructura del hábitat también han sido investigados (Richlen y Lobel, 2011; Boisnoir *et al.*, 2018; Yong *et al.*, 2018).

La relación entre la tasa de crecimiento de *Gambierdiscus* y la variabilidad de la temperatura a nivel regional parecen estar correlacionadas (Tester *et al.*, 2010; Kibler *et al.*, 2015), lo que implica que el incremento de temperatura podría favorecer la abundancia de algunas especies. Con base en la variabilidad de la temperatura se han construido modelos que predicen la abundancia de *Gambierdiscus* y los posibles eventos de ciguatera (Tosteson, 2004; Chinain *et al.*, 1999; Chateau-Degat *et al.*, 2005; Gingold *et al.*, 2014).

La presencia del género *Gambierdiscus* en el Caribe mexicano ya ha sido descrita en diversos estudios (Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004; Almazán-Becerril *et al.*, 2015; 2016). Aunque en un principio se supuso que la especie era *Gambierdiscus toxicus*, estudios posteriores demostraron que en la zona del Caribe se encontraban las especies *G. belizeanus*, *G. coralinianus*, *G. carpenteri* y *G. caribeaus* (Faust, 1995; Litaker *et al.*, 2009). Estas especies han coexistido con todas las especies del arrecife coralino y han formado parte de su estructura y función. Desafortunadamente, en la actualidad los arrecifes sufren un proceso irreversible de degradación en la que los corales duros, formadores de arrecife están muriendo por procesos locales y globales como la eutrofización, el aumento de la temperatura, la acidificación del mar y las enfermedades (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

Esta nueva situación es aprovechada por las macroalgas que utilizan la superficie de los corales muertos como sustrato para proliferar y convertirse en los nuevos organismos dominantes (Bellwood *et al.*, 2004; Bozec *et al.*, 2008). Si estas algas resultan un sustrato

adecuado para *Gambierdiscus*, entonces el incremento de este género podría traer como consecuencia un incremento también en la concentración de toxinas. Por tal razón, el objetivo de este reporte es determinar el papel de *Gambierdiscus* como epífito en arrecifes dominados por algas. Como hipótesis de trabajo postulamos que este género se puede ver favorecido por la abundancia de macroalgas, que en algunos lugares puede llegar al 90%. Al mismo tiempo, deseamos investigar si la temperatura ambiental se correlaciona positivamente con la abundancia de este dinoflagelado. Con esta información podremos determinar si el cambio de fase en los arrecifes del Caribe mexicano puede potenciar los brotes de ciguatera.

Métodos

Selección de macroalgas

A pesar de la alta diversidad de macroalgas en la zona de estudio, se ha observado que unos cuantos géneros pueden llegar a dominar en los sitios propuestos. Entre estos destacan por su alta cobertura *Dictyota*, *Halimeda* *Udotea*, *Riphocephalus*, y *Amphiroa* y *Laurencia*, entre los más comunes. Para este trabajo se seleccionarán especímenes de estos géneros para conocer si existen cambios de cobertura a lo largo del año.

Estimación de cobertura de macroalgas

La cobertura de las macroalgas se evaluará una vez al mes mediante la cuantificación de 30 cuadrantes de 50 cm x 50 cm ubicados a lo largo de tres transectos de 30 m de longitud, o sea, 10 cuadrantes por transecto. Estudios previos realizados en la zona arrojan que este número de cuadrantes es el mínimo para obtener porcentajes de error menores al 5%, lo cual constituye un criterio de la calidad de los datos.

Estimación de la abundancia de los dinoflagelados

Además de monitorear los cambios de cobertura de estas especies de macroalgas, se determinará la posible variación de la densidad de dinoflagelados (cel/g de macroalga) en dos grupos funcionales de macroalgas representadas por los géneros *Dictyota* y *Amphiroa* colectando 10 especímenes de cada especie de acuerdo a Lobel *et al.* (1988) quienes demostraron que para densidades bajas de dinoflagelados un tamaño de $n=10$ es el mínimo para estimar los promedios de abundancia minimizando el error estándar de la media. Los individuos de macroalgas colectados estarán al menos a una distancia de 10 m entre ellos (Parsons y Preskitt, 2007). Las macroalgas se almacenaron en bolsas y se mantuvieron a temperatura ambiente hasta su procesamiento y fijación. En cada espécimen de macroalga se determinará la densidad de todos los individuos de *Gambierdiscus*. Los dinoflagelados desprendidos de las macroalgas se llevarán un volumen de 50 ml, de los cuales se tomará 1 ml que será leído en la cámara de Sedgwick-Rafter. Dependiendo de la abundancia se leerá toda la cámara o sólo algunos transectos. Este procedimiento se hará por triplicado. La temperatura se registrará con un termistor sumergible marca HOBO programado para tomar datos cada tres horas.

Análisis estadístico

Las densidades de *Gambierdiscus* spp se compararán entre sitios y entre las especies de macroalgas hospederas usando análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney comparaciones pareadas. Las preferencias de sustrato se definirán a partir de las diferencias significativas entre la densidad de cada especie de dinoflagelado en especie de macroalga.

Para determinar la posible asociación entre *Gambierdiscus* y la temperatura del mar se usará la prueba de correlación de Spearman.

Resultados

Cobertura de macroalgas

Aun cuando la cobertura de macroalgas en los sitios seleccionados presentó una variabilidad muy alta, los valores medianos de todos los sitios se encuentran en el intervalo de 50-70% de cobertura, muy altos para arrecifes coralinos. El grupo funcional más importante son las algas carnosas que abarcaron un intervalo del 35-50% de la cobertura total. *Dictyota*, se encontró entre el 27-43% de la cobertura total del arrecife.

Las especies presentes

Con anterioridad se habían reportado a las especies *G. belizeanus*, *G. carolinianus* y *G. caribaeus* (Hernández-Becerril y Almazán-Becerril, 2004; Almazán-Becerril *et al.*, 2015; 2016), pero en el curso de este trabajo se ha reconocido la presencia de *G. carpenteri*. En la figura 1 se presentan algunas fotografías de *Gambierdiscus caribaeus* y *G. carpenteri*. Se encontraron 4 especies de *Gambierdiscus* en todas las muestras analizadas de macroalgas de la cual estaban presentes *G. caribaeus*, *G. carolinianus*, *G. belizeanus* y *G. carpentea*. A continuación, se presenta una breve descripción de las especies encontradas

***Gambierdiscus carolinianus*:** Célula de forma lenticular de 78-85µm de diámetro, ligeramente alargadas en vista apical. Tecas redondeadas con un borde liso y con numerosos poros. Nomenclatura de la teca: Po, 3', 7'', 6C, 6S, 5''', 1p y 2'''''. La 2' es la placa apical más grande, larga y en forma de hacha). La placa 1' hexagonal y la placa 3' pentagonal son aproximadamente del mismo tamaño, pequeñas en comparación a la placa 2'. Las placas precingulares son de formas cuadrangulares varían de tamaño, 3'' y 4'' son las más grandes 2'', 5'' y 6'' son intermedias y 1'' y 7'' son las más pequeñas. La placa del poro apical tiene forma de lágrima con una apertura grande en forma de anzuelo. La placa 1p es la más grande de la hipoteca, es ancha y de forma pentagonal (Fig. 1 I – O).

***Gambierdiscus belizeanum*:** Célula comprimida sobre el eje antero-posterior, de forma lenticular en vista ventral. Las células son redondeadas en vista apical. La superficie de la teca es muy rugosa de apariencia reticular. Las placas están densamente cubiertas de poros conspicuos que semejan una retícula. La fórmula de la teca es Po, 4', 5'', 6c, 8s, 5''', 2''''', sp. El complejo del poro apical presenta forma elíptica y se orienta perpendicularmente a la porción ventral de la célula. La placa 2' tiene forma de hacha, con el lado donde se une a la primera placa precingular notoriamente más corto que el lado donde colinda con la tercera placa precingular. La placa 3'' es de forma trapezoidal con la base orientada hacia el sulcus. La hipoteca consta de cinco placas post-cingulares, dos antapicales y la placa sulcal posterior.

***Gambierdiscus caribaeus*:** Célula comprimida sobre el eje antero-posterior, de forma lenticular en vista ventral y redondeada en vista apical. La epiteca es ligeramente rugosa. La especie presenta placas densamente cubiertas de poros pequeños. El *cingulum* es ascendente, estrecho, profundo con bordes gruesos y una aleta cingular, que remata en un sulcus angosto y excavado. Fórmula de la teca Po, 4', 5'', 6c, 8s, 5''', 2'''' y sp. El complejo del poro apical presenta forma elíptica, se orienta ligeramente hacia la porción ventral del cuerpo de la célula. La placa 2' con forma rectangular y cuatro lados bien definidos y bordes rectos. La placa 3''

con forma trapezoidal, las bases mayores y menores convexas. La hipoteca consta de cinco placas post-cingulares, dos antapicales y la sulcal posterior, sp. La placa 2'''' es grande y ligeramente pentagonal. La placa 3'''' tiene forma de trapecio invertido con las bases convexas.

***Gambierdiscus carpenteri*:** Las células comprimidas de 50-55µm de diámetro. Célula lenticular, ligeramente oblonga en vista apical. Los poros numerosos y redondos. Teca: Po, 3', 7'', 6C, 6S, 5''', 1p y 2'''''. 1'' y 7'' pequeña, adyacentes al surco y debajo del 1'. El 2'', 5'' y 6'' intermedios. La placa apical 2' es grande, rectangular y simétrica. Las placas 3'' y 4'' son las más grandes. El 4'' es asimétrico y más ancho en el extremo 5''. Las placas 3'', 4'' y la porción ventral de la 5'' se elevan abruptamente desde el surco cingular. La placa de poro apical es ampliamente elipsoide con una característica apertura apical en forma de anzuelo. El cingulo es estrecho y profundamente excavado. El sulcus es profundo con las placas 1'''' y 5'' pequeñas, 3'' intermedias y 2'''' y 4'''' más grandes. Las placas 1'''' y 2'''' son pequeñas y forman crestas engrosadas a lo largo de la unión con el surco. (Fig. 1. A–H).

Abundancia y especificidad de sustrato de Gambierdiscus spp.

Las abundancias del género *Gambierdiscus* fueron de 7 a 784 cel/g de macroalga en los sitios muestreados (Figs. 2 y 3). Las especies dominantes pertenecen al género *Ostreopsis*, otro género de dinoflagelados epífitos con representantes tóxicos. La abundancia de *O. cf marinus* tuvo valores máximos de 33,950 cel/g de macroalga y *O. heptagona* con 26,083 cel/g de macroalga. Las abundancias de *Gambierdiscus* en diferentes algas se presenta en las figuras 2 y 3. En Isla Contoy la máxima abundancia fue de 83 cel/g de macroalga *Padina pavonica* en el mes de noviembre. Mientras que en el mes de julio en la macroalga *Rhipocephalus oblongus* presentó la mayor abundancia con valor de 60 cel/g de macroalga En Puerto Morelos, en el sitio Jardines la abundancia máxima fue de 760 cel/g de macroalga *Rhipocephalus oblongus* en el mes de septiembre. En la Pared, la mayor densidad fue de 214 cel/g en la macroalga *Udotea occidentalis*. En la Bocana, la mayor abundancia fue de 315 cel/g en *Dictyota* sp. en el mes de julio y en la Bonanza se presentó la mayor abundancia del género *Gambierdiscus* en un consorcio de macroalgas conformado por *Ochtodes* sp. y *Dictyota* sp. con un valor de 784 cel/g de macroalga (Figura 2).

Diferencias de abundancia entre sitios. En el arrecife Ixlaché de Isla Contoy se observó una menor densidad de *Gambierdiscus* que en los arrecifes de La Pared ($p < 0.05$). Entre los diferentes sitios arrecifales de Puerto Morelos no hubo diferencias entre las abundancias de este género en diferentes fechas de muestreo.

La abundancia de *Gambierdiscus* tampoco mostró una correlación significativa con la temperatura ($p > 0.05$)

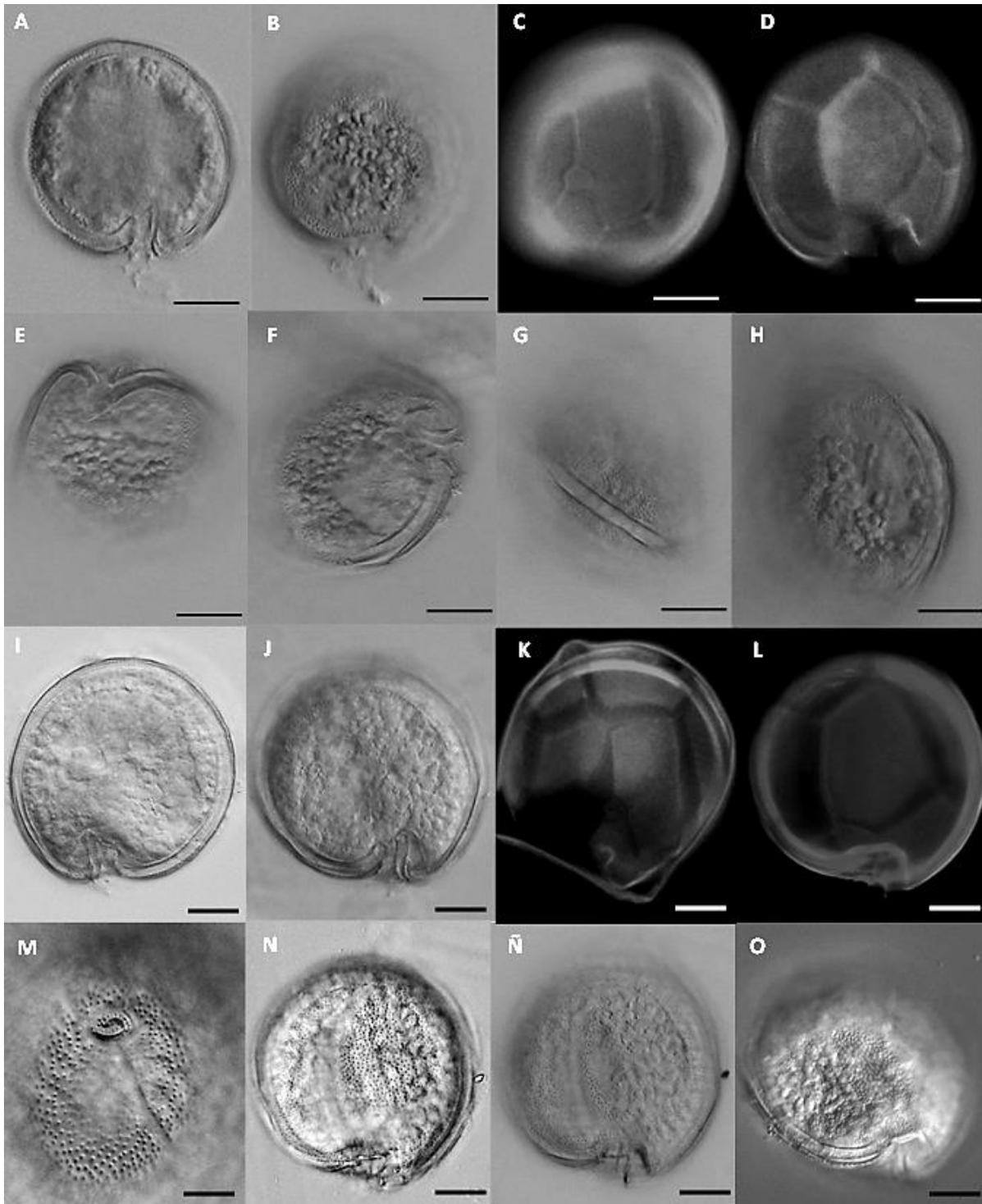


Figura 1. *Gambierdiscus carpenteri* A, B). Célula entera. C y D) Patrón tabular de la epiteca e hipoteca. E, F). Sulcus de la célula y G, H) Forma de cingulo. *Gambierdiscus carolinianus* I, J) Célula entera. K,L) patrón tabular de la epiteca-hipoteca. M) La placa Po con la característica forma de anzuelo. N- O) Tecas redondeadas con un borde liso y numerosos poros.

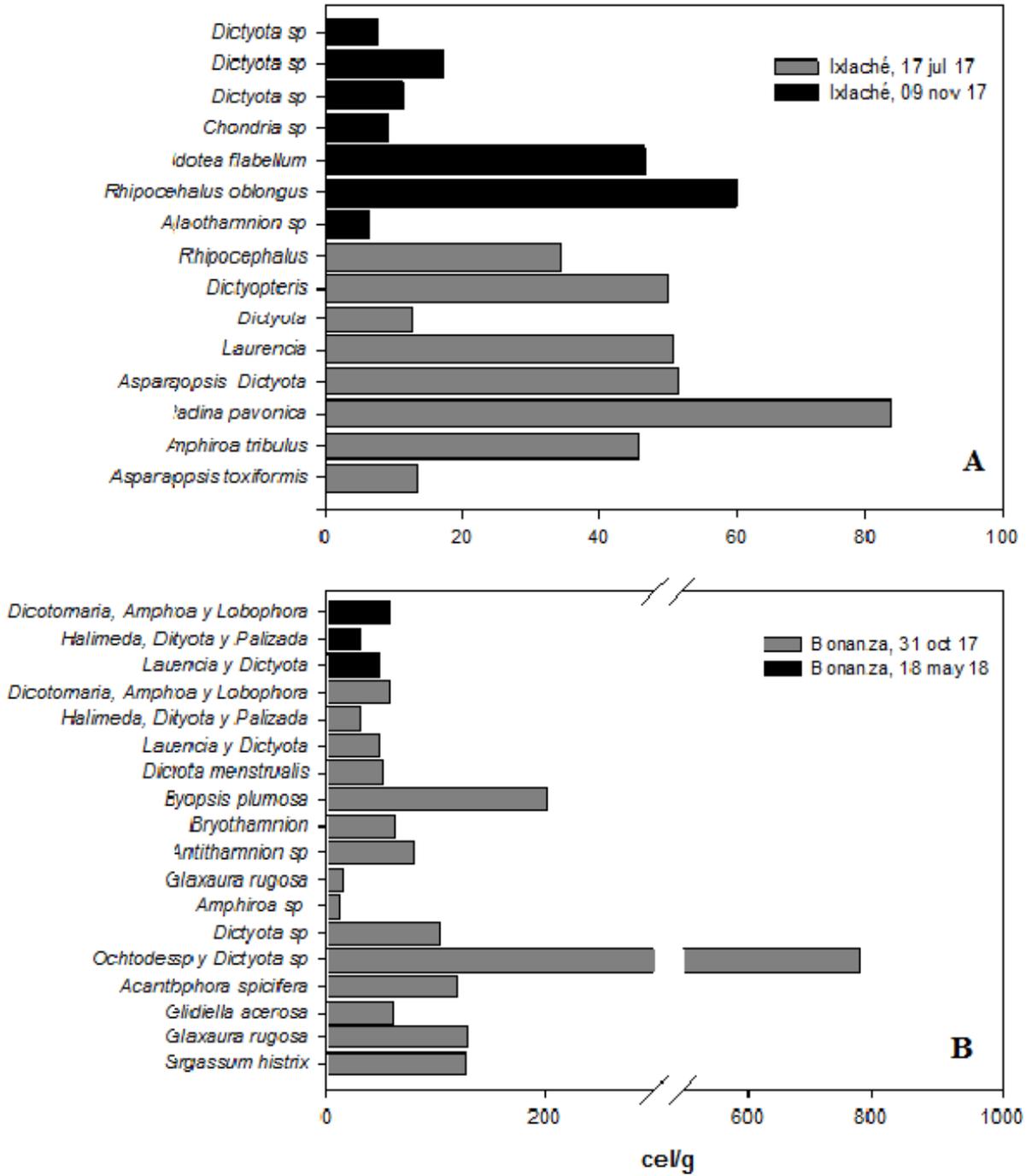


Figura 2. Variación de las abundancias de *Gambierdiscus* en diferentes macroalgas en el arrecife Ixlaché de Isla Contoy (A) y en el arrecife La Bonanza de Puerto Morelos (B)

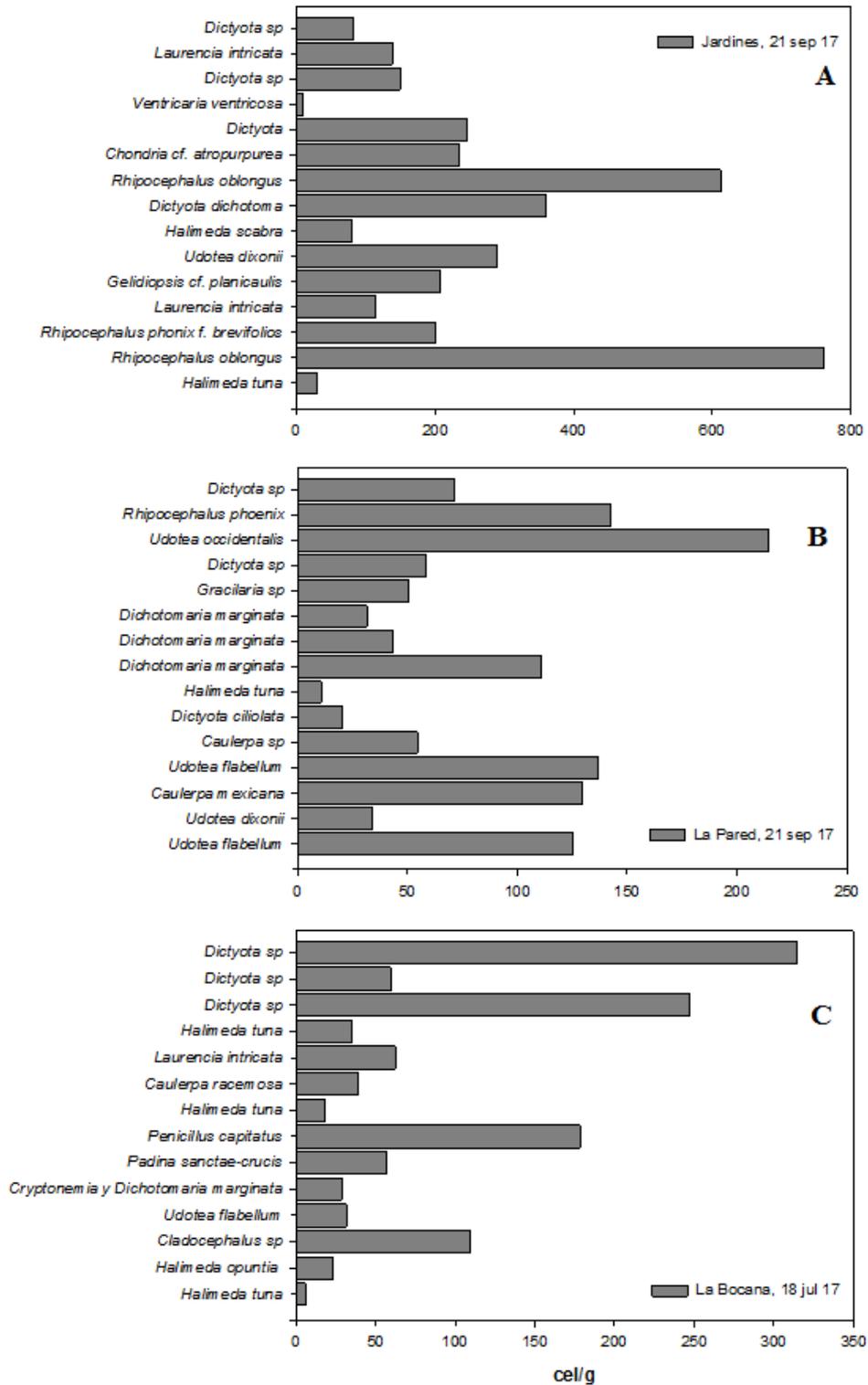


Figura 3. Variación de las abundancias de *Gambierdiscus* en diferentes macroalgas en el arrecife Jardines (A) La Pared (B) y La Bocana (C) de Puerto Morelos.

Discusión

En la tabla 1 se presentan las máximas abundancias en el Caribe y Atlántico norte reportadas para *Gambierdiscus* spp. En Belice, Morton y Faust (1997) contabilizaron 4000 cel/g de la macroalga *Acanthophora spicifera*. En Puerto Rico, Ballantine *et al.* (1988) detectaron un máximo de 2000 cel/g sobre *Dictyota*, aunque esa fue la mayor abundancia registrada en tres años de muestreo. Por otra parte, Bomber *et al.*, (1989) encontraron altas densidades de *Gambierdiscus* en la macroalga *Heterosiphonia gibbessi*. En el Caribe mexicano, Irola-Sansores reportó hasta 180 cel/gr de *Gambierdiscus* sobre *Dictyota* y en la Isla Guadalupe, en la Antillas Francesas, Boisnor *et al.*, (2018) reportaron sólo 113 cel/g. La variación entre las máximas abundancias reportadas para la zona del Caribe fue de un orden de magnitud solamente y distan mucho de los máximos reportes de abundancia. Por ejemplo, en la revisión realizada por Cruz-Rivera y Villareal (2006) se presentan abundancias de hasta 75,793 cel/g en *Chaetomorpha*, o de más de 45,532 cel/g en *Dictyota*. Aun mayor es la cifra de Yasumoto *et al.*, (1980) quienes reportaron 318,000 cel/g en las Islas Gambier, el sitio de donde se aisló *Gambierdiscus* por primera vez y una zona eminentemente ciguatoxigénica.

Tabla 1. Abundancias máximas de *Gambierdiscus* reportadas en la Cuenca el Caribe

Sitio/Pais	Macroalga	Máx. Abundancia (cel/gr)	Referencia
Cayo Caracoles, Puerto Rico	<i>Dictyota</i> sp	2000	Ballantine <i>et al.</i> , 1988
Cayos de Florida, E. U.	<i>Heterosiphonia gibbessi</i>	2279±200	Bomber <i>et al.</i> , 1989
Tobacco Cay, Belice	<i>Acanthophora spicifera</i>	4000	Morton y Faust, 1997
Gosiere, Guadalupe	<i>Halophila stipulacea</i>	113±104	Boisnar <i>et al.</i> , 2018
Puerto Morelos, México	<i>Dictyota</i> sp	180±59	Irola-Sansores, 2016
Puerto Morelos, México	<i>Dictyota</i> + <i>Ochtodes</i>	784	Este trabajo

La ciguatoxicidad y actividad hemolítica de algunas cepas *G. carolinianus*, *G. caribaeus* y *G. carpenteri* obtenidas en el Caribe mexicano ha sido previamente reportada por Holland *et al.* (2013) y Litaker *et al.* (2017). La información disponible señala que *G. carpenteri* y *G. caribaeus* pueden producir 1.14±0.18 y 1.29±0.4 fg CTX eq cel⁻¹ respectivamente (Litaker *et al.*, 2017) lo cual, no se compara en potencial tóxico con el que presenta *G. excentricus* que alcanza hasta 469±10 fg CTX eq cel⁻¹, esto es, más de 400 veces la concentración de las dos primeras especies. Lo anterior sugiere que, si las poblaciones locales de *Gambierdiscus* son las responsables de los eventos de intoxicación en el Caribe mexicano, deben de existir en altas abundancias en al menos una época del año. Sin embargo, hasta el momento no se han localizado esas poblaciones.

El periodo de tiempo en el que se realizó este estudio parece no ser suficiente para detectar la posible estacionalidad de la abundancia poblacional. Ballantine *et al.* (1988) encontraron evidencias de patrones estacionales en Puerto Rico tras 3 años de estudio y Chinain *et al.*, (1999) utilizaron series de tiempo de 5 años para describir la estacionalidad de este género en Tahiti. Por su parte, Chateu-Degat *et al.*, (2005) usaron 8 años de datos para establecer los patrones estacionales de *Gambierdiscus* en la Polinesia Francesa.

El grado de avance sobre las comunidades de dinoflagelados ciguatoxigénicos en el Caribe Mexicano es aun escaso. Se conoce la identidad y la abundancia de algunas especies, pero es importante seguir investigando aspectos fundamentales como la herbivoría que es el paso más importante de la transferencia de toxinas a la red trófica.

Al mismo tiempo, mantener un programa de monitoreo a largo plazo que incluya a las comunidades bentónicas, parámetros de calidad del agua, temperatura y abundancias de dinoflagelados es importante porque constituiría una gran herramienta no sólo para incrementar el conocimiento sobre este el fenómeno de la ciguatera sino para, en el mejor de los casos poder predecir el riesgo de intoxicación.

Conclusiones

Se encontraron tres especies de *Gambierdiscus* de las cuatro reportadas para la zona del Caribe mexicano. Las abundancias del género *Gambierdiscus* variaron de 7 a 784 cel/g de macroalga en los sitios muestreados.

En el arrecife Ixlaché de Isla Contoy se observó una menor densidad de *Gambierdiscus* que en los arrecifes de Puerto Morelos. Entre los diferentes sitios arrecifales de Puerto Morelos no hubo diferencias entre las abundancias de este género en diferentes fechas de muestreo.

Las especies dominantes pertenecen al género *Ostreopsis*, otro género de dinoflagelados epífitos con representantes tóxicos.

La abundancia de *Gambierdiscus* tampoco mostró una correlación significativa con la temperatura.

Esta información no parece apoyar que haya un gran flujo de toxinas desde las poblaciones de *Gambierdiscus* hacia la red trófica mediada por herbivoría al menos, desde los sitios analizados, aunque no se descarta que las poblaciones de *Gambierdiscus* estén presentes en otros sitios o a más profundidad, o que haya picos de abundancia episódicos de corta duración.

Referencias

- Adachi, R. y Y. Fukuyo. 1979. The thecal plate structure of a marine toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* gen. et sp. nov. collected in a ciguatera endemic area. *Bulletin of the Japanese Society for Scientific Fisheries*, 45, 67-71
- Almazán-Becerril, A., Escobar-Morales, S., Irola-Sansores, E. D. y B. Delgado-Pech. 2016. Morfología y taxonomía de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia* en el Caribe Mexicano in Florecimientos Algales Nocivos en México. CICESE, Ensenada, Baja California, México, 378-393.
- Almazán-Becerril, A., Escobar-Morales, S., Rosiles-González, G. y F. Valadez. 2015. Benthic-epiphytic dinoflagellates from the northern portion of the Mesoamerican Reef System. *Botánica Marina*, 58(2), 115-128.
- Ballantine, D. L., Tosteson, T. R. y A. T. Bardales. 1988. Population dynamics and toxicity of natural populations of benthic dinoflagellates in southwestern Puerto Rico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 119(3), 201-212.
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C. y M. Nyström. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994):827–833.
- Boisnoir, A., Pascal, P. Y., Cordonnier, S. y R. Lemée. 2018. Depth distribution of benthic dinoflagellates in the Caribbean Sea. *Journal of Sea Research*, 135, 74-83.
- Bomber, J. W., Rubio, M. G. y D. R. Norris. 1989. Epiphytism of dinoflagellates associated with the disease ciguatera: substrate specificity and nutrition. *Phycologia*, 28(3), 360-

- 368.
- Bozec, Y. M., Acosta-González, G., Núñez-Lara, E. y J. E. Arias-González. 2008. Impacts of coastal development on ecosystem structure and function of Yucatan coral reefs, Mexico. In: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, pp. 691-695.
- Chateau-Degat, M. L., Chinain, M., Cerf, N., Gingras, S., Hubert, B. y E. Dewailly. 2005. Seawater temperature, *Gambierdiscus* spp. variability and incidence of ciguatera poisoning in French Polynesia. *Harmful Algae*, 4(6), 1053-1062.
- Chinain, M., Faust, M. A., y S. Pauillac. 1999. Morphology and molecular analysis of three toxic species of *Gambierdiscus* (Dinophyceae): *G. pacificus*, sp. nov., *G. australes*, sp. nov., and *G. polynesiensis*, sp. nov. *Journal of Phycology*, 35(6), 1282-1296.
- Cruz-Rivera, E. y T. A. Villareal. 2006. Macroalgal palatability and the flux of ciguatera toxins through marine food webs. *Harmful Algae*, 5, 497-525.
- Faust, M. A. 1995. Observation of sand dwelling toxic dinoflagellates (Dinophyceae) from widely differing sites, including two new species. *Journal of Phycology*, 31(6), 996-1003.
- Fraga, S., Rodríguez, F., Riobó, P., e I. Bravo. 2016. *Gambierdiscus balechii* sp. nov. (Dinophyceae), a new benthic toxic dinoflagellate from the Celebes Sea (SW Pacific Ocean). *Harmful Algae*, 58, 93-105.
- Fraga, S., y F. Rodríguez. 2014. Genus *Gambierdiscus* in the Canary Islands (NE Atlantic Ocean) with description of *Gambierdiscus silvae* sp. nov., a new potentially toxic epiphytic benthic dinoflagellate. *Protist*, 125, 839-853.
- Fraga, S., Rodríguez, F., Caillau, A., Diogène, J., Raho, N., y M. Zapata. 2010. *Gambierdiscus excentricus* sp. nov. (Dinophyceae), a benthic toxic dinoflagellate from Canary Islands (NE Atlantic Ocean). *Harmful Algae*, 11, 10-22.
- Gingold, B. D., Strickland, M. J. y J. J. Hess. 2014. Ciguatera fish poisoning and climate change: Analysis of national poison data in the United States, 2001-2011. *Environmental Health Perspectives*, 122(6), 580-586.
- Gómez, F., Qiu, D., Lopes, R. M. y S. Lin. 2015. *Fukuyoa paulensis* gen. et sp. nov., a new genus for the globular species of the dinoflagellate *Gambierdiscus* (Dinophyceae). *PLoS ONE*, 10(4), e0119676.
- Hernández-Becerril, D. U. y A. Almazán-Becerril 2004. El género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) en el Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 52: 77-87.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H., Dubi, A. y M. E. Hatziolos. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318:1737-1742.
- Irola-Sansores, E. D. 2016. Dinámica poblacional de los dinoflagelados bentónicos en dos géneros de macrolagas: *Dictyota* y *Amphiroa* en dos sistemas arrecifales del norte de Quintana Roo. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. Quintana Roo, México.
- Holmes, M.J. 1998. *Gambierdiscus yasumotoi*, sp. nov. (Dinophyceae), a toxic benthic dinoflagellate from Southeastern Asia. *Journal of Phycology*, 34, 661-668.
- Kibler, S. R., Tester, P. A., Kunkel, K. E., Moore, S. K. y R.W. Litaker. 2015. Effects of ocean warming on growth and distribution of dinoflagellates associated with ciguatera fish poisoning in the Caribbean. *Ecological Modelling*, 316, 194-210.

- Kretzschmar, A. L., Verma, A., Harwood, T., Hoppenrath, M., y S. Murray. 2017. Characterization of *Gambierdiscus lapillus* sp. nov. (Gonyaulacales, Dinophyceae): a new toxic dinoflagellate from the Great Barrier Reef (Australia). *Journal of Phycology*, 53(2): 283-297. 21
- Litaker, R. W., Holland, W. C., Hardison, D. R., Pisapia, F., Hess, P., Kibler, S. R., y P. A. Tester. 2017. Ciguatera toxicity of *Gambierdiscus* and *Fukuyoa* species from the Caribbean and Gulf of Mexico. *PLoS ONE*, 12(10), e0185776.
- Litaker, R. W., Vandersea, M. W., Faust, M. A., Kibler, S. R., Chinain, M., Holmes, M. J., Holland, W. C. y P. Tester. 2009. Taxonomy of *Gambierdiscus*: Including four new species, *Gambierdiscus caribaeus* sp. nov., *Gambierdiscus carolinianus* sp. nov., *Gambierdiscus carpenteri* sp. nov. and *Gambierdiscus ruetzleri* sp. nov. (Gonyaulacales Dinophyceae). *Phycologia*, 48, 344-390. 15
- Lobel, P. S., Anderson, D. M. y M. Durand-Clement. 1988. Assessment of ciguatera dinoflagellate populations: sample variability and algal substrate selection. *Biological Bulletin*, 175(1), 94-101.
- Morton, S. L., y M. A. Faust. 1997. Survey of toxic epiphytic dinoflagellates from the Belizean barrier reef ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 61(3), 899-906.
- Nakahara, H., Sakami, T., Chinain, M. y Y. Ishida. 1996. The role of macroalgae in epiphytism of the toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). *Phycological Research*, 44(2), 113-117.
- Nishimura, T., Sato, S., Tawong, W., Sakanari, H., Yamaguchi, H., y M. Adachi. 2014. Morphology of *Gambierdiscus scabrosus* sp. nov. (Gonyaulacales): A new epiphytic dinoflagellate from coastal areas of Japan. *Journal of Phycology*, 50, 506-514.
- Okolodkov, Y. B., Campos-Bautista, G., Gárate-Lizárraga, I., González-González, J. A. G., Hoppenrath, M. y V. Arenas. 2007. Seasonal changes of benthic and epiphytic dinoflagellates in the Veracruz reef zone, Gulf of Mexico. *Aquatic Microbial Ecology*, 47(3), 223-237.
- Okolodkov, Y. B., Virgilio-Merino, F. C., Aké-Castillo, J. A., Aguilar-Trujillo, A. C., Espinosa-Matías, S. y J. A. Herrera-Silveira. 2014. Seasonal changes in epiphytic dinoflagellate assemblages near the northern coast of the Yucatan Peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botánica Mexicana*, (107), 121-151.
- Parsons, M. L. y L. B. Preskitt. 2007. A survey of epiphytic dinoflagellates from the coastal waters of the island of Hawaii. *Harmful Algae*, 6(5), 658-669.
- Parsons, M. L., Settlemier, C. J. y J. M. Ballauer. 2011. An examination of the epiphytic nature of *Gambierdiscus toxicus*, a dinoflagellate involved in ciguatera fish poisoning. *Harmful Algae*, 10(6), 598-605.
- Rains, L. K. y M. L. Parsons. 2015. *Gambierdiscus* species exhibit different epiphytic behaviors toward a variety of macroalgal hosts. *Harmful Algae*, 49, 29-39
- Randall, J. E. 1958. A review of ciguatera, tropical fish poisoning, with a tentative explanation of its cause. *Bulletin of Marine Science*, 8(3), 236-267.
- Richlen, M. L. y P. S. Lobel. 2011. Effects of depth, habitat, and water motion on the abundance and distribution of ciguatera dinoflagellates at Johnston Atoll, Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 51-66.
- Smith, K. F., Rhodes, L., Verma, A., Curley, B. G., Harwood, D., Kohli, G. S., Solomona, D., Rongo, T., Munday, R., y S. A. Murray. 2016. New *Gambierdiscus* species (Dinophyceae) from Rarotonga, Cook Islands: *Gambierdiscus cheloniae* sp. nov. *Harmful Algae*, 60: 45-56.

- Tester, P. A., Feldman, R. L., Nau, A. W., Kibler, S. R. y W. R. Litaker. 2010. Ciguatera fish poisoning and sea surface temperatures in the Caribbean Sea and the West Indies. *Toxicon*, 56(5), 698-710.
- Tosteson, T. R. 2004. Caribbean ciguatera: a changing paradigm. *Revista de Biología Tropical*, 52(Suppl.1), 109-113
- Vila, M., Garcés, E. y M. Masó. 2001. Potentially toxic epiphytic dinoflagellate assemblages on macroalgae in the NW Mediterranean. *Aquatic Microbial Ecology*, 26(1), 51-60.
- Yasumoto, T., A. Inoue, O. Tadashi, K. Fujimoto, Y. Oshima, Y. Fukuyo, R. Adachi y R. Bagnis 1980. Environmental studies on a toxic dinoflagellate responsible for ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish*, 46, 1397–1404.
- Yasumoto, T., I. Nakajima, R. Bagnis, y R. Adachi 1977. Finding of a dinoflagellate as a likely culprit of ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish*, 43, 102 1-26.
- Yasumoto, T., Inoue, A., Bagnis, R. y M. Garcon. 1979. Ecological survey on a dinoflagellate possibly responsible for the induction of ciguatera. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45,395-399
- Yong, H. L., Mustapa, N. I., Lee, L. K., Lim, Z. F., Tan, T. H.y G. Usup. 2018. Habitat complexity affects benthic harmful algae assemblages in the reef of Raka Island, Malasya. *Harmful Algae*, 78, 56-68.

Discusión General y Recomendaciones

La presente investigación generó conocimiento para responder las seis hipótesis planteadas al inicio del proyecto. En esta sección contrastamos los resultados obtenidos con los postulados iniciales y proponemos líneas de trabajo futuro para complementar este trabajo.

Hipótesis de trabajo

- 1. Si la ciguatera es una intoxicación común en la zona norte de Quintana Roo, entonces deben existir condiciones ambientales y los sustratos adecuados para albergar a las poblaciones de *Gambierdiscus* y a otras especies de dinoflagelados tóxicos.**

En efecto, en el Caribe mexicano está demostrada la presencia de cuatro especies de *Gambierdiscus*: *G. belizeanus*, *G. coralinianus*, *G. caribaeus* y *G. carpenteri*. Si bien todas ellas habitan la zona, no todas son igual de importantes en términos de abundancia. *G. carolinianus* parece ser la más abundante. Holland *et al.* (2013) encontraron actividad hemolítica en cepas mexicanas de *G. coralinianus* y *G. caribaeus* mientras que Litaker *et al.* (2017) reportaron la presencia de CTX en *G. carpenteri* y *G. caribaeus*. La toxicidad relativamente baja de las cepas locales, en conjunto con la baja abundancia de las poblaciones encontrada en los sitios de estudio, no apoyan la idea de que exista un flujo constante, o al menos estacional de CTX a la cadena trófica que eventualmente repercuta en intoxicaciones en humanos. De hecho, las poblaciones dominantes pertenecen al género *Ostreopsis* (*O. heptagona* y *O. marina*), cuyas abundancias son dos órdenes de magnitud mayores a las de *Gambierdiscus*. Ashton *et al.*, (2004) establecieron que, en Puerto Rico, una zona de alta incidencia de ciguatera, era *Ostreopsis* y no *Gambierdiscus* el género responsable de las intoxicaciones en la Isla, sin embargo, sus datos no son concluyentes. Es necesario investigar otros sitios, otras profundidades y sustratos para saber si las poblaciones locales son capaces de mantener un flujo de toxinas que resulte en intoxicaciones.

- 2. Si las poblaciones de *Gambierdiscus* aumentan durante periodos cálidos, entonces se espera observar la mayor densidad (cel/g de macroalga) entre mayo y agosto cuando la temperatura superficial del mar alcanza valores aproximados a 30 °C.**

No se encontró evidencia de que el aumento de las poblaciones locales de *Gambierdiscus* en los sitios estudiados esté relacionado con la temperatura sobre ninguna macroalga. Tampoco se encontraron abundancias del género comparables a las reportadas en zonas tan cercanas como Belice, donde reportaron hasta 4000 cel/g en *Acanthophora spicifera* (Morton y Faust, 1997). Si bien, hay consistencia en los reportes que correlacionan el incremento de las poblaciones de *Gambierdiscus* con la temperatura (Kibler *et al.*, 2015), parece que no todas las especies presentan los mismos intervalos de temperatura para su óptimo crecimiento. En los últimos años la temperatura se ha incrementado respecto a periodos anteriores, impactando profundamente las poblaciones de corales duros y con ello la estructura y el funcionamiento de todo el arrecife. Estos cambios se reflejan en el incremento de las macroalgas sobre las que prospera *Ostreopsis*, pero no *Gambierdiscus*.

- 3. El incremento en la cantidad de toxinas se debe al aumento en la densidad de dinoflagelados, por lo tanto, habrá mayor cantidad de dinoflagelados en sistemas arrecifales donde exista mayor cobertura de macroalgas y menor densidad en sitios con dominancia de corales.**

La mayor cobertura de macroalgas está dominada por géneros pertenecientes a los grupos de algas carnosas y calcáreas, pero no es *Gambierdiscus*, sino *Ostreopsis* el género dominante sobre estas. Mientras que *Dictyota* puede alcanzar por si misma coberturas de hasta el 42%, *Ostreopsis* puede llegar a más de 30,000 cel/g, en comparación con la máxima abundancia de 800 cel/g de *Gambierdiscus*. En la literatura científica se señala que especies de algas como *Heterosiphonia gibbessi* son un sustrato de alta afinidad para *Gambierdiscus*, (Bomber *et al.*, 1989). Aunque estas algas están presentes en los sitios estudiados, su abundancia es tan baja, que aun cuando sobre su talo se hallaran cantidades altas de *Gambierdiscus*, éstas no alcanzarían para mantener un flujo importante hacia la cadena trófica. Otras algas como *Polysiphonia*, suelen ser un buen sustrato para *Gambierdiscus* y su papel en la ecología de la ciguatera puede ser relevante ya que son altamente palatables para los peces herbívoros. Sin embargo, las poblaciones de *Polysiphonia* tienen picos estacionales de abundancia por lo que sólo podrían ser sustratos estacionales para *Gambierdiscus*. En todos los casos, es necesaria investigación experimental sobre las relaciones específicas entre las diferentes especies de *Gambierdiscus* y las macroalgas que pueden funcionar como su sustrato.

- 4. Dado que existe un lapso entre la producción de toxinas y su transferencia a los peces carnívoros mayores, entonces la máxima concentración de toxinas en los peces vectores (en particular la barracuda y el pez león), y por tanto la época de mayor riesgo sanitario, se observará en el periodo posterior a la máxima densidad de células tóxicas.**

Según los datos recabados, la época de mayor riesgo es muy amplia y abarca seis meses del año, de abril a septiembre. Dado que no pudimos muestrear poblaciones de *Gambierdiscus* suficientemente abundantes en ninguna época del año para obtener cantidades medibles de toxina, no fue posible establecer un periodo de tiempo entre el máximo de abundancia y la época de mayor riesgo sanitario.

- 5. Debido a que el pez león es un depredador oportunista y generalista, debe de tener permanentemente concentración de CTX en sus tejidos y con valores elevados en los arrecifes más impactados (dominancia de macroalgas).**

De acuerdo a los resultados de este estudio, la incidencia o porcentaje de concentración de toxinas en el pez león varía dependiendo del sitio donde se capture. En general, la proporción de peces con concentraciones subletales fue de 68%. Este porcentaje varió entre sitios, siendo mayor en Isla Contoy y Puerto Morelos con 86% y 61% y menor en Cozumel con 46%. Sin embargo, esta diferencia puede ser efecto de la profundidad. Los peces de Cozumel se extrajeron a más de 15 m de profundidad, mientras que los de Isla Contoy y Puerto Morelos se sacaron a profundidades menores a 5 m. Lo anterior es consistente con la

literatura científica que establece que las poblaciones de *Gambierdiscus* tienen mayor afinidad por aguas poco profundas. Si se considera que el radio en el que se mueve el pez león es muy reducido, entonces, las presas herbívoras estarían en contacto con las poblaciones de *Gambierdiscus* en ambientes someros que los peces localizados a mayor profundidad.

6. El impacto del pez león en la cadena trófica y en la estructura y funcionamiento del ecosistema coralino depende de su densidad poblacional, la cual se podrá determinar mediante el análisis de sus parámetros demográficos.

A partir del análisis de las estructuras de tallas se puede inferir que las poblaciones del pez león en el Caribe mexicano son poblaciones estables. Por una parte, más del 50% de los individuos está por encima de la talla de madurez sexual, o sea, más de la mitad de la población se reproduce. Por otro lado, la parametrización de las relaciones talla-peso indica que en al menos seis zonas del Caribe mexicano los peces tienen un tipo de crecimiento alométrico positivo, que significa que ganan más peso por unidad de talla. La principal razón puede ser la alta variedad de presas que tienen en la zona. Los análisis indican que esta alimentación varía con el sitio. En este sentido, es relevante el hecho de que los peces loro (familia Scaridae) considerados sumamente importantes en los sistemas arrecifales, son parte de la dieta de estos peces. Otras dos familias importantes de peces arrecifales, Gobiidae y Pomacentrida también son de las más susceptibles de ver impactadas sus poblaciones por la depredación que sufren por parte del pez león. Esta información implica que no es posible erradicar al pez león, y que al menos las poblaciones de tres de grupos taxonómicos sufren un impacto mayor por la depredación del pez león.

Recomendaciones

- 1) La información del pez león en el Caribe mexicano indica que la especie ha logrado adaptarse a la heterogeneidad de ambientes prosperando en todos ellos. Los factores de su éxito son su alta tasa reproductiva, sus hábitos alimenticios generalistas y la casi nula presencia de depredadores. Las poblaciones de pez león en el Caribe mexicano se encuentran en un estado estable y su completa erradicación no será posible. No obstante, los programas de control realizados principalmente por la CONANP, han logrado mantener las zonas más someras con muy baja abundancia de esta especie. En sitios como Puerto Morelos, uno de los sitios con mayor consumo de pez león, incluso las tallas han disminuido debido a la presión por pesca. Los efectos de la presencia del pez león en los arrecifes del Caribe mexicano deben ser documentados a partir de varias líneas de investigación, que involucran aspectos demográficos y poblacionales, relaciones tróficas y características conductuales. En el primer aspecto deben investigarse parámetros poblacionales fundamentales para el entendimiento de su dinámica poblacional que incluyen, la tasa de crecimiento,

tasas de mortalidad natural y por pesca, relación talla-edad y tamaño poblacional. En cuanto a la ecología trófica, es indispensable conocer el efecto que tiene la depredación del pez león sobre las poblaciones que más frecuentemente aparecen en su dieta de los grupos de peces scáridos, góbidos y pomacéntridos. La función de las especies pertenecientes a estos grupos es muy importante para la funcionalidad del ecosistema arrecifal por lo que ausencia debe tener un efecto negativo que debería medirse. También resulta muy relevante investigar las condiciones en que este pez es depredado por otras especies ya que esta situación implicaría una integración de la especie a las cadenas tróficas, y, por lo tanto, de mecanismos naturales de regulación poblacional. Finalmente, los hábitos conductuales asociados a la reproducción, búsqueda de refugio, y alimentación deben de ser investigados para entender la forma en que esta especie se adaptó a las condiciones ambientales de la zona.

- 2) El análisis epidemiológico de la ciguatera es importante porque por primera vez se ofrece un panorama general de este problema en el Caribe mexicano. Es importante fortalecer las observaciones y complementarlas con las opiniones de epidemiólogos locales para que el trabajo resultante se dé a conocer a la población mediante una campaña que evite esta intoxicación. Esta medida podría ser implementada nivel estatal por la Secretaría de Salud a través de la Dirección de Protección contra Riesgos Sanitarios. Probablemente, la CONANP, a través de las direcciones de cada una de las áreas naturales protegidas puedan instituir alguna campaña de concientización sobre el consumo de la barracuda.
- 3) El pez león presenta concentraciones subletales de CTX en sus tejidos y esto representa un riesgo potencial a la salud pública. Como también constituye un recurso pesquero de importancia creciente y una especie dañina para los arrecifes de coral, es fundamental continuar extrayéndolo. Sin embargo, es necesario establecer de qué zonas hay más concentración de CTX en sus tejidos para evitar que los especímenes provenientes de estos sitios sean consumidos. Es muy importante reconocer si los peces obtenidos a mayor profundidad tienen un riesgo menor a ser consumidos que los capturados en superficie. Esta acción podría reducir en mucho el riesgo por intoxicación. También es muy importante determinar si estacionalmente existen diferencias en la concentración de toxinas. Aun cuando no se encontraron dosis letales de CTX en los peces, esta toxina es liposoluble y por lo tanto se acumula en los tejidos grasos del cuerpo. El consumo de pez león de manera constante podría generar que en algún momento una intoxicación. Un solo caso de intoxicación por ciguatera se ha presentado en toda la cuenca del Caribe por pez león. Esta intoxicación corresponde a la Isla Guadalupe (Boucaud-Maitre *et al.*, 2018), ubicada en las Antillas Menores y es una región de alta incidencia (1.47 casos por cada 10000 habitantes). Lo anterior enfatiza la protección contra este tipo de

intoxicación en el Caribe mexicano, que, aun cuando es una zona de baja incidencia, se deben mantener los monitoreos de CTX en músculo de esta especie. En este sentido, y con la experiencia ganada con esta investigación, es este grupo de investigación quien debería de continuar con este programa, aunque para ello es necesario contar con los recursos suficientes para el análisis toxinológico.

- 4) La barracuda es un recurso alimenticio para la población de menores recursos que accede a ella ya sea capturándola para autoconsumo o a través del mercado ilegal de la especie. Para evitar, en la medida de lo posible, cualquier riesgo de intoxicación se debe evitar el consumo de este pez. Se ha reconocido que la población en general que no tiene el conocimiento de las comunidades pesqueras ignora la existencia de la intoxicación y del principal vector en la zona. Si se considera un fuerte incremento poblacional, entonces, el riesgo de contraer la ciguatera aumenta a medida que aumente la demanda de productos marinos. En este sentido, sería recomendable que los negocio expendedores de productos frescos informen en carteles la prohibición sobre la comercialización de la barracuda. Estas acciones podrían ser realizadas tanto por la Secretaría de Salud como por la Secretaría de Economía el estado.
- 5) Es fundamental continuar investigando los diferentes aspectos de la ecología de la ciguatera. Se debe pasar de una fase de investigación en campo a una que también considere la investigación experimental. Se debe ganar conocimiento en varios aspectos entre los que destaca el papel de *Ostreopsis* en la producción de toxinas, el papel de otros invertebrados herbívoros como vectores, y el efecto de otras variables abiótica relacionadas con la estructura del hábitat sobre la abundancia y toxicidad de los dinoflagelados bentónicos de la zona.

Referencias

- Ashton, M., Tosteson, T. y C. Tosteson. 2003. The effect of elevated temperature on the toxicity of the laboratory cultured dinoflagellate *Ostreopsis lenticularis* (Dinophyceae). *Revista de Biología Tropical*, 51(Supp. 4), 1-6.
- Boucaud-Maitre, D., Vernpux, J-P., Pelczar, S., Duadens-Vaysse, E., AUbert, L., Boa, S., Ferraci, S. y R. Grnier. 2018. Incidence and clinical characteristics of ciguatera fish poisoning in Guadeloupe (French West Indies) between 2013 and 2016: a retrospective of cases-series. *Scientific Reports*, 8, 3090.
- Bomber, J. W., Rubio, M. G. y D. R. Norris. 1989. Epiphytism of dinoflagellates associated with the disease ciguatera: substrate specificity and nutrition. *Phycologia*, 28(3), 360-368
- Holland, W. C., Litaker, R. W., Tomas, C. R., Kibler, S. R., Place, A. R., Davenport, E. D., y P. A. Tester. 2013. Differences in the toxicity of six *Gambierdiscus* (Dinophyceae) species measured using an in vitro human erythrocyte lysis assay. *Toxicon*, 65, 15-33.
- Kibler, S. R., Tester, P. A., Kunkel, K. E., Moore, S. K. y R. W. Litaker. 2015. Effects of ocean warming on growth and distribution of dinoflagellates associated with

- ciguatera fish poisoning in the Caribbean. *Ecological Modelling*, 316, 194-2010
- Litaker, R. W., Holland, W. C., Haridson, D. R., Pisapia, F., Hess, P., Kibler, S. R. y P. A. Tester. 2017. Cigatoxicity of *Gambierdiscus* and *Fukuyoa* species from the Caribbean and Gulf of Mexico. *Plos ONE*, 12(10), e0185776.
- Morton, S. L. y M. A. Faust. 1997. Survey of toxic epiphytic dinoflagellates from the Belizean barrier reef ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 61(3), 899-906.