

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE CHETUMAL



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE CHETUMAL

**DENSIDAD DEL PEZ LEÓN (*Pterois volitans*) Y
SU RELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES
Y ECOLÓGICAS EN ARRECIFES CORALINOS
DEL SUR DEL CARIBE MEXICANO.**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN MANEJO DE ZONA COSTERA

PRESENTA:

BIÓL. MIGUEL MATEO SABIDO ITZÁ

DIRECTOR:

M.C. ALEJANDRO MEDINA QUEJ

CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, AGOSTO 2016

AGRADECIMIENTOS

Primero quiero agradecer a Ximenita y Bety por todo su apoyo, paciencia y ánimos durante esta etapa de maestría y desarrollo del presente trabajo.

A mi director de tesis el M en C. Alejandro Medina Quej, por creer en el trabajo que he realizado en este tema, gracias por su confianza y amistad.

A mi comité revisor en especial a la Dra. Carmen Villegas Sánchez quien le dedicó varias revisiones al documento, al M en C José Manuel Castro y la M en C Gabriela Nava que aportaron valiosas observaciones a la investigación.

De manera especial agradezco al Dr. Alfonso Aguilar Perera, por sus recomendaciones, sugerencias al documento así como la oportunidad de realizar la estancia en su laboratorio dentro de la Universidad de Yucatán.

Al M. en C. Héctor Arenas por sus comentarios en el análisis estadístico.

Al Instituto Tecnológico de Chetumal por permitirme realizar mis estudios de maestría en sus instalaciones, así como al cuerpo académico por compartir sus conocimientos y experiencias que sin lugar a dudas son indispensables....

Agradezco a OCEANUS AC y a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro-Parque Nacional Arrecifes de Xcalak, quienes financiaron y permitieron realizar los monitoreos dentro del proyecto “control de pez león en la RB Banco Chinchorro, PN Arrecifes de Xcalak y sus zonas de influencia” del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER 2014).

A cada uno de los pescadores y jóvenes que me apoyaron en los monitoreos y toma de datos en campo sin su apoyo difícilmente hubiera podido desarrollar todos los objetivos del trabajo: Felipe Miravete, Ruben Miravete, Jesús Gómez, Daniel Castro, Jaime Medina, Didier Martínez, “Lupillo”, Marcelo González, Álvaro, Edgar Samos y Paulo Guzmán.

Por último a cada uno de mis compañeros de la maestría, gracias por los buenos momentos dentro y fuera de clases.

DEDICATORIA

Estoy seguro que debes estar contenta para ti Alicia Itzá.

Paula, Selena hay que seguirle.... No hay más.

A Ximenita quien eres mi mayor motivación.

INDICE

RESUMEN	VII
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
3. OBJETIVOS	9
4.1 Objetivo general	9
4.2 Objetivos particulares	9
4. METODOLOGÍA	10
5.1 Área de estudio	10
5.2 Trabajo de campo	12
5.3 Trabajo de gabinete	14
4.4 Análisis estadístico	18
5.RESULTADOS	20
6.1 Densidad y biomasa de pez león	20
6.2 Estructura de tallas	27
6.3 Relación entre la densidad de pez león con variables ambientales y ecológicas	31
6.4 Comparación de la densidad de pez león y Epinephelidae	36
6.5 Descripción del Hábitat del pez león	37
6. DISCUSIÓN	39
7. CONCLUSIONES	53
8. RECOMENDACIONES	54
9. REFERENCIAS	55

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y sitios de monitoreo	11
Figura 2. Diseño de muestreo	13
Figura 3. Imagen procesada en el software CPCe 4.1, identificando el componente béntico en los 50 puntos aleatorios en los microhábitat de pez león en el sur del Caribe mexicano	17
Figura 4. Abundancia relativa de pez león (<i>Pterois volitans</i>), en tres localidades del sur del Caribe mexicano	20
Figura 5. Densidades de pez león (<i>Pterois volitans</i>) en los sitios de cada localidad en el sur del Caribe mexicano	22
Figura 6. Biomasa de pez león (<i>Pterois volitans</i>) en los sitios de cada localidad en el sur del Caribe mexicano	26
Figura 7. Relación entre la densidad (ind. ha-1) y la biomasa (kg. Ha-1) del pez león (<i>Pterois volitans</i>) en el sur del Caribe mexicano	26
Figura 8. Distribución de frecuencia de tallas del pez león (<i>Pterois volitans</i>) en tres localidades del sur del Caribe mexicano. a) Banco Chinchorro, b) Xcalak, c) Mahahual y d) total	28
Figura 9. Relación entre la densidad de pez león con variables ecológicas y ambientales, a) densidad de presas, b) biomasa de presas, c) densidad de competidores, d) biomasa de competidores, e) densidad de depredadores, f) biomasa de depredadores, g) profundidad, h) complejidad topográfica, i) riqueza de especies, j) localidad (1= BCH, 2= MH y 3= XC) en arrecifes del sur del Caribe mexicano.....	32
Figura 10. Comparación entre la densidad de pez león (<i>Pterois volitans</i>) y la densidad de peces pertenecientes a la familia Epinephelidae en el sur del Caribe mexicano	36
Figura 11. Cobertura del sustrato béntico en el microhábitat del pez león (<i>Pterois volitans</i>) en el sur del Caribe mexicano. COR= coral, GOR= gorgonáceos, ESP= esponjas, MAC= macroalgas, ACOR= alga coralina y SABI= sustrato abiótico	37
Figura 12. Caracterización del sustrato béntico del microhábitat del pez león (<i>Pterois volitans</i>), en tres localidades del sur del Caribe mexicano	38

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Profundidad promedio y coordenadas geográficas (h dd.dddddd°), de los sitios en la Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro, Parque Nacional Arrecifes de Xcalak y arrecifes de Mahahual.	12
Tabla 2. Clasificación de las especies de peces encontradas en los monitoreos como presas, competidores y depredadores de pez león, en el sur del Caribe mexicano	14
Tabla 3. Densidad media, desviación estándar, máximo, mínimo (ind. ha ⁻¹) y número de organismos de pez león (<i>Pterois volitans</i>) en tres localidades del sur del Caribe mexicano.....	21
Tabla 4. Densidades del pez león (<i>Pterois volitans</i>) reportadas en varias localidades nativas y área invadida. El área de distribución natural fue clasificada de acuerdo a Schultz (1986): índico y Pacífico. La cuenca del Gran Caribe fue dividida en tres regiones o provincias según Robertson & Cramer (2014): Norte, Centro y Sur	23
Tabla 5. Biomasa promedio, desviación estándar, máximo, mínimo (kg/ha) y número de organismos de pez león (<i>Pterois volitans</i>) en tres localidades del sur del Caribe mexicano	25
Tabla 6. Longitud total y peso promedio, desviación estándar, máximo, mínimo y número de organismos de pez león (<i>Pterois volitans</i>) en tres localidades del sur del Caribe mexicano	27
Tabla 7. Rango de talla, longitud y peso del pez león (<i>Pterois volitans</i>), reportado para varias localidades nativas y área invadida	29
Tabla 8. Variables ambientales y ecológicas contempladas en el estudio. Tipo de variable: ambiental (A) y ecológica (E), media, desviación estándar, máximo y mínimo	31
Tabla 9. Resultados de la correlación de Spearman entre variables predictoras consideradas en este trabajo	33
Tabla 10. Resultado del Factor de Inflación de la Varianza de las variables predictoras consideradas para este estudio. Los valores en negritas y señalados con *, indican valores superiores a 10, indicativo de colinealidad	34
Tabla 11. Variables significativas incluidas en el modelo lineal generalizado que mejor explica la variación de la densidad de Pez león (<i>Pterois volitans</i>), en los arrecifes del sur del Caribe mexicano	35

Tabla 12. Variables ambientales y ecológicas consideradas para el análisis entre localidades	35
Tabla 13. Comparación entre los valores promedios de los tipos de sustrato o grupos béticos caracterizados en el microhábitat del pez león (<i>Pterois volitans</i>), en tres localidades del sur del Caribe mexicano	38

RESUMEN

El pez león (*Pterois volitans*), es el primer pez marino en invadir y establecerse en la costa oeste del Océano Atlántico. A partir de su primer registro en México en 2009, se implementaron acciones de control poblacional para tratar de minimizar su invasión. El objetivo de este estudio fue cuantificar su abundancia en tres localidades del sur del Caribe mexicano. La densidad y biomasa promedio se consideraron intermedias con respecto a lo reportado en otros sitios, con registros de 110.6 ± 130.9 ind. ha^{-1} y 28.51 ± 46.28 kg. ha^{-1} . La muestra de *P. volitans* estuvo constituida principalmente por adultos reproductores (67%) donde el grupo modal principal osciló entre 21 y 25 cm de Lt (23.68 ± 7.9 cm). Este estudio evaluó la contribución de 10 variables (tres ambientales y siete ecológicas) que podrían explicar el éxito de su invasión reflejada en la densidad. La profundidad y la biomasa de presas potenciales fueron los factores que mejor explicaron la variación de las densidades del pez león; ambas contribuyeron con el 63.5% en el modelo realizado. La riqueza de especies de peces y la complejidad topográfica fueron irrelevantes, mientras que la densidad de depredadores nativos tuvo una relación positiva con la densidad de pez león. Por último, las coberturas de macroalgas y algas coralinas fueron los principales grupos bénticos en el microhabitat del pez león. Los resultados pueden sugerir que: 1) el pez león se encuentra en densidades intermedias en el sur del Caribe mexicano, 2) prefiere zonas de mayor profundidad y con abundancia de presas disponibles y 3) los depredadores nativos no ejercen la función de biocontrol significativo que reduzca el éxito invasor de *P. volitans*. Se recomienda priorizar acciones de manejo y control en arrecifes que reúnan las características antes mencionadas, las remociones serían más significativas y contribuirían a la conservación de las comunidades nativas que habitan en el arrecife.

Palabras clave: *Pterois volitans*, éxito invasivo, depredadores nativos, microhabitat.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas están consideradas dentro de las principales amenazas en la pérdida de biodiversidad, conservación de los ecosistemas y los servicios ambientales (Vitousek et al., 1997, Challenger & Dirzo 2009; Mendoza-Alfaro et al. 2011; Gurevitch & Padilla 2004). El establecimiento de especies invasoras afecta a los ecosistemas debido a que compiten y depredan especies nativas, agotan los recursos y repercuten en la economía (Pimentel et al., 2001; Simberloff et al., 2005, Aguirre & Mendoza-Alfaro 2009).

Las invasiones que ocurren en ambientes marinos han demostrado ser un riesgo ambiental perjudicial para las especies y la biodiversidad (Rilov and Crooks, 2009). En el Golfo de México y Caribe algunos invertebrados como *Tubastraea coccinea* y *Penaeus monodon* se han reportado como invasores en las aguas costeras de zonas poco profundas (Hoeksema & ten Hove 2016; Alfaro-Montoya et al. 2015). En Florida se ha documentado la introducción de hasta 40 especies de peces, todas ellas importadas por el comercio de acuarios (Semmens et al. 2004; Schofield et al. 2009). La mala administración y regularización del comercio de acuario ha provocado la introducción de peces en aguas tropicales lo cual ha incrementado el potencial de invasión y establecimiento de especies como el mero pantera (*Chromileptes altivelis*) (Johnston & Purkis 2013), la doncella real (*Neopomacentrus cyanomos*) (Robertson et al. 2016) y el pez león (*Pterois volitans/miles*) (Ruiz-Carus et al. 2006).

El éxito invasor de estas especies dependerá en gran medida de factores intrínsecos de las especies como su resistencia a condiciones extremas, temprana maduración, y nivel que ocupa en la cadena trófica (Marchetti et al. 2004). Asimismo, aunque poco estudiado, las condiciones físicas y las interacciones biológicas del nuevo ambiente pueden afectar o incrementar el éxito de las especies invasoras establecidas (Byers 2002; Menke et al. 2007).

El pez león ha invadido y se ha establecido en la costa este de Estados Unidos, Golfo de México, Mar Caribe, y recientemente en algunas zonas de América del Sur

(Los Frailes y Brasil) (Schofield 2009; Schofield 2010; Ferreira et al. 2015; Fortunato & Avigliano 2014). A tres décadas de su introducción, se ha establecido en alrededor de 7.3 millones de km² (Côté, Green & Hixon 2013). Esta invasión está considerada dentro de las principales 15 amenazas a la biodiversidad en el Caribe (Sutherland et al. 2010). Los impactos por la presencia de *P. volitans* en el Atlántico se traduce en la pérdida de servicios ambientales, desequilibrio en la red trófica, reducción en el reclutamiento y biomasa de peces arrecifales, cambios en la cobertura del sustrato del arrecife y afectaciones a la salud humana (Albins & Hixon 2008; Arias-González et al. 2011; Lesser & Slattery 2011; Green et al. 2012; Johnston et al. 2015). Estudios comparativos entre el pez león del Atlántico y del Indo-Pacífico han demostrado densidades y tallas superiores en su nueva área de distribución (Darling et al. 2011; Kulbicki et al. 2012).

P. volitans se encuentra ampliamente establecido en las costas del Sureste del Golfo de México y Mar Caribe Mexicano. El primer reporte en estas zonas ocurrió en Cozumel (Schofield 2009), seguido del de Xcalak (Sabido-Iltzá et al. 2016). Hacia finales de 2009 fue registrado 50 km al este de Arrecife Alacranes (Aguilar-Perera & Tuz-Sulub 2010), en 2010 en arrecifes de Veracruz (Santander-Monsalvo et al. 2012) y en el 2013 en Tabasco (Wakida-Kusunoki & Amador-del-Ángel 2015).

El éxito de su establecimiento se debe a que reúne las características adecuadas que pueden ofrecen ventajas sobre los peces nativos (Albins 2013). El pez león presenta espinas venenosas (Nair et al. 1985), temprana maduración (Gardner et al. 2015), alta tasa reproductiva (Morris, Jr et al. 2011), crecimiento rápido (Potts et al. 2011), dispersión por corrientes marinas (Vásquez-Yeomans et al. 2011), comportamiento depredatorio único (Albins & Lyons 2012) y soporta condiciones extremas de temperatura y salinidad (Kimball et al. 2004; Schofield et al. 2015; Jud et al. 2014).

Además, es probable que las condiciones físicas del ambiente modifiquen la distribución y la resistencia biótica de las comunidades nativas (competencia, depredación, presas disponibles y parasitismo) ejerciendo un biocontrol o favoreciendo el establecimiento de *P. volitans* en el Atlántico. Anton et al. (2014),

demostró que la exposición al oleaje es un factor que afecta su presencia en ciertas zonas en San Salvador, Bahamas. La temperatura es un factor físico que determina su distribución y abundancia en Carolina del Norte, EUA (Whitfield et al. 2014). Las temperaturas por debajo de los 10°C impiden el establecimiento del pez león (Kimball et al. 2004; Meister et al. 2005). Asimismo, esta especie tiene cierta preferencia por los sitios que presentan una alta complejidad arrecifal (Bejarano et al. 2015). Otros factores físicos del ambiente documentados son la turbidez y salinidad. Un ambiente más turbio mejora la capacidad de caza y de camuflaje (Cure et al. 2014). *P. volitans* puede soportar ambientes con baja salinidad en zonas de estuarinas de manglar (Barbour et al. 2010; Pimiento et al. 2015; Jud et al. 2014; Schofield et al. 2015).

La resistencia biótica del pez león se discute en los trabajos de (Hackerott et al. 2013; Valdivia et al. 2014; Anton et al. 2014; Bejarano et al. 2015) indicando que los depredadores y competidores nativos no ejercen un biocontrol y la carga parasitaria es considerablemente menor en *P. volitans* con respecto a peces nativos (Sikkel et al. 2014; Sellers et al. 2015).

Las condiciones del ecosistema receptor también juegan un papel determinante en cantidad de afectaciones que produce el pez león, ya que en sitios con una condición saludable se ha demostrado que, inclusive densidades de hasta 120 in-ha , no parecen provocar un desequilibrio en el arrecife (Elise et al. 2014).

En México, a partir de la primera captura del pez león se han realizado torneos de pesca, brigadas de capturas, safaris, etc. para tratar de minimizar los efectos en los arrecifes locales. No obstante, cuando grandes áreas deben ser atendidas, éstas acciones de remoción pueden ser muy costosas. Para aspectos de manejo y control de la invasión, conocer los factores que determinan la variación de la densidad del pez león es prioritario, ya que con ello se podrán focalizar los esfuerzos de remoción hacia sitios con eleva densidad y con ello maximizar la conservación del arrecife.

Por tanto, el objetivo de este estudio es cuantificar densidad, biomasa y estructuras de talla de *P. volitans* en tres localidades del sur del caribe mexicano y relacionar la densidad del pez león con 10 variables (siete bióticas y tres físicas) que pudieran

explicar la variación en densidad de pez león en el arrecife. También se compararán las densidades con aquellas de peces pertenecientes a la familia Epinephelidae. Por último, se caracterizará el sustrato béntico en el hábitat del pez león en cada localidad. Los resultados de este trabajo permitirán comprender la relación del pez león con las comunidades nativas y su entorno.

ANTECEDENTES

Biggs & Olden (2011) registraron en los arrecifes de Honduras la preferencia del pez león por sitios con una alta cobertura coralina y la presencia de estructuras con voladizos, mismos microhábitats ocupados por especies nativas como *Ephinephelus striatus*, *Mycteroperca venenosa*, *Lutjanus analis* y *Lutjanus jocu*. Según los autores estos sitios son ocupados para el camuflaje, protección y alimentación.

Mumby et al. (2011) encontraron que la biomasa de peces león se correlacionó negativamente con la biomasa de “meros” de tamaño grande ($r^2= 0.56$; $p= 0.005$), mientras que la relación con peces depredadores de tamaño medio, como *Cephalopholis sp*, lutjánidos, caránjidos y aulostómidos, no reflejó relación alguna ($p= 0.17$). Estos resultados indican un posible biocontrol sobre el pez león

White (2011) observó que las densidades de *P. volitans* en Bonaire fueron más altas a mayor profundidad. Los registros a profundidades menores fueron: 6 m= 9.3, 12 m= 31.2, 16 m= 40.6 ind. ha⁻¹, y a mayor profundidad: 24 m= 228.1, 32 m= 215.6 ind. ha⁻¹. Asimismo, la estructura de tallas estuvo comprendida por organismos de tallas medias (10-30 cm).

Hackerott et al. (2013) estudiaron la abundancia (densidad y biomasa) del pez león y de los peces depredadores nativos que podrían interactuar, ya sea como depredadores o competidores, en 71 arrecifes de tres regiones biogeográficas del Caribe. Además, registraron el estado de protección del arrecife y variables abióticas como la profundidad, tipo de hábitat y la exposición del viento y olas de cada sitio. Contrario a los resultados de Mumby et al. (2011), no encontraron relación entre la densidad o biomasa del pez león y los depredadores nativos. No obstante, las densidades de peces león fueron más bajas en sitios de barlovento y en áreas marinas protegidas, muy probablemente debido a las preferencias del hábitat y a los esfuerzos de eliminación por los administradores de las reservas.

Anton et al. (2014) determinaron que en zonas expuestas al oleaje la densidad de pez león fue baja en San Salvador, Bahamas. En sitios no expuestos a fuerte oleaje

se registraron densidad y biomasa de 20 y 120 veces mayor en comparación con los ambientes expuestos. Además, registraron la complejidad topográfica, la abundancia de depredadores nativos y peces presa de mediana longitud (5-10 cm). Estas variables no mostraron relación alguna con la densidad del pez león. Por último, Anton et al. (2014) afirman que los ambientes con alta energía de oleaje imponen resistencia intrínseca contra la invasión del pez león. La complejidad del arrecife no facilita el proceso de invasión y la depredación y competencia de depredadores nativos no ejercen resistencia biótica contra el pez león.

Cure et al. (2014) compararon las densidades de *P. volitans* en dos localidades nativas del Pacífico Occidental (Guam y Filipinas) y encontraron que el pez león no fue común en Guam (3.5 ind. ha⁻¹), pero fue seis veces más abundante en Filipinas (21.9 ind. ha⁻¹). Sin embargo, los registros de ambas regiones son menores que las del Atlántico. Además, no encontraron relación entre la densidad del pez león y la de otros depredadores, incluyendo los meros. En Guam, *P. volitans* fue más abundante en zonas de baja visibilidad en comparación con los arrecifes con alta claridad del agua. Asimismo, el pez es generalista del hábitat ya que puede ocupar diversos ambientes, incluyendo zonas con baja salinidad y altas cargas de sedimento. Cure et al. (2014) afirman que la plasticidad en el uso del hábitat ayuda a explicar el éxito invasor del pez en el Atlántico.

Elise et al. (2014) evaluaron en Los Roques, Venezuela, la composición de las especies de peces nativos, su nivel trófico y estructura de tallas, así como las densidades de *P. volitans* durante el primer y tercer año después del primer avistamiento. La densidad de *P. volitans* aumentó de 30 a 121 ind. ha⁻¹ y con un incremento importante en las longitudes de más de 30 cm de Lt. Además encontraron que no hubo algún cambio significativo con el tiempo (2011-2013) en la estructura de los peces nativos, riqueza de especies, densidad de presas potenciales, depredadores y competidores del pez león. Los autores sugieren que una composición saludable en el ensamble de peces puede moderar el impacto inicial del pez león en los arrecifes. Las densidades encontradas en el área de estudio (121±164 ind. ha⁻¹) no fueron suficientes para inducir un cambio significativo

en el arrecife. El pez león probablemente prefiera zonas en la que la riqueza de especies y la densidad de presas son mayores.

Valdivia et al. (2014) re-evaluaron el trabajo de Hackerott et al. (2013), incluyendo varios cofactores (presión de pesca y complejidad estructural del hábitat) que pudieran afectar a la abundancia de pez león. Encontraron que la abundancia de pez león, meros de talla grande y otros depredadores, no se relacionaron negativamente. La abundancia de *P. volitans* estuvo controlada por varias características físicas del sitio y posiblemente por la presión de pesca.

Whitfield et al. (2014) cuantificaron las densidades de peces nativos y del pez león a lo largo de un gradiente de profundidad-temperatura en la plataforma continental de Carolina del Norte y encontraron al pez león en mayor densidad a profundidades de 38 a 46 m a temperatura promedio de 15.3 °C. Establecen que un aumento en las temperaturas podría favorecer el potencial de expansión del pez león y provocar un cambio en la estructura comunitaria y afectaciones tróficas.

Bejarano et al. (2015) evaluaron las relaciones de la densidad de peces león con la complejidad topográfica, biomasa de meros y la disponibilidad de presas en los arrecifes de Little Cayman. La densidad de *P. volitans* varió independientemente de la complejidad topográfica, biomasa de meros y densidad de presas, pero fue más alta en la zona más rugosa en la sección del arrecife de terraza. El aumento de la complejidad topográfica, a lo largo del borde de las caídas del arrecife, ocasionó un ligero incremento en la densidad de pez león. Bejarano et al. (2015) sugieren que en ambientes relativamente más complejos, el biocontrol por grandes meros puede ser limitado. Si bien la disponibilidad de presas no explicó la abundancia de pez león, no descartan que es uno de los factores que favorecen la presencia de pez león.

Hernández-Abello et al. (2015) registraron la estructura de tallas y preferencia del sustrato del pez león en Santa Marta, Colombia. El intervalo de talla más representativo fue entre 15 y 21 cm de Lt (18.0 ± 5.3). Con relación a la preferencia de sustrato, éste fue significativo a la cobertura de esponjas, corales y sustrato abiótico. No obstante, la abundancia el pez león estuvo marcada por el tipo de

estructura en las formaciones arrecifales de cada localidad, sin preferencia por ningún tipo de sustrato. Esto indica una posible adaptación a todo tipo de condición arrecifal.

Evangelista et al. (2016) utilizaron dos modelos para predecir el hábitat de *P. volitans* en el Atlántico y Pacífico Oriental y Occidental y consideraron 22 variables ambientales marinas. De estas variables, la batimetría fue un predictor más fuerte para ambos modelos, seguido de la salinidad. El pez león podría seguir invadiendo las latitudes al sur del Atlántico y este del Pacífico.

OBJETIVO

Objetivo General

- Correlacionar la densidad de *P. volitans* con variables ambientales y ecológicas en arrecifes coralinos del sur del Caribe mexicano.

Objetivos particulares

- Estimar la densidad y biomasa promedio del pez león por sitio.
- Determinar la estructura de tallas de *P. volitans* por localidad de monitoreo.
- Relacionar la densidad de *P. volitans* con variables ambientales (localidad, complejidad topográfica, profundidad) y ecológicas (riqueza de especies, densidad y biomasa de presas, competidores y depredadores).
- Comparar la densidad de *P. volitans* y la densidad de peces de la familia Epinephelidae.
- Caracterizar la cobertura del sustrato béntico (microhábitat) ocupado por *P. volitans* en los arrecifes de las tres localidades.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se realizó en tres localidades arrecifales del Caribe mexicano: Banco Chinchorro (BCH), Xcalak (XC) y Mahahual (MH) que se ubican al norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano y son sitios prioritarios por su biodiversidad (Kramer & Kramer 2002). Los arrecifes de XC y BCH, fueron declarados Parque Nacional y Reserva de la Biosfera, respectivamente por el gobierno mexicano; mientras que MH no se encuentra bajo algún régimen de protección.

La Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro tiene una superficie de 144,360 hectáreas, que incluye formaciones arrecifales, laguna arrecifal, Cayo Lobos, Centro y Norte y aguas oceánicas adyacentes. Es un complejo arrecifal coralino clasificado como: falso atolón. Se encuentra en mar abierto a 30.8 km del poblado costero de Mahahual en la costa sur del estado de Quintana Roo (INE 2000). El Parque Nacional Arrecifes de Xcalak, abarca una superficie aproximada de 17,949.456 ha, de las cuales 13,495 ha corresponden a ecosistemas marinos y 4,543 ha a humedales, incluyendo lagunas permanentes y temporales (CONANP 2004). El sistema arrecifal de Mahahual, está localizado dentro del área turística conocida como costa Maya ($18^{\circ}42'50.2''N$; $87^{\circ}42'13.53''W$). En 2000 el arrecifes de Mahahual fue considerado uno de los mejores arrecifes, en términos de su condición en el Caribe mexicano (Acosta-González et al. 2013) (Fig. 1).

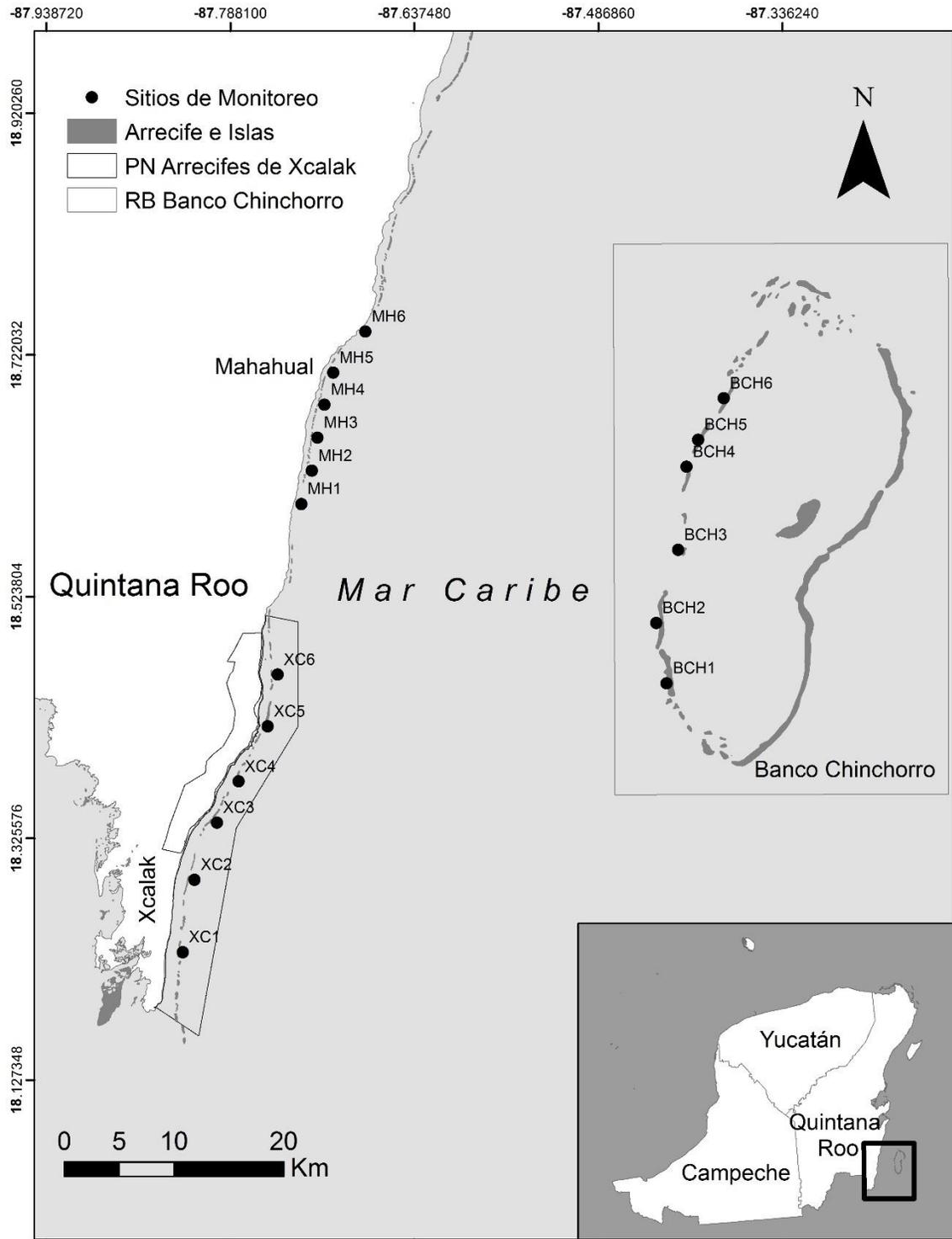


Figura 1. Área de estudio y sitios de monitoreo. BCH=Banco Chinchorro, MH= Mahahual y XC= Xcalak.

Trabajo de campo

Se realizaron monitoreos para estimar la densidad de pez león (*Pterois volitans*) y su relación con variables ambientales y ecológicas en tres localidades arrecifales entre octubre y noviembre de 2014. Se evaluaron 18 sitios (seis en cada localidad) cuyas profundidades oscilaron entre 12.5 a 23 m (Tabla 1). Dependiendo de la profundidad, en cada sitio se realizaron entre 4 y 6 censos visuales por transecto de banda (Fig. 2).

Tabla 1. Profundidad promedio y coordenadas geográficas (h dd.dddddd°), de los sitios en la Reserva de la Biósfera Banco Chichorro, Parque Nacional Arrecifes de Xcalak y Arrecifes de Mahahual (Datum WGS84). BCH= Banco Chinchorro, XC= Xcalak y MH=Mahahual.

Localidad	Prof (m)	Nombre del sitio	Clave del sitio	Latitud	Longitud
BCH	18	Isla Che	BCH1	18.452750	-87.430694
	15	Isla Che 2	BCH2	18.502278	-87.439167
	16	Baliza	BCH3	18.562167	-87.421333
	23	Jardín de Coral	BCH4	18.630389	-87.414361
	12.5	Jardín Norte	BCH5	18.652588	-87.404955
	16	Acuario 2	BCH6	18.686584	-87.383990
XC	18	Portillas	XC1	18.232148	-87.826938
	16	Doña Nica	XC2	18.291643	-87.817323
	18	Poza Rica	XC3	18.338490	-87.798934
	17	Hobná	XC4	18.372270	-87.781300
	18	Rio Huach	XC5	18.417440	-87.757380
	17	Xahuayxol	XC6	18.459910	-87.749190
MH	16	Punta Herradura	MH1	18.599786	-87.729880
	15	Puerto Angel	MH2	18.627130	-87.721150
	18	Balam Kú	MH3	18.654241	-87.716568
	17	Bermejo	MH4	18.681315	-87.710880
	13	Muelle	MH5	18.707580	-87.703770
	12.5	Faro Viejo	MH6	18.741280	-87.677390

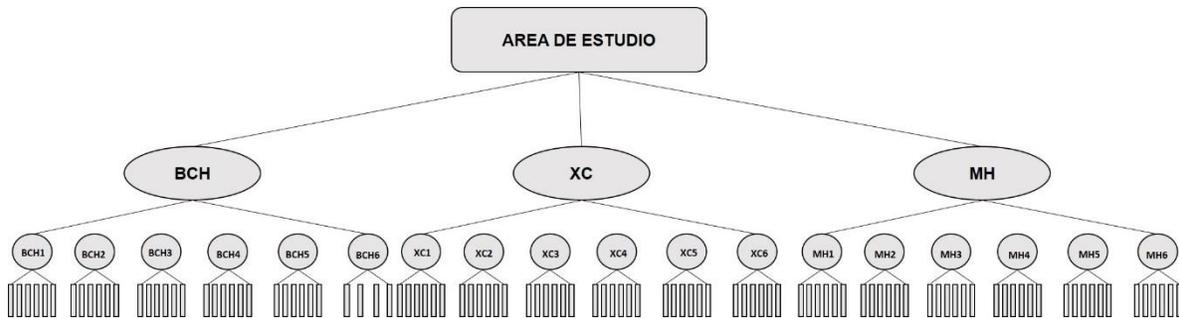


Figura 2. Diseño de muestreo. BCH= Banco Chinchorro, XC= Xcalak y MH= Mahahual.

- Censo de peces nativos

Un primer buzo desplegó una cinta métrica (30 m), identificó y contabilizó todos los peces presentes dentro de un ancho de 4 m. Asimismo, calculó el tamaño de cada pez y asignó las siguientes categorías de talla corporal: 10-20, 20-30, 30-40 y >40cm. Todos los peces menores a 10 cm fueron censados sobre el mismo transecto de 30 m de largo, pero con un ancho de 2 m.

- Censo de pez león

Debido al comportamiento que presenta el pez león, un segundo buzo realizó una búsqueda exhaustiva sobre, la misma área del transecto de 30 x 4 m en oquedades, cuevas, grietas, voladizos y cualquier otro hábitat que pudiera ser ocupado por el pez (Green 2013). En cada transecto se registraron los siguientes datos:

Número total de peces león observados y longitud total aproximada en cm de cada organismo observado.

- Preferencia del sustrato béntico del Pez león.

Un tercer buzo tomó fotografías al micro-hábitat donde se encontró cada pez león. El área de la fotografía se estandarizó empleando un cuadrante de PVC de 50 cm de cada lado (área= 250 cm²) (Figura 3).

- Complejidad topográfica y profundidad

Un cuarto buzo registró la complejidad topográfica en cada transecto colocando cuidadosamente una cadena de 10 m siguiendo el contorno del arrecife. La cadena

se desplegó sobre la cinta métrica con la finalidad de registrar la distancia recorrida de la misma. La profundidad promedio se registró en cada transecto a través de la computadora de buceo.

Trabajo de gabinete

- Comunidad de peces nativos

Para encontrar la relación entre densidad de pez león y la comunidad de peces nativos, la mayoría de los peces registrados se clasificaron en tres categorías: presas, competidores y depredadores potenciales. Esto se hizo considerando las claves propuestas por Anton et al. (2014) y Elise et al. (2014). Complementariamente, los peces menores a 10 cm censados y que además se encontraron registrados en estudios de contenido estomacal fueron considerados en la categoría de presas potenciales (Morris & Akins 2009; Valdez-Moreno et al. 2012; Côté, Green, Morris, et al. 2013). La densidad de peces de cada categoría fue expresada en ind. m⁻² (Tabla 2).

Para la estimación de la biomasa, se transformaron las longitudes de los peces utilizando la fórmula de conversión Longitud-Peso de cada especie: $P = aLT^b$, donde P es el peso de cada pez en gramos, LT es la longitud total registrada de cada pez en cm y los parámetros a y b son constantes de crecimiento. Los parámetros a y b de cada especie fueron obtenidos de FishBase (Froese & Pauly 2016). La biomasa promedio fue expresada en g. m⁻². La riqueza de especies fue el número total de especies registradas en cada sitio.

Tabla 2. Clasificación de las especies de peces encontradas en los monitoreos como presas, competidores y depredadores de pez león, en el sur del Caribe mexicano.

Presas (peces <10 cm)		Competidores	
Familia	Especie	Familia	Especie
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>
	<i>Acanthurus chirurgus</i>	Balistidae	<i>Balistes vetula</i>
	<i>Acanthurus coeruleus</i>		<i>Melichthys niger</i>
Balistidae	<i>Melichthys niger</i>	Carangidae	<i>Caranx ruber</i>
Carangidae	<i>Caranx ruber</i>	Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>
Chaetodontidae	<i>Chaetodon aculeatus</i>		<i>Anisotremus virginicus</i>

	<i>Chaetodon capistratus</i>		<i>Haemulon carbonarium</i>
	<i>Chaetodon ocellatus</i>		<i>Haemulon flavolineatum</i>
	<i>Chaetodon striatus</i>		<i>Haemulon macrostomum</i>
Cirrhitidae	<i>Amblycirrhitus pinos</i>		<i>Haemulon parra</i>
Gobiidae	<i>Coryphopterus personatus</i>		<i>Haemulon plumierii</i>
Grammatidae	<i>Gramma loreto</i>		<i>Haemulon sciurus</i>
	<i>Gramma melacara</i>	Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>
Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>		<i>Holocentrus rufus</i>
	<i>Haemulon plumierii</i>		<i>Neoniphon marianus</i>
	<i>Haemulon sciurus</i>		<i>Sargocentron coruscum</i>
Holocentridae	<i>Neoniphon marianus</i>		<i>Sargocentron vexillarum</i>
	<i>Sargocentron coruscum</i>	Kyphosidae	<i>Kyphosus sectatrix/incisor</i>
	<i>Sargocentron vexillarum</i>	Labridae	<i>Bodianus rufus</i>
Inermiidae	<i>Inermia vittata</i>		<i>Lachnolaimus maximus</i>
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>
	<i>Clepticus parrae</i>		<i>Lutjanus griseus</i>
	<i>Halichoeres cyanocephalus</i>		<i>Lutjanus jocu</i>
	<i>Halichoeres garnoti</i>		<i>Lutjanus mahogoni</i>
	<i>Halichoeres maculipina</i>		<i>Lutjanus synagris</i>
	<i>Halichoeres pictus</i>		<i>Ocyurus chrysurus</i>
	<i>Halichoeres radiatus</i>	Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>		<i>Pseudopeneus maculatus</i>
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>	Muraenidae	<i>Gymnothorax moringa</i>
	<i>Lutjanus mahogoni</i>		<i>Scomberomorus</i>
	<i>Ocyurus chrysurus</i>	Scombridae	<i>maculatus</i>
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>
	<i>Pseudopeneus maculatus</i>		<i>Scorpaena plumieri</i>
Ostraciidae	<i>Lactophrys triqueter</i>	Epinephelidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>
			<i>Cephalopholis fulva</i>
Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>		<i>Ephinephelus</i>
	<i>Holacanthus tricolor</i>		<i>adscensionis</i>
	<i>Pomacanthus arcuatus</i>		<i>Ephinephelus guttatus</i>
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>		<i>Ephinephelus striatus</i>
	<i>Chromis cyanea</i>		<i>Mycteroperca tigris</i>
	<i>Chromis insolata</i>	Serranidae	<i>Mycteroperca venenosa</i>
	<i>Chromis multilineata</i>		<i>Hypoplectrus puella</i>
	<i>Microspathodon chrysurus</i>		<i>Hypoplectrus unicolor</i>
	<i>Stegastes adustus</i>	Sphyraenidae	<i>Serranus tigrinus</i>
			<i>Sphyraena barracuda</i>
	<i>Stegastes diencaeus</i>	Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>
	<i>Stegastes partitus</i>		

		Depredadores	
		Familia	Especie
	<i>Stegastes planifrons</i>		
	<i>Stegastes variabilis</i>		
Scaridae	<i>Scarus iserti</i>	Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>
	<i>Scarus taeniopterus</i>	Labridae	<i>Lachnolaimus maximus</i>
	<i>Scarus vetula</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>		<i>Lutjanus griseus</i>
	<i>Sparisoma viride</i>		<i>Lutjanus jocu</i>
Sciaenidae	<i>Equetus punctatus</i>		<i>Ocyurus chrysurus</i>
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>	Muraenidae	<i>Gymnothorax moringa</i>
			<i>Scomberomorus</i>
Epinephelidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>	Scombridae	<i>maculatus</i>
	<i>Cephalopholis fulva</i>	Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>
	<i>Hypoplectrus puella</i>	Epinephelidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>
	<i>Hypoplectrus unicolor</i>		<i>Cephalopholis fulva</i>
Serranidae	<i>Serranus tigrinus</i>		<i>Ephinephelus</i>
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>		<i>adscensionis</i>
			<i>Ephinephelus guttatus</i>
			<i>Ephinephelus striatus</i>
			<i>Mycteroperca tigris</i>
			<i>Mycteroperca venenosa</i>
		Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>

- Pez león

Para facilitar las comparaciones de la densidad de *P. volitans* entre sitios, localidades y con otros reportes del Atlántico y área nativa, ésta fue expresada por ind. ha⁻¹

Densidad de pez león (ind. ha⁻¹) = (N° individuos/Área del transecto)*(10000).

Sin embargo, para el análisis del modelo de densidad de pez león y variables ecológicas la escala se conservó a ind. m⁻²

Para obtener el peso promedio (g) y la biomasa por sitio (kg ha⁻¹), las longitudes registradas de cada pez león fueron transformadas a gramos, utilizando la relación Longitud-Peso de la especie. Los parámetros *a* (0.0079) y *b* (3.18) fueron obtenidos de una muestra de 2,143 peces capturados en Xcalak, México (Sabido-Itzá et al. 2016).

$$P = (0.0079) LT^{3.18}$$

- Preferencia del sustrato béntico específico del pez león

Para caracterizar el micro-hábitat, se evaluó el sustrato béntico del arrecife en porcentaje de cobertura. Cada fotografía capturada fue analizada empleando el software Coral Point Count with Excel extensions (CPCe 4.1). Sobre cada imagen se colocaron 50 puntos aleatorios identificando el componente béntico en cada punto. Los grupos bénticos considerados fueron: Coral, Gorgonáceos, Esponja, Macroalgas, Coral muerto, Alga Coralina y sustrato abiótico (arena, roca, Laja) (figura 3).



Figura 3. Imagen procesada en el software CPCe 4.1, identificando el componente béntico en los 50 puntos aleatorios en los micro-hábitats de pez león en el sur del Caribe Mexicano.

- Complejidad

La complejidad de cada sitio, se determinó con la siguiente fórmula:

$$CT = 1 - D/L$$

Dónde: CT es la complejidad topográfica, D es la distancia que recorrió la cadena siguiendo el contorno del arrecife y L es la longitud de la cadena completamente extendida (10 m).

Análisis estadístico

Los supuestos de normalidad y homocedasticidad para ANOVA y MANOVA, fueron evaluados con pruebas Shapiro-Wilks (S-W) y Levene o Corchart, respectivamente. Debido al no cumplimiento del supuesto de normalidad, la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (K-W) fue utilizada para evaluar diferencias en densidad, biomasa y peso promedio de *P. volitans* entre localidades y sitios. Las diferencias de la longitud total entre localidades fueron evaluadas con ANOVA de una vía y la prueba de Fisher (LSD), para el contraste múltiple de rango.

Para determinar la relación entre la densidad y biomasa de *P. volitans*, se realizó una correlación simple y mediante un análisis de regresión lineal se obtuvo el índice de determinación (R^2).

$$Y = a + bX$$

Dónde: Y= variable dependiente, a= intercepto en el eje Y, b= Pendiente de la regresión, X= Variable independiente.

- Estructura de tallas

Para evaluar las diferencias en cuanto a la composición de tallas de *P. volitans* entre las localidades, se utilizaron las frecuencias relativas de las longitudes agrupadas en intervalos de 5 cm de Lt. y se aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnof (K-S).

- Variables ecológicas

Para validar la independencia de las variables predictoras, las variables bióticas (densidad y biomasa de presas, competidores y depredadores y riqueza de especies) por sitio se correlacionaron, mediante una matriz de correlación de Spearman, con las físicas (localidad, profundidad y complejidad topográfica). Para corroborar la independencia de las variables, se utilizó el Factor de Inflación de la Varianza (VIF), donde los valores VIF por encima de 10 indican serias multicorrelaciones. Para evitar la mala interpretación de los análisis estadísticos empleados, las variables que mostraron colinearidad fueron omitidas.

Con las variables predictoras restantes, se aplicó un modelo lineal generalizado, para determinar qué variables ecológicas (sea bióticas y/o físicas) contribuyen en la variación de la densidad de *P. volitans*.

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} \dots \beta_{ij} + e_i$$

Donde: β son los coeficientes de correlación para cada variable explicativa y e es la varianza explicada.

Con las variables incluidas en el modelo, se realizó un MANOVA para detectar diferencias entre las localidades (BC, MH y XC).

- Densidad de pez león vs densidad de Epinephelidae

Se aplicó la prueba de Mann-Whitney para evaluar diferencias entre las densidades de *P. volitans* y peces pertenecientes a la familia Epinephelidae en cada localidad. Estos son un grupo de peces nativos con similar nivel trófico (carnívoros). En este grupo, se contemplaron las densidades de siete especies (*Cephalopholis fulva*, *Cephalopholis cruentata*, *Epinephelus adscensionis*, *Epinephelus guttatus*, *Epinephelus striatus*, *Mycteroperca venenosa*, *Mycteroperca tigris*)

- Microhábitat del pez león

Para encontrar diferencias en la preferencia del pez león con algún componente béntico entre las localidades estudiadas, se empleó un MANOVA.

Todos los análisis estadísticos fueron desarrollados mediante los paquetes de software STATGRAPHICS plus (ANOVAs, Kruskal-Wallis, Kolmogorov-Smirnov, Regresión lineal, Modelo Lineal Generalizado y prueba de Mann-Whitney) e IBM-SPSS-23 (Correlación de Spearman y MANOVA).

RESULTADOS

Densidad y biomasa de pez león

Se registraron un total de 140 organismos de *P. volitans* en 106 transectos (12,720 m²), dentro de las tres localidades monitoreadas en 2014. Banco Chinchorro presentó la mayor abundancia con 64 peces censados. En Xcalak y Mahahual se contabilizaron 39 y 35 peces respectivamente. En la figura 4 se observa que BCH, presentó cerca de la mitad de los registros de pez león.

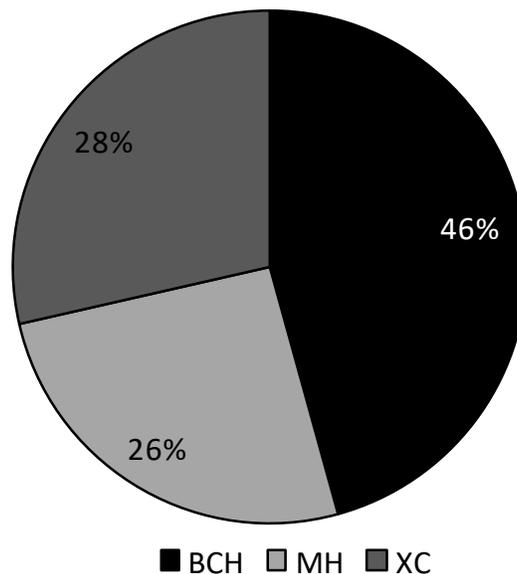


Figura 4. Abundancia relativa de pez león (*Pterois volitans*), en tres localidades del sur del Caribe mexicano. BCH=Banco Chinchorro, MH=Mahahual y XC=Xcalak.

La densidad promedio registrada para las tres localidades (Sur del Caribe Mexicano), fue de 110.6 ± 130.9 ind. ha⁻¹. Banco Chinchorro presentó el valor más alto de densidad, seguido por Xcalak y Mahahual (Tabla 3). No hubo diferencias significativas entre localidades (KW=1.9; P=0.38).

Tabla 3. Densidad media, desviación estándar, máximo, mínimo (ind. ha⁻¹) y número de organismos de pez león (*Pterois volitans*) en tres localidades del sur del Caribe Mexicano.

Localidad	Media	Desv. Est.	Máximo	Mínimo	n
Banco Chinchorro	156.86	185.51	433.33	41.67	64
Mahahual	83.33	84.52	111.11	55.56	36
Xcalak	92.59	92.96	152.78	41.67	40
total	110.06	130.90	666.67	41.67	140

El pez león fue detectado en todos los sitios evaluados, pero BCH2 y XC1 presentaron las densidades promedio menores (41.7 ± 69.7 ind. ha⁻¹ cada uno). En contraste, BCH4 y BCH3 tuvieron densidades promedio más elevadas con 433.3 ± 91.3 y 250 ± 241.5 ind. ha⁻¹ respectivamente (K-W=30.55; P=0.02). Es importante mencionar que BCH4 presentó 26 peces león en cinco transectos, mientras que la gran mayoría de los sitios osciló entre tres y nueve organismos en seis transectos (Figura 5).

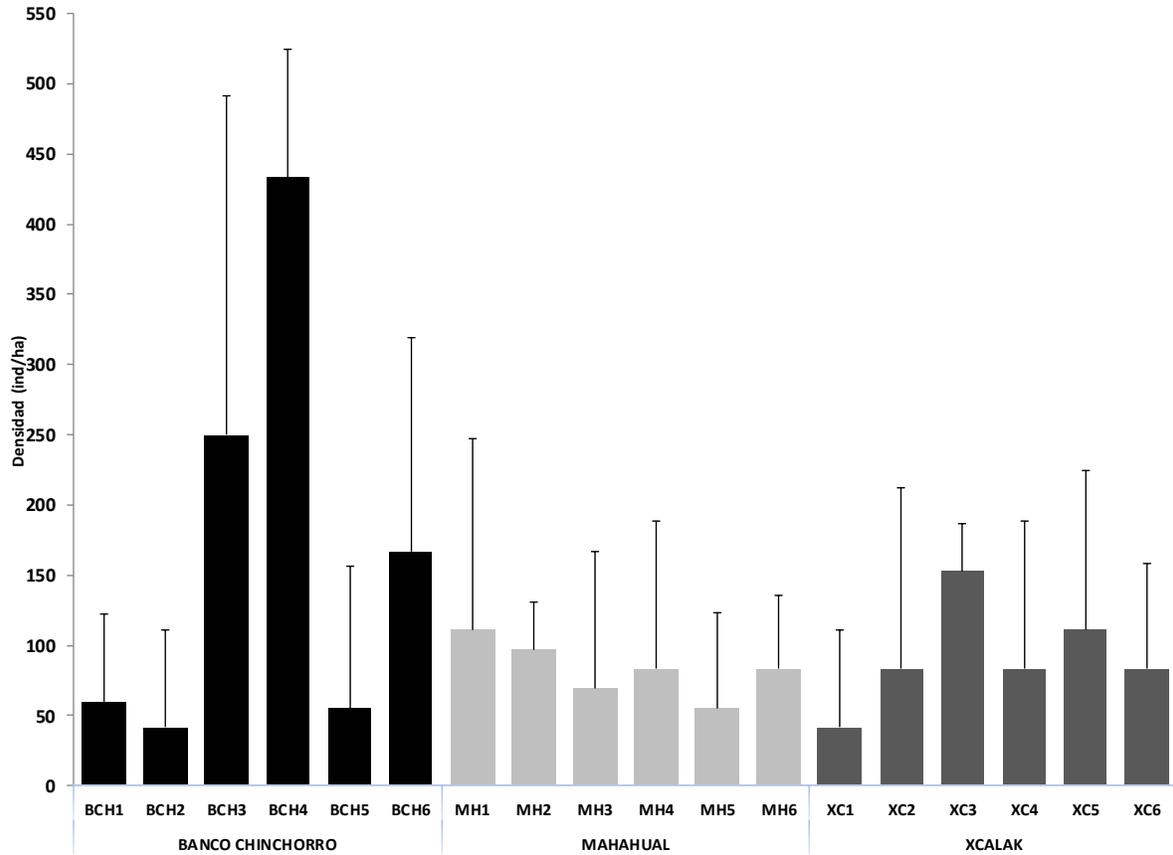


Figura 5. Densidades de pez león (*Pterois volitans*) en los sitios de cada localidad en el sur del Caribe Mexicano. Las líneas indican la desviación estándar.

La tabla 4 presenta las densidades encontradas en este estudio comparadas con otras localidades nativas, Mar Caribe, Golfo de México y costa de Estados Unidos.

Tabla 4. Densidades del pez león (*Pterois volitans*) reportadas en varias localidades nativas y área invadida. El área de distribución natural fue clasificada de acuerdo a Schultz (1986): Índico y Pacífico. La cuenca del Gran Caribe fue dividida en tres regiones o provincias según Robertson & Cramer (2014): Norte, Centro y Sur. Los valores indican: Media \pm Desviación Estándar.

Región	Localidad	Año de monitoreo	Densidad (ind. ha ⁻¹)	Fuente
Pacífico	Palau	2008	2.2	Grubich et al. (2009)
Pacífico	Filipinas	2010	21.94 \pm 6.5	Cure et al. (2014)
Pacífico	Guam	2010	3.53 \pm 0.9	Cure et al. (2014)
Índico	Golfo de Aqaba, Mar Rojo	--	80	Fishelson (1997)
Índico	Mombasa, Kenya	2010	25.1 \pm 45.7	Darling et al. (2011)
Índico	Mar Rojo	2010-2011	24.1 \pm 44.9	McTee & Grubich (2014)
Norte	Carolina del Norte, EUA	2004	21.2 \pm 5.1	Whitfield et al. (2007)
Norte	Cayos de Florida, EUA	2011	6 \pm 0.9	Ruttenberg et al. (2012)
Norte	Norte Golfo de México, EUA	2013	49	Dahl & Patterson (2014)
Norte	Carolina del Norte, EUA	2006-2010	84.6 \pm 15 y 176.4 \pm 24	Whitfield et al. (2014)
Norte	Flower Garden Banks, EUA	2014	2, 28 y 38	Johnston et al. (2016)
Centro	New Providence, Bahamas	2008	393.3 \pm 144.4	Green & Côté (2009)
Centro	New Providence, Bahamas	2008	101.7 \pm 103	Darling et al. (2011)
Centro	Little Cayman Island	2011	233 ~650	Frazer et al. (2012)
Centro	Curacao	2011	127	de León et al. (2013)
Centro	Bonaire	2011	66	de León et al. (2013)
Centro	Belice	2011	19	Anton Gamazo (2013)
Centro	Island of San Salvador, Bahamas	2009	13 \pm 18	Anton, Simpson, & Vu (2014)
Centro	Cape Eleuthera, Bahamas	2009	440 \pm 50	Hackerott et al. (2013)
Centro	Lee Stocking Island, Bahamas	2009 y 2010	530 y 640	Lesser & Slattery (2011)
Centro	Cuba	2011	150	Hackerott et al. (2013)
Centro	Cape Eleuthera, Bahamas	2011	300 \pm 600	Green et al. (2013)
Centro	Costa Rica	2011	92 \pm 130	Sandel et al. (2015)
Centro	Habana, Cuba	2012	160 \pm 180	García-Rodríguez et al. (2015)

Centro	Arrecife mesoamericano	2012	160	Hackerott et al. (2013)
Centro	Holguín, Cuba	2012 y 2013	66 y 110	Vega et al. (2015)
Centro	Martinica	2012 y 2013	14.7±0.8 y 480	Trégarot et al. (2015)
Centro	South Caicos y Long Cay, TCI	2013	16.79	Tilley et al. (2015)
Centro	Dos Mosquises, Venezuela	2013	121±164	Elise et al. (2014)
Centro	Little Cayman, Cayman Islands	2013	162, 21.5 y 34	Bejarano et al. 2015
Centro	Guanahacabibes, Cuba	2013	310	Cobián-Rojas et al. (2016)
Sur	Tayrona, Colombia	2012	2.9±0.9	Bayraktarov et al. (2014)
Sur	Venezuela	2013	25.83±66.51	Agudo & Klein-Salas (2014)
Sur	Santa Marta, Colombia	2012	216±175	García-Urueña et al. (2015)
Sur	Isla Trinidad, T&	2013-2015	10.5	Alemu (2016)
Sur	Isla Tobago, T&T	2013-2015	136.6	Alemu (2016)
Centro	Banco Chinchorro	2014	156.8±185	Este estudio
Centro	Mahahual	2014	83.3±84.5	Este estudio
Centro	Xcalak	2014	92.6±92.2	Este estudio
Centro	Sur del Caribe mexicano	2014	110±130.9	Este estudio

La biomasa promedio de *P. volitans* para el área de estudio fue de 28.51 ± 46.28 kg. ha⁻¹. BCH presentó la mayor biomasa (kg. ha⁻¹) que fue 2.4 y 5.7 veces mayor que la registrada en Xcalak y Mahahual, respectivamente (Tabla 5). Debido al no cumplimiento del supuesto de normalidad (S-W, $p < 0.05$), las biomásas fueron evaluadas por métodos no paramétricos, los resultados indican diferencia significativa entre las localidades (K-W=9.09; P=0.02).

Tabla 5. Biomasa promedio, desviación estándar, máximo, mínimo (kg/ha) y número de organismos de pez león (*Pterois volitans*) en tres localidades del sur del Caribe mexicano.

Localidad	Media	Desv. Est.	Máximo	Mínimo	n
Banco Chinchorro	54.87	68.22	273.01	7.71	64
Mahahual	9.65	14.22	57.15	1.08	36
Xcalak	22.49	27.53	75.43	3.44	40
Total	28.51	46.28	273.01	1.08	140

BCH4, BCH3 y BCH6 presentaron la biomasa más alta con 129.83 ± 48.06 , 91.34 ± 96.54 y 84.24 ± 71.33 kg. ha⁻¹, respectivamente. Mientras que MH4 (1.08 ± 2.18 kg. ha⁻¹), MH5 (3.60 ± 8.53 kg. ha⁻¹) y XC1 (3.44 ± 6.79 kg. ha⁻¹) tuvieron los valores más bajos (K-W=42.55; P=0.0005) (Figura 6).

La figura 7 se observa un gráfico de dispersión de puntos que relaciona la densidad (ind. ha⁻¹) y la biomasa (kg. ha⁻¹) y se encontró una correlación significativa entre ambas variables (P<0.00). Mediante análisis de regresión lineal simple se obtuvo el índice de determinación $R^2=0.87$.

$$\text{Biomasa } P. \text{ volitans (kg ha}^{-1}\text{)} = -9.597 + 0.3506 * \text{Densidad } P. \text{ volitans (ind. ha}^{-1}\text{)}.$$

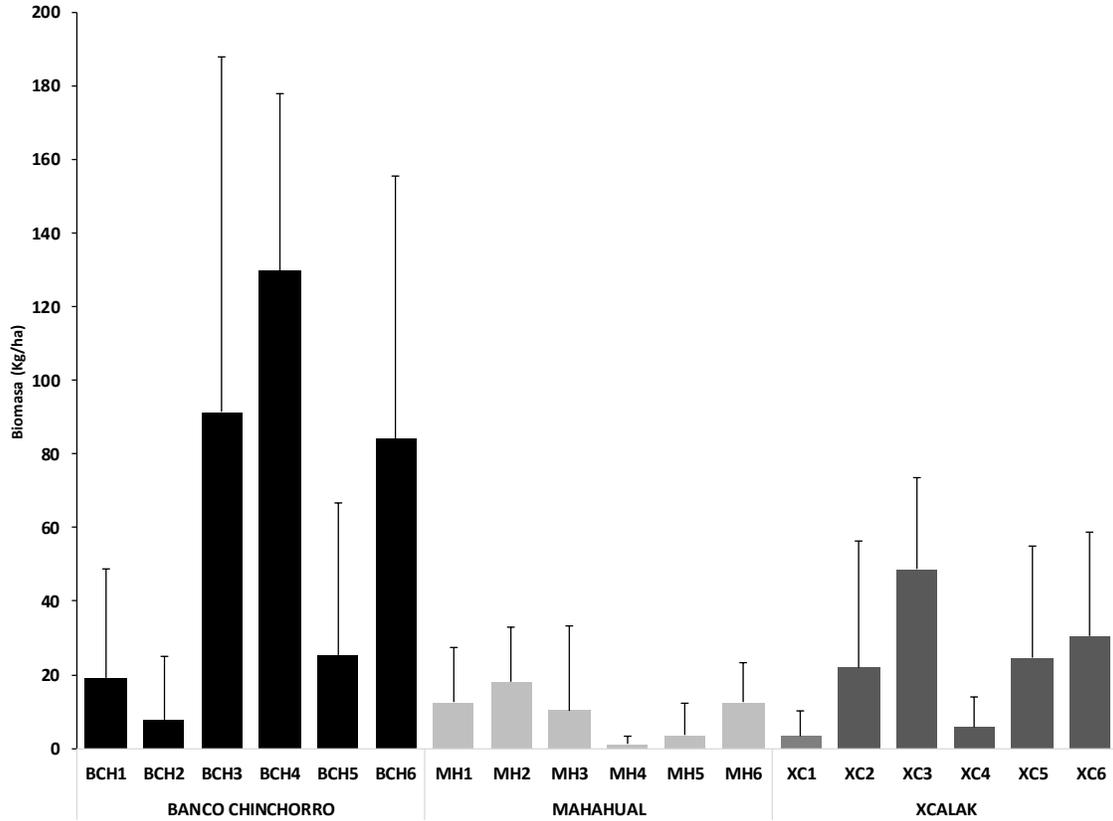


Figura 6. Biomasa de pez león (*Pterois volitans*) en los sitios de cada localidad en el sur del Caribe mexicano. Las líneas indican la desviación estándar.

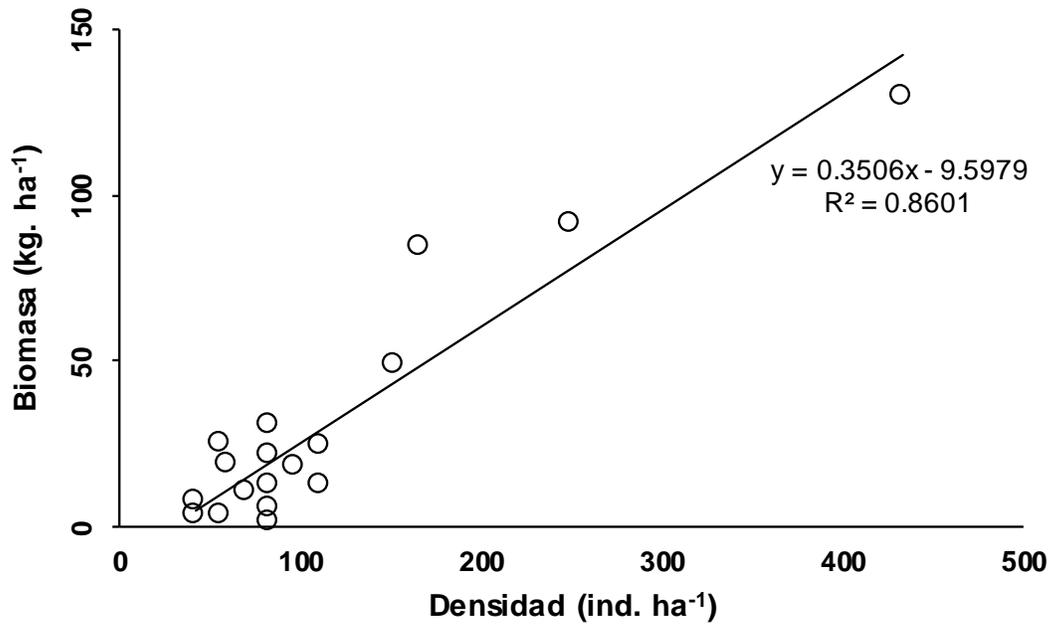


Figura 7. Relación entre la densidad (ind. ha⁻¹) y la biomasa (kg. ha⁻¹) del pez león (*Pterois volitans*) en el sur del Caribe mexicano.

Estructura de tallas

El rango de tallas fue entre 5 a 40 cm ($N = 140$, 23.68 ± 7.97 cm Lt) y el peso osciló entre 1.33 y 1001.03 g (259.07 ± 218.69 g). Mahahual presentó las tallas y pesos más bajos seguido por Xcalak y Banco chinchorro (Tabla 6). Hubo diferencias significativas en las tallas ($F=28.44$; $P<0.000$) y el peso ($K-W=38.63$; $P<0.000$) entre las tres localidades.

Tabla 6. Longitud total y peso promedio, desviación estándar, máximo, mínimo y número de organismos de pez león (*P. volitans*) en tres localidades del sur del Caribe Mexicano. Lt= cm y peso= g.

Localidad	Media		DE		MAX		MIN		n
	Lt	Peso	Lt	Peso	Lt	Peso	Lt	Peso	
Banco Chinchorro	27.69	349.82	5.16	209.18	40	1001.03	15	44.10	64
Mahahual	17.14	115.77	7.89	119.69	30	400.62	5	1.34	40
Xcalak	23.05	242.87	7.85	232.76	37	781.03	5	1.34	36
Total	23.68	259.08	7.97	218.69	40	1001.03	5	1.34	140

Banco Chinchorro presentó un pico de abundancia en tallas de 21-30 cm de Lt, mientras que en Xcalak fue de 16 a 25 cm y en Mahahual en intervalos de menor talla (11-15 cm). Al agrupar todos los datos, el principal grupo modal corresponde a organismos con tallas entre 21-30 cm de Lt, con el 53%. El 80% de los organismos corresponden a peces adultos (> 16 cm). No obstante, se encuentran individuos juveniles de hasta 5 cm localizados principalmente en Mahahual (Figura 8). Los resultados entre BC-XC, BC-MH y XC-MH indican diferencia significativa en las distribuciones de tallas entre las tres localidades monitoreadas ($K-S= 3.5$; $P<0.05$). La tabla 7 indica los rangos de tallas, longitudes y pesos promedio de *P. volitans* en localidades nativas y del Atlántico, observando a variedad de registros entre localidades.

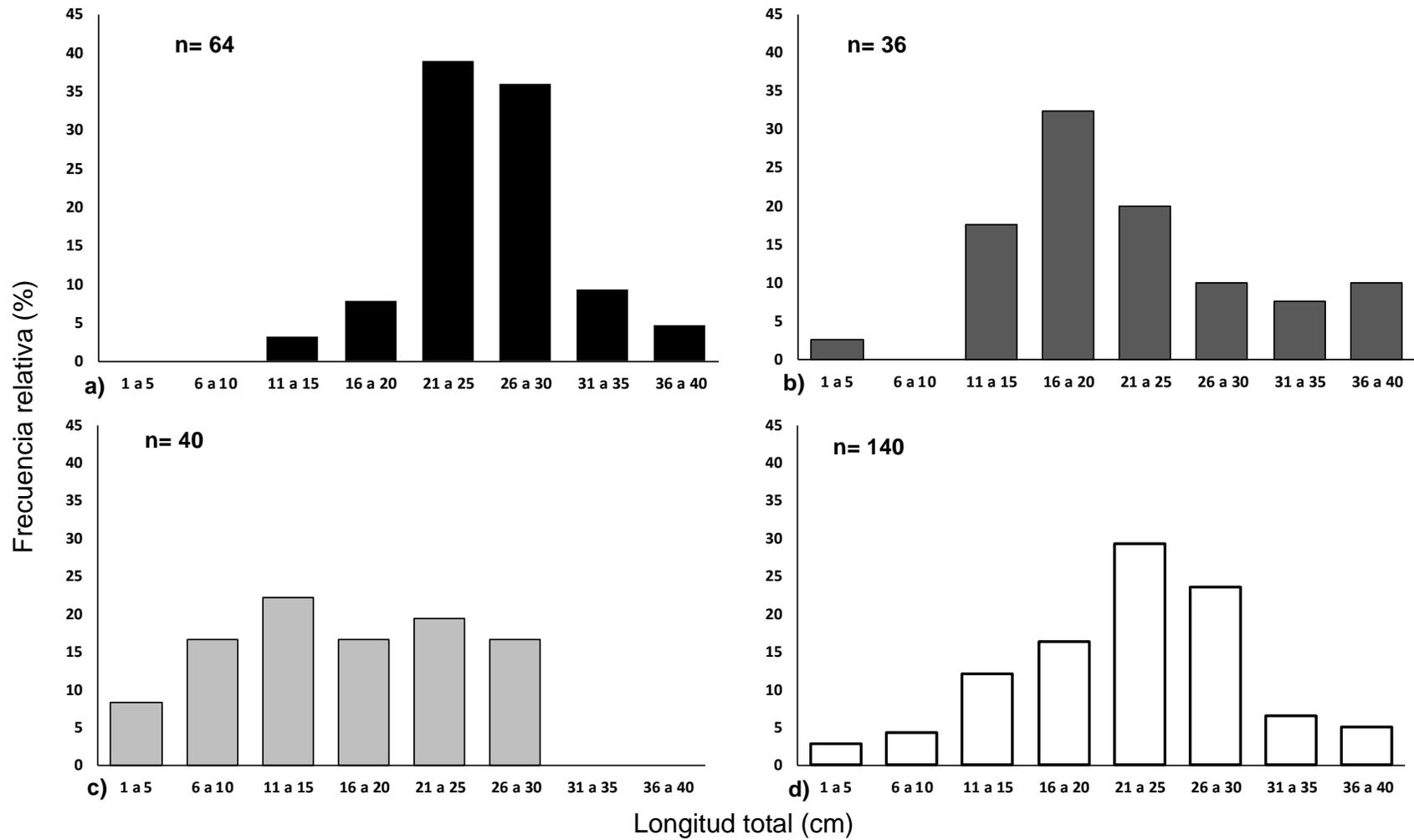


Figura 8. Distribución de frecuencia de tallas del pez león (*P. volitans*) en tres localidades del sur del Caribe Mexicano. a) = Banco Chinchorro, b) =Xcalak, c) = Mahahual y d) = Total.

Tabla 7. Rango de talla, Longitud y peso del pez león (*Pterois volitans*), promedio reportado para varias localidades nativas y área invadida. El área de distribución natural fue clasificada de acuerdo a Schultz (1986): Índico y Pacífico. La cuenca del Gran Caribe fue dividida en tres regiones o provincias según Robertson & Cramer (2014): Norte, Centro y Sur. Los valores indican: valor mínimo-valor máximo (Media \pm Desviación Estándar) Longitud total= cm, Peso= g.

Región	Localidad	Año de monitoreo	Longitud Total	Peso	Fuente
Índico	Mombasa, Kenya	2010	7-27 (15.5 \pm 6.2)	3-255.3 (65.5 \pm 68.0)	Darling et al. (2011)
Índico	Vellar, India	2011	6.8-17.8		Prakash et al. (2012)
Índico	G. de Aqaba, Mar Rojo	9-22		Fishelson (1997)
Pacífico	Filipinas	2010	(17.06 \pm 0.47)		Cure et al. (2014)
Pacífico	Guam	2010	(24.14 \pm 1.14)		Cure et al. (2014)
Norte	Carolina del N., EUA	2000-2002	2.5-18.4 (11.24)		Whitfield et al. (2002)
Norte	Florida, EUA	2002	18.4-37.8		Ruiz-Carus et al. (2006)
Norte	Carolina del N., EUA	2004	5-45 (30.5)	25-1320 (480)	Whitfield et al. (2007)
Norte	Florida, EUA	2010	3-22 (14.1)		Ruttenberg et al. (2012)
Norte	Florida, EUA	2011	6-34 (18.1)		Ruttenberg et al. (2012)
Norte	Florida, EUA	2010-2011	6.6-25.6 (14.4 \pm 3.5)		Jud & Layman (2012)
Norte	Norte GM, EUA	2012	12.6-38.5		Fogg et al. (2013)
Norte	Alacranes, Méx.	2010	9-29 (17)	7-334 (64)	López-Gómez et al. (2013)
Norte	Norte GM, EUA.	2013	6.7-37.7 (24.29)	(~ 21.5)	Dahl & Patterson (2014)
Norte	Flower Garden Banks, EUA	2014	4.0-42.0 (25.6)	0.9-1015.9 (273.4)	Johnston et al. (2016)
Centro	Bahamas	2006	13-25		Snyder & Burgess (2007)
Centro	Exuma Sound, Bah.	2007	118-285 (16.5)		Albins & Hixon (2008)
Centro	Bahamas	2007-2008	6.2-42.4 (21.7)		Morris & Akins (2009)
Centro	New Providence, Bah.	2009	13.0-39.0		Côté & Maljković (2010)
Centro	Roatán, Hond.	2009-2010	2.5-38.1 (11.31)		Biggs & Olden (2011)
Centro	New Providence, Bah.	2008	17-29 (23)	(194.5 \pm 159.2)	Darling et al. (2011)
Centro	Little Cayman, IC	2011	6.5-39.5		Frazer et al. (2012)
Centro	South Caicos, TCI.	2010	(22.7)		Claydon et al. (2012)

Centro	Bonaire	2011	2.5- 40.2		de León et al. (2013)
Centro	Cape Eleuthera, Bah.	2011	2-41 (20±8)		Green et al. (2013)
Centro	Little Cayman, IC.	2011	2.7-39.1	0.2-973.0	Edwards et al. (2014)
Centro	Costa Rica	2011	(18.7±5.7)		Sandel et al. 2014
Centro	Puerto Rico	2010-2011	5.7-34.9 (16.3±6.1)	0.5-459.9 (69.8±86.1)	Toledo-Hernández et al. (2014)
Centro	Habana, Cub.	2012	(22±8)		García-Rodríguez et al. (2015)
Centro	Belice	2012	5-35		Rocha (2015)
Centro	Holguín, Cub.	2012 y 2013	10-35 (19)		Vega et al. (2015)
Centro	South Caicos, TCI	2013	(26.3±0.6)		Tilley et al. (2015)
Centro	Xcalak, Méx.	2009-2012	2.5-37.5 (16.4±7.2)	0.5-859 (101.3±128.8)	Sabido-Itzá et al. (2016)
Sur	Colombia	2009	9.6-15.7		González et al. (2009)
Sur	Venezuela	2010	12.7-21.5		Lasso-Alcalá & Posada (2010)
Sur	Venezuela	2013	15-45		Agudo & Klein-Salas (2014)
Sur	Tayrona, Col.	2012	10-40 (20-25)		Bayraktarov et al. (2014)
Sur	Trinidad y Tobago	2013-2015	6.2-40.2 (24±6.5)	2.2-950 (233±181.6)	Alemu (2016)
Centro	Banco Chinchorro, Méx.	2014	15-40 (27.7±5.1)	44.1-1001 (349.8±209)	Este estudio
Centro	Xcalak, Méx.	2014	5-37 (23±7.8)	1.34-781 (242.9±232.8)	Este estudio
Centro	Mahahual, Méx.	2014	5-30 (17.1±7.9)	1.3-400.6 (115.7±119.7)	Este estudio
Centro	Sur del Caribe mexicano	2014	5-40 (23.7±7.8)	1.3-1001 (259±218.7)	Este estudio

Relación entre la densidad de pez león con variables ambientales y ecológicas

Se consideraron un total de 10 variables: tres variables ambientales y siete ecológicas. La profundidad osciló entre 12 a 23 m (16.5 ± 2.7), el índice de Complejidad Topográfica fue de 0.35 ± 0.09 . Las densidades totales de presas, competidores y depredadores fueron 1.5 ± 1.5 , 0.06 ± 0.03 y 0.02 ± 0.01 ind. m^{-2} ; mientras que las biomásas correspondieron a 2 ± 1.3 , 6.9 ± 3.4 y 3.4 ± 2.5 g. m^{-2} . La riqueza de especies fluctuó de 24 hasta 44 (Tabla 8).

Tabla 8. Variables ambientales y ecológicas contempladas en el estudio. Tipo de variable: ambiental (A) y ecológica (E), Media, Desviación estándar (DE), Máximo (Máx) y mínimo (Mín). CT= complejidad topográfica.

Variables	Tipo	Media	DE	Máx	Mín
Localidad	A	-	-	-	-
Profundidad (m)	A	16.53	2.72	23.92	12.15
Complejidad Topográfica	A	0.35	0.09	0.51	0.20
Densidad presas (ind m^{-2})	E	1.56	1.55	4.81	0.39
Biomasa presas (g m^{-2})	E	2.07	1.34	5.44	0.84
Densidad competidores (ind m^{-2})	E	0.06	0.03	0.11	0.01
Biomasa competidores (g m^{-2})	E	6.96	3.47	15.56	2.87
Densidad depredadores (ind m^{-2})	E	0.02	0.01	0.03	0.01
Biomasa depredadores (g m^{-2})	E	3.42	2.58	9.97	0.59
Riqueza	E	31.47	4.76	44.00	24.00

A través de un análisis exploratorio de las densidades de pez león, se correlacionaron con cada una de las 10 variables consideradas (Figura 9). La densidad y biomasa de competidores, densidad de depredadores y riqueza de especies tuvieron coeficientes de determinación bajo ($R^2 < 0.2$), mientras que la biomasa de depredadores ($R^2 = 0.65$), profundidad ($R^2 = 0.39$), densidad y biomasa de presas (0.35) tuvieron los valores de R^2 más altos.

Densidad Pez león (ind m⁻²)

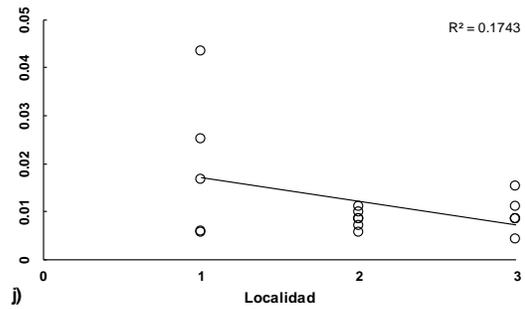
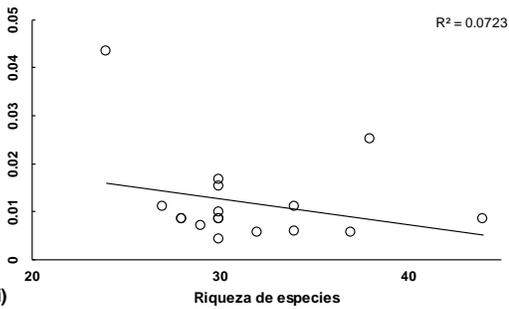
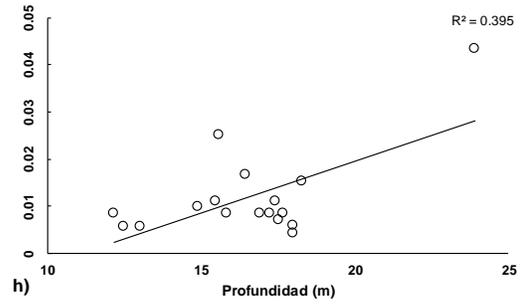
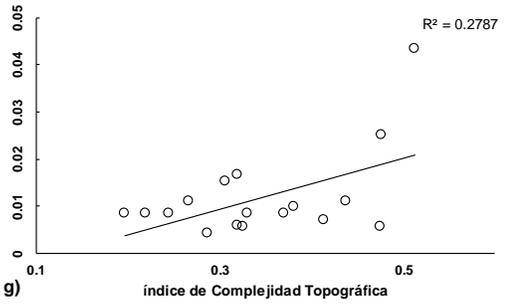
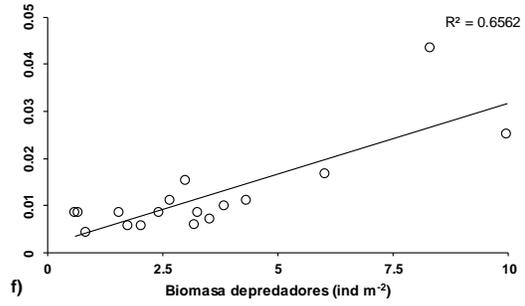
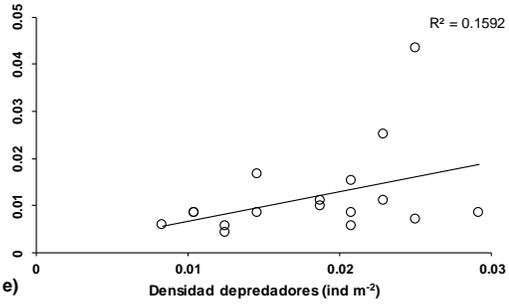
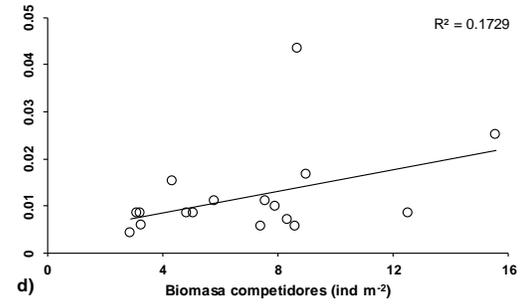
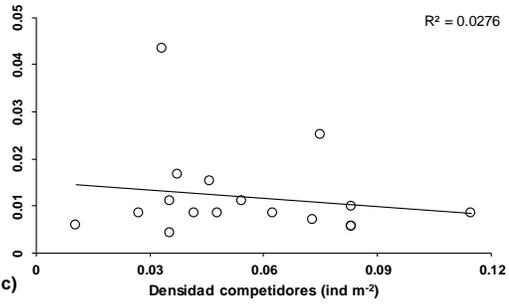
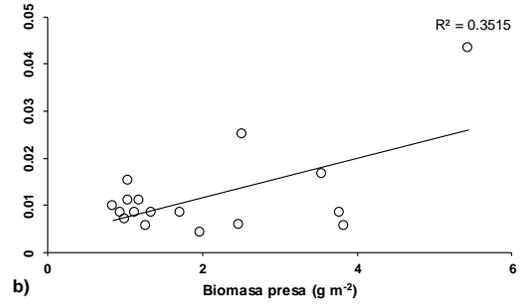
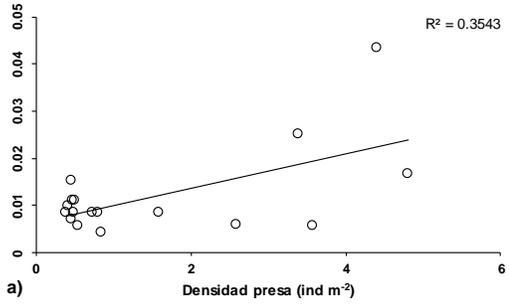


Figura 9. Relación entre la densidad de pez león con variables ecológicas y ambientales, a) Densidad de presas, b) Biomasa de presas, c) Densidad de competidores, d) Biomasa de competidores, e) Densidad de depredadores, f) biomasa de depredadores, g) profundidad, h) Complejidad Topográfica, i) Riqueza de especies, j) Localidad (1=BCH, 2=MH y 3=XC) en arrecifes del sur del Caribe Mexicano. R²= Coeficiente de determinación.

Para corroborar la independencia de las variables predictoras, se realizó una tabla del coeficiente de correlación de Spearman (Tabla 10). Además, como análisis complementario el Factor de Inflación de la Varianza fue analizado para descartar variables con presencia de colinealidad (Tabla 11). Los resultados de ambos análisis indican que las variables predictoras con alta correlación fueron la localidad, densidad y biomasa de competidores, densidad de presas y biomasa de depredadores. Estas variables no fueron incluidas dentro del modelo lineal generalizado para evitar errores de estimación de los coeficientes del modelo.

Tabla 9. Resultado de la correlación de Spearman entre las variables predictoras consideradas en este trabajo. * indica relación significativa al 95% de confianza.

	Prf	CT	Denspres	Biompres	Denscom	Biomcom	Densdep	Biomdep	riqueza	Loc
Prf		-.176	-.096	-.124	-.705**	-.418	-.204	-.009	-.610**	.175
CT			.151	.179	.475	.688**	.429	.428	.266	-.772**
Denspres				.970**	-.256	.367	.027	.359	.284	-.546*
Biompres					-.179	.368	.097	.282	.306	-.495*
Denscomp						.515*	.350	-.043	.533*	-.197
Biomcomp							.509*	.696**	.266	-.663**
Densdep								.534*	.098	-.099
Biomdep									-.013	-.491*
Riqueza										-0.363
Loc										

Prf= profundidad, CT= complejidad topográfica, Denspres= densidad presas, Biompres= biomasa presas, Denscom= densidad competidores, Biomcom= biomasa competidores, Densdep= Densidad depredadores, Biomdep= biomasa depredadores, Loc= localidad.

Tabla 10. Resultado del Factor de Inflación de la Varianza de las variables predictoras consideradas para este estudio. Los valores en negritas y señalados con *, indican valores superiores a 10, indicativo de colinealidad.

Variable	VIF
Localidad	13.54*
Profundidad	6.37
Complejidad topográfica	5.69
Densidad presa.	35.99*
Biomasa presa.	9.84
Densidad competidores.	16.20*
Biomasa competidores.	22.37*
Densidad depredadores.	5.99
Biomasa depredadores.	20.96*
Riqueza	4.76

Para determinar posibles relaciones funcionales ecológicas que favorecen la invasión del pez león en el Caribe mexicano, cinco variables predictoras, dos variables ambientales (profundidad y complejidad topográfica) y 3 ecológicas (biomasa de presas, densidad de depredadores y riqueza de especies), fueron ingresadas al modelo. La densidad de pez león no mostró respuesta hacia la riqueza de especies (P= 0.56), complejidad topográfica (P= 0.18) y densidad de depredadores (P= 0.05). No obstante, la densidad del pez león se relacionó significativamente con la profundidad (P=0.005) y la biomasa de presas (P=0.009). El modelo completo explicó el 63.45% de la variabilidad en la densidad de *P. volitans*. La tabla 12 muestra los intervalos de confianza al 95% para los coeficientes en el modelo. La ecuación del modelo ajustado es:

$$\text{Densidad de } P. \text{ volitans} = -0.0268271 + 0.0019002 * \text{Profundidad} + 0.00353733 * \text{Biomasa_presas}$$

Tabla 11. Variables significativas incluidas en el modelo lineal generalizado que mejor explican la variación de la densidad de pez león (*Pterois volitans* en los arrecifes del sur del Caribe mexicano. E E.= Error Estándar, L. inf. = Límite inferior, L. sup. = Límite superior, S.C.=Suma de Cuadrados, GL= Grados de libertad, C.M.= Cuadrado Medio, F= Valor de F y P= valor de P.

	Estimado	E. E.	L. inf.	L. sup.	S. C.	GL	C. M.	F	P
Cons.	-0.0268	0.0095	-0.0473	-0.0064					
Prof.	0.0019	0.0006	0.0006	0.0031	0.0004	1	0.0004	10.84	0.005
Biompres	0.0035	0.0012	0.0010	0.0060	0.0003	1	0.0003	9.18	0.009
				Residuo	0.0005	14	0.0000		
				Total	0.0000	16			

Al realizar un análisis multivariable de la varianza (MANOVA) reveló diferencia significativa entre las localidades estudiadas (Lambda de Wilks=4.14, P=0.03). Las variables densidad de presas, densidad de competidores, biomasa de competidores y biomasa de depredadores fueron omitidas en el análisis debido a problemas de colinealidad (tablas 8 y 9). MANOVA reveló que Xcalak fue diferente debido a un bajo índice de complejidad topográfica (0.25 ± 0.04 ; $p < 0.05$). Además, con respecto a la biomasa de presas, Banco chinchorro presentó el promedio más alto (3.56 ± 1.21 ind m^{-2}), mientras que Xcalak y Mahahual tuvieron valores similares ($p < 0.05$). La profundidad, densidad de depredadores y riqueza de especies no mostraron diferencia significativa entre localidades ($p > 0.05$) (tabla 13).

Tabla 12. Variables ambientales y ecológicas consideradas para el análisis entre localidades. (Media± Desviación estándar). Los valores con asterisco indican diferencia significativa ($P < 0.05$).

	B. Chinchorro	Mahahual	Xcalak	F	P
Profundidad	17.29±4.21	15.14±2.27	17.29±0.87	1.25	0.32
Complejidad topográfica	0.42±0.09	0.38±0.04	0.25±0.04	11.14	0.00*
Biomasa presa (g m^{-2})	3.56±1.21	1.48±1.13	1.40±0.37	8.56	0.00*
Densidad depredador (ind m^{-2})	0.02±0.01	0.02±0.01	0.02±0.00	1.20	0.33
Riqueza	32.60±5.73	32.83±5.88	29.17±1.33	1.10	0.36

Comparación de la densidad de pez león y Epinephelidae

Se compararon las densidades de pez león con la densidad de otros peces depredadores pertenecientes a la familia Epinephelidae (*Cephalopholis fulva*, *Cephalopholis cruentata*, *Epinephelus adscensionis*, *Epinephelus guttatus*, *Epinephelus striatus*, *Mycteroperca venenosa*, *Mycteroperca tigris*). Entre localidades, las densidades de ambos grupos fueron similares en BCH (Mann-Whitney $W=18$, $P=0.93$) y MH (Mann-Whitney $W=9.0$, $P=0.16$). No obstante, en Xcalak hubo una densidad de pez león significativamente mayor (Mann-Whitney $W=4.5$, $P=0.03$). ANOVA indicó que la densidad de Epinephelidae entre localidades fue diferente entre BCH y XC ($F=3.89$, $P=0.04$).

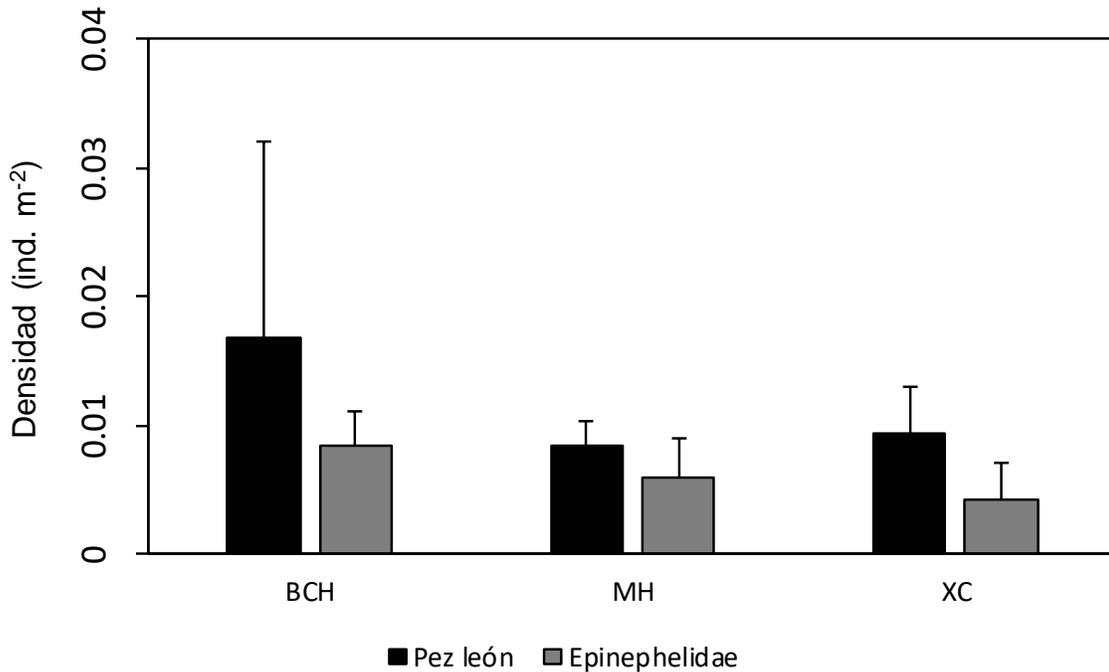


Figura 10. Comparación entre la densidad de pez león (*Pterois volitans*) y la densidad de peces pertenecientes a la familia Epinephelidae en el sur del Caribe mexicano.

Descripción del hábitat de pez león

El sustrato dominante en el hábitat del pez león fueron las macroalgas (46.62%), alga coralina (19.97%) y sustrato abiótico (11.57%) (Figura 11). Las diferencias entre los sustratos bénticos fueron significativas, ANOVA reveló que la cobertura de macroalgas y algas coralinas fueron las más representativas ($F=23.11$, $P<0.000$).

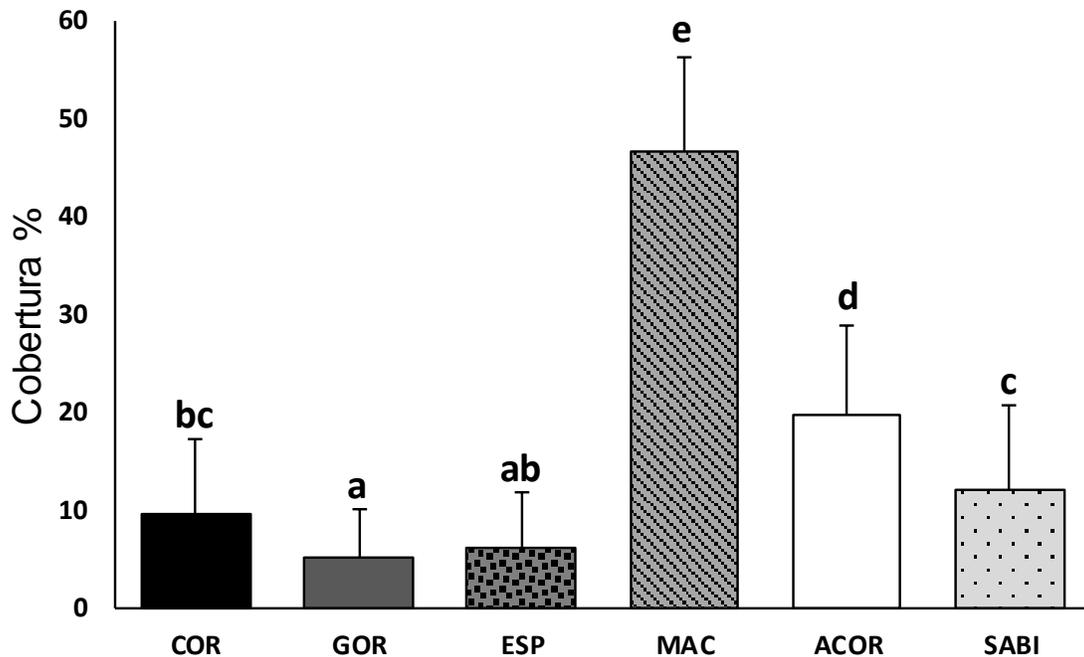


Figura 11. Cobertura del sustrato béntico en el microhábitat de *P. volitans* en el sur del Caribe mexicano. COR= coral, GOR= Gorgonáceos, ESP= esponjas, MAC= macroalgas, ACOR= alga coralina y SABI= sustrato abiótico. Las letras minúsculas por encima de las barras indican grupos homogéneos.

Entre localidades, la cobertura coralina, gorgonáceos, esponjas y macroalgas, no tuvieron diferencia significativa ($p>0.05$). No obstante, alga coralina y sustrato abiótico tuvieron diferencia entre Banco Chinchorro con la parte continental (MH-XC) ($P<0.05$). MANOVA reveló diferencia significativa entre las localidades estudiadas (Lambda de Wilks=2.89, $P=0.02$).

Tabla 13. Comparación entre los valores promedio de los tipos de sustrato o grupos bénticos caracterizados en el microhábitat del pez león (*Pterois volitans*) en tres localidades del sur del Caribe Mexicano. Los valores con asterisco indican diferencia significativa ($P < 0.05$).

Sustrato	B. Chinchorro	Mahahual	Xcalak	F	valor-P
Coral	6.13±4.63	8.88±6.16	14.12±11.42	1.51	0.25
Gorgonáceos	2.40±3.09	5.89±2.90	7.20±7.54	1.53	0.25
Esponja	8.99±6.74	6.23±5.72	2.67±1.95	1.88	0.18
Macroalga	47.86±10.48	45.46±11.71	46.53±8.49	0.08	0.92
Coral muerto	2.90±2.59	0.00±0.00	0.10±0.22	-	-
Alga coralina	11.58±5.40	24.74±5.78	23.60±9.35	6.60	0.01*
Sustrato abiótico	20.14±6.35	8.79±7.13	5.78±6.13	7.53	<0.01*

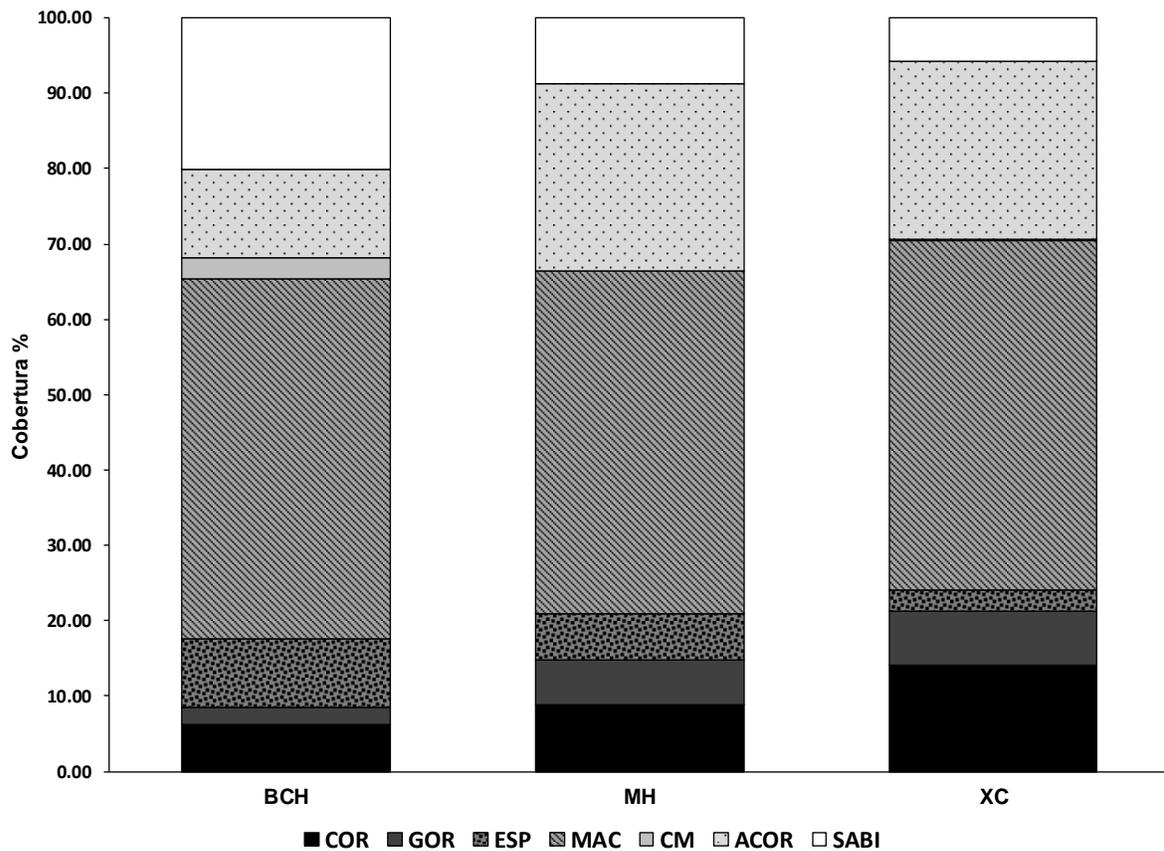


Figura 12. Caracterización del sustrato béntico del microhábitat del pez león (*Pterois volitans*) en tres localidades del sur del Caribe mexicano. BCH= Banco Chinchorro, MH= Mahahual, XC= Xcalak. COR= coral, GOR= Gorgonáceos, ESP= esponjas, MAC= macroalgas, CM= coral muerto, ACOR= alga coralina y SABI= sustrato abiótico.

DISCUSIÓN

Las especies invasoras, como el pez león, pueden alcanzar en un periodo corto de tiempo altas densidades en su rango invadido (Darling et al. 2011). Esto es atribuible tanto a factores ambientales como biológicos intrínsecos (alta tolerancia a cambios ambientales, baja carga parasitaria) (Duggan et al. 2006). Los impactos derivados de su presencia van desde efectos ambientales hasta socioeconómicos (Pimentel et al. 2005). En este estudio en el Caribe Mexicano, se confirma el establecimiento del pez león y su amplia distribución en los arrecifes. Las densidades oscilaron entre 41.6 y 433.3 ind. ha⁻¹, con una media de 110.06 ±130.9 ind. ha⁻¹. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Kulbicki et al., (2012), quienes mencionan que las densidades en el Atlántico son superiores a las reportadas en el Indo-Pacífico. En este estudio se reportan densidades ~4.5 veces superiores a las registradas en sitios como Kenya (25.1±45.7), Filipinas (21.94±6.5) y el Mar Rojo (24.1±44.9) (Darling et al. 2011; Cure et al. 2014; McTee & Grubich 2014), incluso alcanzando densidades 30 a 50 veces más que en Guam (3.53±0.9) y Palau (2.2) (Cure et al. 2014; Grubich et al. 2009). Todas estas localidades ubicadas dentro del área de distribución natural del pez león (Schultz 1986).

En el Caribe Mexicano, Xcalak y Mahahual mostraron densidades similares a varios sitios invadidos del Caribe como en el sureste de Costa Rica (92±130) (Sandel et al. 2015) y en la bahía de Oslow, USA (84.6±15.9 ind. ha⁻¹) (Whitfield et al. 2014). Las densidades encontradas en Banco Chinchorro (156.8±185 ind. ha⁻¹) pueden compararse con las islas de Dos Mosquises (121 ind. ha⁻¹), Curazao (127 ind. ha⁻¹), Cuba (150 ind. ha⁻¹) y Little Cayman (162 ind. ha⁻¹) (Elise et al. 2014; Hackerott et al. 2013; García-Rodríguez et al. 2015; Bejarano et al. 2015) (Tabla 5).

Se puede considerar que las densidades del sur del Caribe Mexicano son intermedias entre las reportadas en otros sitios invadidos, como Colombia (3 ind. ha⁻¹) y Florida (6 ind. ha⁻¹) que presentan bajas densidades (Bayraktarov et al. 2014; Ruttenberg et al. 2012) y sitios como Las Bahamas, Cuba y Martinica con reportes entre 300 y 600 ind. ha⁻¹ (Lesser & Slattery 2011; Cobián-Rojas et al. 2016; Trégarot et al. 2015). Un sitio que cobra importancia por la mayor densidad reportada es en

el norte del Golfo de México, Dahl & Patterson, (2014), registraron densidades de 1470 ind. ha⁻¹ en estructuras artificiales contra 49 ind. ha⁻¹ en arrecifes naturales, debido a la preferencia de la especie por estructuras antropogénicas.

Se encontró que seis de 18 sitios evaluados en este trabajo, presentaron densidades por encima de 100 ind. ha⁻¹. No obstante, solo 2 sitios de Banco Chinchorro (Baliza y Jardín de coral) tuvieron las mayores densidades registradas. Estos sitios se encuentran en la parte central de sotavento del arrecife de Banco Chinchorro. Esta zona es considerada muy importante debido a que posee características ambientales propicias para el establecimiento de altas densidades de peces arrecifales, difiriendo con sitios de barlovento e incluso con las localidades de Xcalak y Mahahual (Loreto et al. 2003; Núñez-Lara et al. 2003; Hernández et al. 2008). El pez león al ser una especie ya establecida en los arrecifes mexicanos (Sabido-Itzá et al. 2016), es posible que presente el mismo patrón de comportamiento que las demás especies nativas de la región.

Con relación a la biomasa en el Caribe Mexicano fue de 28.5±46.3 Kg. ha⁻¹, similar a lo reportado por García-Rodríguez et al. (2015) en Cuba (29.6±42.8 Kg. ha⁻¹) y difiriendo a lo registrado en New Providence (19.2±21.3) y San Salvador (2.7±4.5 Kg. ha⁻¹) ambas islas ubicadas en Las Bahamas (Darling et al. 2011; Anton et al. 2014). La biomasa de este estudio (Caribe Mexicano) reflejó ser 19 veces mayor que en Mombasa, Kenya zona considerada como nativa del pez león con 1.5 Kg. ha⁻¹ (Darling et al. 2011).

En vista de la relación significativa entre la densidad y biomasa de pez león, es de esperarse que ambas variables se comporten similarmente (Hackerott et al. 2013). Si bien las densidades por localidad no mostraron diferencias, la biomasa sí. Banco Chinchorro presentó el registro más alto, seguido por Xcalak y Mahahual con 54.9, 22.5 y 9.6 Kg. ha⁻¹ respectivamente. Asimismo, Jardín de coral (BCH4), Baliza (BCH3) y Acuario 2 (BCH6) al margen de sotavento de Banco Chinchorro, presentaron los valores más altos. No obstante, hay reportes de sitios localizados en el margen de sotavento de Bonaire y Curacao con biomásas superiores de 100 Kg. ha⁻¹, sitios que no han sido sujetos a pesca (de León et al. 2013). Frazer et al.

(2012) y de León et al. (2013) encontraron que la captura continua de peces león en sitios específicos puede disminuir las densidades, las tallas y la biomasa de pez león. En este sentido, es posible que Bermejo (MH4) y Muelle (MH5) en Mahahual, Portillas (XC1) en Xcalak e Isla Che en Chinchorro, pudieran presentar este comportamiento debido a que son sitios tradicionales de captura de langosta y pescados (“escama”) y los pescadores en la mayoría de los casos aprovechan para extraer peces león durante su jornada diaria de trabajo. Esta amplia variedad de registros en cuanto a densidades, biomasas y tallas reportados en la zona invadida y en el Atlántico pueden estar relacionadas con factores biogeográficos de la región (Hackerott et al. 2013; Cure et al. 2014), año del primer registro y su monitoreo (Claydon et al. 2012; Ruttenberg et al. 2012), profundidad (Lesser & Slattery 2011; White 2011; Bejarano et al. 2015; de León et al. 2013) y metodología empleada en el muestreo (Tilley et al. 2015; Green et al. 2013).

El éxito del pez león en el Caribe Mexicano y en general en el Atlántico, como bien menciona Côté, Green, & Hixon, (2013), se debe a dos mecanismos: 1) Los facilitadores de su dispersión y 2) los facilitadores del incremento de su población. El primero está relacionado con la capacidad de dispersión de las larvas a grandes distancias (Vásquez-Yeomans et al. 2011; Johnston & Purkis 2011; Johnston & Purkis 2015) con una duración de 26 ± 3.5 días (Ahrenholz & Morris 2010). El segundo mecanismo se relaciona con las capacidades intrínsecas de la especie para establecerse y las condiciones de la fauna nativa receptora. El pez león tiene un rápido crecimiento alcanzando la maduración reproductiva al primer año de vida (Edwards et al. 2014; Gardner et al. 2015) y tiene una continua reproducción cada 2-3 días (Gardner et al. 2015) con una alta fecundidad promedio por hembra que puede exceder los 2,000,000 de huevecillos anualmente (Morris 2009). En contraste con especies nativas de similar nivel trófico, que su ciclo de maduración es lento (Côté, Green & Hixon 2013). La habilidad competitiva suele ser mayor en el pez león que, al ser un depredador generalista, tiene una tasa de consumo mayor que *Cephalopholis fulva*, que posee similar nivel trófico, (Albins 2013). La carencia de depredadores, junto con las características antes descritas, hacen que las poblaciones de pez león sigan en crecimiento constante.

Las tallas y pesos promedio de *P. volitans* registrados en el área de estudio (23.6 ± 7.9 cm y 259.1 ± 218.7 g) son consistentes con las registradas en la mayoría de localidades del Caribe y Golfo de México, como por ejemplo en Bahamas, islas Turcas, Colombia y Norte del Golfo de México (Green & Côté 2009; Claydon et al. 2012; Bayraktarov et al. 2014; Dahl & Patterson 2014) (Tabla 7). En estas localidades se han reportado tallas mayores en comparación con aquellas de zonas nativas como en Kenya (15.5 cm) y Filipinas (17 cm) (Darling et al. 2011; Cure et al. 2014).

Banco Chinchorro presentó el promedio de longitud más alto (27 cm), mientras que Mahahual tuvo el promedio más bajo (17 cm). Esto fue similar a sitios como Arrecife Alacranes, Florida, Costa Rica y Cuba con 17, 18.1, 18.7 y 19 cm de Lt respectivamente (López-Gómez et al. 2013; Ruttenberg et al. 2012; Sandel et al. 2015; Vega et al. 2015). En Xcalak, Sabido-Itzá et al. (2016) registraron un incremento significativo de talla y peso promedios entre 2009 y 2012. Para 2014, año de monitoreo del presente estudio, se registró un aumento a 23 cm de Lt y el peso de 242.9.

El análisis de la estructura de tallas demostró ser un buen indicador para observar fases importantes como la invasión inicial, crecimiento, establecimiento, reproducción y reclutamiento de especies invasoras (Switzer et al. 2015; Sabido-Itzá et al. 2016). Los resultados en el sur de Quintana Roo indican que el principal grupo modal de tallas fluctuó entre 21 y 30 cm, concordando con lo reportado para islas Cayman, Bonaire y Curacao (Frazer et al. 2012; de León et al. 2013). El 80 % de los peces registrados en este estudio fueron mayores a 17 cm, es decir, que la población está constituida por peces que ya son maduros reproductivamente (Machos=10 cm y hembras =17.5 cm) (Morris 2009), indicativo de estabilidad reproductiva.

Durante el 2012 en Xcalak, se observaron dos grupos modales principales, un pico entre 15 y 20 cm y un segundo entre 29 a 31 cm de LT (Sabido-Itzá et al. 2016). En 2014 el grupo de talla representativo fue de 16 a 25 cm y uno menor que fue de 36 a 40 cm de Lt. Esto es indicativo de un continuo crecimiento de la población hacia

longitudes mayores. En general, este patrón se observa en localidades donde el pez león se ha establecido (Ruttenberg et al. 2012; Claydon et al. 2012). Un ejemplo de esto ocurre en isla Dos Mosquises, en los Roques, Venezuela, donde en solo dos años la estructura de tallas cambió de organismos de 10-20 cm en 2011 a peces de 30 cm de Lt en 2013 (Elise et al. 2014).

El incremento de las tallas por año se sustenta en el rápido crecimiento que presenta el pez león (Potts et al. 2011), alcanzando una tasa de crecimiento (k) de 0.42 en Little Cayman y 0.47 en Carolina del Norte (Edwards et al. 2014; Barbour et al. 2011). La longitud máxima registrada aquí fue de 40 cm; aunque es menor a la máxima registrada en Carolina del Norte con 46 cm (Potts et al. 2011). Se espera que las tallas registradas continúen en incremento hasta registrar longitudes parecidas a Carolina del Norte, debido a que el tiempo de invasión en el área de estudio es menor comparada con las costas de EUA.

En el sur del Caribe Mexicano, todos los sitios de monitoreo se ubicaron en el arrecife frontal, por lo que la diferencia encontrada en la estructura de tallas de las tres localidades no se debe al tipo de hábitat como sugieren (Sabido-Itzá et al. 2012; Claydon et al. 2012; Biggs & Olden 2011; Barbour et al. 2010), quienes encontraron una diferencia significativa en las longitudes de pez león en hábitats como Manglares, pastos marinos, parches arrecifales ubicados dentro de la laguna arrecifal. Mahahual presentó una mayor cantidad de organismos de tallas juveniles, similar a lo reportado en Puerto Rico (Toledo-Hernández et al. 2014), mientras que Banco Chinchorro no se detectaron. Según Green et al. (2013), el tipo de monitoreo y la complejidad del arrecife es un factor que afecta la detectabilidad del pez león; no obstante, el tipo de monitoreo aplicado en este estudio fue el mismo y la diferencia en complejidad topográfica no fue significativa entre Banco Chinchorro y Mahahual por lo que lo más probable es que las condiciones ambientales particulares (disponibilidad de presas, refugio, competidores) de cada localidad sea el determinante en la distribución de tallas.

Un factor que no hay que descartar es el efecto que tiene la presión pesquera sobre las poblaciones de pez león, ya que Frazer et al. (2012) y de León et al (2013)

mencionan que los sitios con pesca de Little cayman y Curacao presentaron peces de menor longitud. Mahahual es conocida como una zona importante para el buceo recreativo, donde gran parte de los prestadores de servicios han tomado la iniciativa de remover el pez león en los sitios de buceo tradicional. MH4, MH5 y MH6 pueden considerarse dentro de esta zona por estar próximos a sitios de buceo recreativo. Es probable que la remoción por parte de buzos de Mahahual esté influyendo en la disminución de las tallas de pez león por la preferencia de capturar organismos de mayor tamaño que son más fáciles de observar y capturar (Bayraktarov et al. 2014).

Con lo antes descrito el pez león ha logrado establecerse y ha mantenido densidades intermedias y una población reproductiva en nuestras costas, sin embargo, los factores que determinan su éxito posiblemente reflejado en las abundancias, aún es incierto.

Este estudio evaluó la contribución de 10 variables ecológicas que podrían explicar la densidad de pez león. La profundidad y la biomasa de presas potenciales fueron las variables que mejor explicaron la densidad de pez león; ambas contribuyeron con 63.5% en el modelo, contrario a lo reportado por Johnston & Purkis (2011), ellos mencionan que la profundidad no influyó en la distribución de la especie. No obstante ellos se refieren a una escala regional mayor donde las corrientes marinas son mucho más importantes en la dispersión y distribución de las larvas de pez león. Si bien los monitoreos estuvieron restringidos a profundidades de 12 a 23 m, fue suficiente para encontrar diferencia en la distribución.

Varios registros concuerdan con nuestros resultados, en la isla de Bonaire se encontraron mayores densidades a profundidades entre 24 (22 ind. ha⁻¹) y 32m (201 ind. ha⁻¹), sobre profundidades de 6 a 16 m (White 2011). En la isla South Caico, a través del método de distancia, concluyeron que a profundidades >20 m las densidades y las longitudes de pez león son mayores (Tilley et al. 2015). Así mismo (Elise et al. 2014), en los Roques Venezela, se refirieron a que en las zonas profundas del arrecife hay tendencia de mayor abundancia de pez león. La concentración de monitoreos y esfuerzo de remoción se han centrado principalmente a profundidades ~35 m como consecuencia de las restricciones del

buceo recreativo, quizás provocando un desplazamiento de las poblaciones a zonas más profundas (Barbour et al. 2011; Scyphers et al. 2015). Debido a que se ha registrado que el pez león puede habitar hasta los 600 m (Albins & Hixon 2013; Johnston & Purkis 2011), es de esperar que las densidades a esas profundidades sean superiores, ejemplo de ello son los arrecifes de Bahamas (36-91 m), en donde las densidades oscilaron entre 500 y 600 ind. ha⁻¹ (Lesser & Slattery 2011). En el Golfo de México a profundidades entre 57 a 176 m, se confirman las altas abundancias de la especie (Dahl & Patterson 2014; Switzer et al. 2015; Nuttall et al. 2014).

Estas observaciones pudieran presentarse en nuestras costas debido a que se han realizado capturas de pez león a profundidades mayores de 30 m en Xcalak (Sabido-Itzá et al. 2012). Además, se han registrado capturas de pez león con palangre a profundidades de 200 m (Obs. Pers).

La combinación de la profundidad con otros factores físicos y ambientales pueden incrementar el éxito del pez león (Hackerott et al. 2013; Valdivia et al. 2014). En las costas de Carolina del Norte, la profundidad y la temperatura determinan el ensamblaje de peces, concentrando a mayores profundidades una alta densidad de peces león (Whitfield et al. 2014). En el sur de Quintana Roo la profundidad, combinado con la biomasa de presas, explicó mejor la variación de las densidades de pez león. La profundidad puede crear un ambiente más estable que las zonas someras, debido a la protección que ofrece contra el oleaje, corriente y resacas, es probable que tanto el pez león como las comunidades de peces nativos, prefieran un ambiente más tranquilo para habitar. *P. volitans* tiene un comportamiento de caza muy sofisticado que en aguas con alta exposición al oleaje le impediría tener éxito (Anton et al. 2014). La estabilidad de esta zona puede ayudar al éxito depredador de *P. volitans* permitiéndole estar más tiempo activo (Côté & Maljković 2010), teniendo una correlación positiva con el comportamiento de caza (Cure et al. 2012), ya que invierte más tiempo en la captura de sus presas con un 35% (Bejarano et al. 2015). Los registros de Elise et al. (2014) y Bejarano et al. (2015) indican que el pez león está presente junto con una alta densidad de presas potenciales y éste al

ser un depredador voraz (Morris & Akins 2009; Côté, Green, Morris, et al. 2013) es muy probable que prefiera sitios con alta disponibilidad de alimento. Bejarano et al. (2015) indican que en las zonas más profundas habitan una gran cantidad de presas potenciales, entre ellas incluidas las especies zooplanctívoras, incluidas dentro de la lista de especies de mayor consumo.

En el sur del Caribe Mexicano se encontró que cerca del 45% de la biomasa de presas fueron especies pertenecientes al grupo trófico de zooplanctívoras, solo *Clepticus parrae* y *Chromis Cyanea* contribuyeron con el 42.9%, por lo que podría ser un factor considerable, ya que se ha observado en Xcalak un pez león regurgitando cerca de 100 peces juveniles identificados como *C. parrae* (Comn. Pers). No obstante, los hábitos alimenticios de tipo generalista del pez león no se limitan a este grupo ya que se ha encontrado que solo en las Isla de Bahamas, puede consumir hasta 57 especies de peces de diferentes grupos tróficos como herbívoros, coralívoros, carnívoros generalizados (Côté, Green & Hixon 2013; Côté, Green, Morris, et al. 2013; Morris & Akins 2009) y una considerable cantidad de invertebrados (Layman et al. 2014; Dahl & Patterson 2014). En el Caribe mexicano se tiene reporte de 45 especies de peces y una menor cantidad de crustáceos (Valdez-Moreno et al. 2012; Villaseñor-Derbez & Herrera-Pérez 2014).

La complejidad topográfica no influyó significativamente en la densidad de pez león, no obstante, esta variable no debe ser descartada completamente, un gradiente de mayor complejidad estructural del arrecife esta correlacionada a la profundidad (Nuñez- Lara & Arias-González 1998; Bejarano et al. 2015). El aumento en la complejidad del arrecife tiene una profunda influencia en la abundancia y diversidad de especies de peces arrecifales, ofreciendo espacios de refugio para peces pequeños y fuentes de alimento para otros grupos tróficos (Alvarez-Filip et al. 2011; Almany 2004). Algunos trabajos realizados en el Caribe indican que la variable complejidad topográfica no explica la variación de las abundancias de pez león, quizá por el número limitado de muestras empleadas o la clasificación descriptiva utilizada (Anton et al. 2014; Valdivia et al. 2014; Bruno et al. 2013). En contraste, Bejarano et al. (2015) encontraron que las zonas con complejidad topográfica alta

ubicadas en los márgenes exteriores del arrecife a mayor profundidad presentaron relación a la abundancia de *P. volitans*. Trabajos en los arrecifes del área de estudio como Mahahual y Banco Chinchorro demuestran la preferencia del reclutamiento de peces arrecifales en zonas con mayor profundidad y por ende mayor complejidad estructural del hábitat, como cordilleras, arrecifes frontales y pendiente (Villegas-Sánchez et al. 2015; Nuñez- Lara & Arias-González 1998; Gonzalez-Salas et al. 2003).

La resistencia biótica describe la capacidad que tiene la fauna nativa de impedir el éxito de las especies invasoras (Valdivia et al. 2014). En este sentido la abundancia de depredadores y competidores podrían ejercer algún efecto negativo en las abundancias de pez león. Igual a los resultados obtenidos por Hackerott et al. 2013; Valdivia et al. 2014; Bruno 2013; Bruno et al. 2013, en los arrecifes de Bahamas, Cuba y Sistema Arrecifal Mesoamericano, no se encontró una relación negativa entre la densidad de depredadores y la de peces león. En contraste, Mumby et al. (2011) reportaron la disminución de diez veces la biomasa de *P. volitans* en comparación con la densidad de Serránidos. En el caso del sur del Caribe Mexicano, la biomasa de depredadores no fue considerada en el modelo debido a la colinearidad con otras variables; no obstante, la regresión simple de esta variable con la densidad de pez león fue significativa ($r^2=0.59$ y $p=0.01$). Estos resultados comprueban que los grandes Serránidos, Lutjánidos y peces piscívoros mayores a 20 cm no ejercen un biocontrol significativo que reduzcan las abundancias del pez león; aunque no se descarta que estas especies, junto con el propio pez león a través del canibalismo, puedan consumir juveniles de *P. volitans* (Maljković et al. 2008; Valdez-Moreno et al. 2012; Côté, Green, Morris, et al. 2013). En un estudio realizado en Islas Cayman *Epinephelus striatus* y *Ginglymostoma cirratum* depredaron peces león sanos en zonas con remociones constantes, aprendiendo a reconocerlo como alimento (Diller et al. 2014). Se ha observado que además de estas especies, otras del Género *Gymnotorax* (Morenas), *Lutjanus* (Pargos) y *Sphyræna* (Barracudas), consumen los peces capturados por personas durante el buceo recreativo (observación personal).

En Mahahual, de acuerdo con pescadores locales se ha detectado un pez león de longitud aproximada ~15 cm en el estómago de un mero (*E. striatus*) de ~40 cm de lt.

El resultado de este trabajo (Sur del Caribe mexicano), concuerda con los estudios realizados por Anton et al., (2014); Bejarano et al., (2015) y Elise et al., (2014), indicando una relación positiva entre la abundancia de pez león y sus posibles depredadores. Esta relación quizá se deba al compartimiento del hábitat y de los recursos que la zona profunda provee. En el Caribe hay indicios de una posible competencia con peces nativos de talla media. En Colombia, el pez león ha logrado ser la principal especie carnívora (García-Urueña et al. 2015) donde puede crecer 6 veces más rápido y reducir la abundancia de pequeños peces 2.5 veces más que *Cephalopholis fulva*, mesodepredador nativo del Atlántico (Albins 2013). Sin embargo, hasta el momento en el sur del Caribe mexicano, la relación de los posibles competidores y la del pez león no demostró relación significativa alguna. La interacción con *E. striatus*, no sólo se limita en ser un posible depredador sino que ambas especies compiten por alimento y refugio (Raymond et al. 2014; O'Farrell et al. 2014). Sin embargo, se encontró que las abundancias de *P. volitans* y los meros nativos son similares, excepto en Xcalak, donde lo más probable es que la presión pesquera por meros disminuya sus poblaciones. Núñez-Lara et al. (2003) reportaron que la densidad de meros fue de 0.017 ind. m⁻² en comparación con 0.004 ind. m⁻² registrada recientemente en este estudio.

Anton et al. (2014) concluyen que la exposición al oleaje es el factor que determina la densidad de pez león en San Salvador, Bahamas. En nuestro caso esta variable no fue registrada; sin embargo, si consideramos el trabajo de Chollett & Mumby (2012), los sitios de Banco Chinchorro son los que menos exposición al oleaje presentan, seguido por los de Mahahual debido a la protección que ofrece Chinchorro y por último el más expuesto sería Xcalak, basado en ello, habría de esperar que las abundancias de *P. volitans* se correlacionaran a estas condiciones, no obstante los resultados obtenidos aquí no mostraron diferencia entre las localidades. Se esperaría que Xcalak tuviera los valores de densidad más bajos,

pero esta localidad presentó sitios con densidades superiores a los 100 ind. ha⁻¹, incluso superiores a Mahahual.

Las diferencias entre localidades solo se reflejaron en la biomasa de depredadores siendo mayor en Banco Chinchorro y la complejidad topográfica que fue menor en Xcalak. Estos resultados no son suficientes como para que la localidad influya en las abundancias de pez león. A pesar de ello, un monitoreo en más sitios y diferentes hábitats podían reflejar tendencias de encontrar mayores densidades en Banco Chinchorro, ya que al ser un arrecife insular provee de diferentes hábitats potenciales y mayor disponibilidad de recursos para el crecimiento exitoso del pez león. Generalmente las abundancias han sido mayores en arrecifes de zonas insulares debido al aislamiento y limitado acceso de pesca, pero también pueden atribuirse al efecto de distribución de las corrientes marinas que pudieran ser más directas que en zonas costeras.

En el sur del Caribe Mexicano, *P. volitans* presentó una alta afinidad por el sustrato biótico de macroalgas (46%) y Alga coralina (20%). La dominancia por estos tipos de sustrato (Macroalgas y Algas coralinas), es debido a que la mayor parte de las estructuras del arrecife donde se refugiaba el pez león estuvieron cubiertos en la parte superior por *Halimeda* sp., asimismo las algas coralinas cubrieron un alto porcentaje en el interior de cuevas, y voladizos del arrecife, donde se encontraban los organismos reposando.

En localidades donde la especie es nativa como Guam y Filipinas, se ha observado la preferencia de los juveniles por la cobertura de corales duros, mientras que los más grandes prefieren la agrupación de rocas, coral duro y estructuras artificiales (Cure et al. 2014). En el Atlántico se han hecho caracterizaciones generales del sustrato y su relación con el pez león. Biggs & Olden (2011) en Honduras encontraron mayor afinidad sobre el sustrato de coral duro y con un bajo porcentaje de algas. Anton et al. (2014), en Bahamas, hallaron mayor cobertura de macroalgas en ambientes con baja exposición al oleaje; las macroalgas se encontraron en esqueletos de *Orbicella*, ofreciendo un hábitat disponible, proveyendo mayor cantidad de herbívoros que son el alimento potencial del pez león. En Colombia

determinaron que las abundancias de la especie se relacionan a la cobertura de Coral duro y esponjas, no obstante, no tiene preferencia específica por algún tipo de sustrato, sino que puede adaptarse a cualquier condición arrecifal (Hernández-Abello et al. 2015).

Dependiendo de la condición del sistema arrecifal, éste puede ser más o menos susceptible a la invasión del pez león ya que en arrecifes mesofóticos de Bahamas, se encontró un cambio en el sustrato, aumentando la cobertura de algas hasta un ~90% de *Halimeda sp.* y *Lobophora sp.* Contrario a una disminución en la cobertura coralina y de esponjas (Lesser & Slattery 2011). Mientras que, en los arrecifes de los Roques en Venezuela debido a su buen estado de conservación, se presentó un incremento en la cobertura de corales y algas Turf entre 2011 y 2013, concluyendo que las densidades encontradas de pez león no han sido las suficientes como para afectar significativamente las comunidades de este arrecife (Elise et al. 2014).

Los resultados de este estudio con los de otros sitios, demuestran la alta capacidad del pez león por habitar en cualquier tipo de sustrato. Quizá las coberturas encontradas son reflejo de la condición general del arrecife y no producto de preferencia del pez león. Ya que en estudios previos en los sitios de monitoreo se encuentra coberturas similares con las aquí reportadas (Ruiz-Zárate et al. 2003; García-Salgado et al. 2006; Villegas-Sánchez et al. 2015; Hernández et al. 2008). El pez león por su naturaleza criptica (Green 2013), necesita estar asociado a alguna estructura de protección, refugio y alimentación, es por eso que sería más importante las características físicas del arrecife como voladizos, cuevas, grietas (Biggs & Olden 2011), que los componentes del sustrato por sí solos. Los que sí es importante mencionar es que la combinación de todas estos componentes hace un arrecife más complejo estructuralmente.

Entre los puntos más importantes que aporta el presente estudio, son las mayores densidades encontradas de *P. volitans* en zonas con mayor profundidad y biomasa de presas disponible. Con base en ello, se considera focalizar los esfuerzos de remoción en sitios que cumplan con estas características, la captura dirigida en

estos sitios sería significativa con la probabilidad de encontrar mayor número de organismos. Parte importante es continuar motivando a los sectores involucrados como el buceo recreativo (Scyphers et al. 2015), pescadores (López-Gómez et al. 2013) y comunidad en general (Sabido-Itzá et al. 2016), ya que han demostrado que su colaboración es importante en las acciones de control. Además de la captura de organismos adultos reproductores, se debe enfocar una parte del esfuerzo para controlar la población juvenil, que en poco tiempo pueden ocupar el espacio de los adultos removidos (Morris et al. 2010). En este contexto las zonas someras (Laguna arrecifal), ha demostrado ser un hábitat para el reclutamiento y protección de juveniles por lo que es necesario mantener las capturas en estos sitios (Sabido-Itzá et al. 2012; Barbour et al. 2010).

En Xcalak y Banco Chinchorro, se ha observado que la realización de torneos de pesca mensuales suele ser más efectivos que torneos de un solo día, se capturan un número mayor de ejemplares y aumenta la participación del sector pesquero (Obs. Personal). Ortiz et al. (2015), recomiendan que para Banco Chinchorro es necesario una estrategia donde se implementen capturas en zonas profundas, programas de restauración coralina y crear sitios de no pesca de grandes piscívoros, partiendo de que las capturas realizadas de *P. volitans* hechas hasta el momento solo controlan temporalmente la población. Todos estos esfuerzos realizados en el Atlántico son buenos, no obstante, según Johnston & Purkis (2015), es necesario una estrategia regional coordinada que permita priorizar zonas de captura en el Atlántico, identificar los sitios fuente y sumidero de las larvas de pez león, debido a la alta conectividad en el Caribe por las corrientes marinas que distribuyen las larvas a grandes distancias.

Por último este trabajo no encontró relación entre la densidad de pez león y la densidad de posibles depredadores nativos, por lo que un efecto de biocontrol significativo hasta el momento es poco probable, los reportes de consumo de pez león por parte de grandes Serránidos, nos da la idea que en un futuro estos puedan servir de controladores, por lo que es recomendable establecer las zonas de no

captura de estas especies y así dilucidar el efecto que tendrían en el control del pez león (Mumby et al. 2011; Ortiz et al. 2015; Leung et al. 2015).

CONCLUSIONES

- Se monitoreo la densidad y biomasa del pez león (*P. volitans*) en tres localidades del sur del Caribe Mexicano (Media±DE: 110±130.9 ind ha⁻¹ y 28.4±46.2 kg ha⁻¹) reportando abundancias consideradas como intermedias en el Atlántico.
- La longitud total y estructura de tallas fue diferente entre localidades siendo mayor en Banco Chinchorro. La población estuvo dominada por peces adultos, aunque se encontraron organismos juveniles indicativo de una constante reproducción y asentamiento en la zona de estudio.
- La profundidad y la biomasa de presas disponibles fueron las variables que mejor explicaron la variación de la densidad de *P. volitans* en los arrecifes del sur del caribe mexicano.
- En este estudio la localidad, la complejidad topográfica, riqueza de especies de peces y competidores no ejercen influencia en la abundancia de pez león.
- La densidad y biomasa de depredadores nativos fue lineal positiva a la densidad de pez león, por lo que en estos momentos no pueden ser considerados como biocontrol efectivo.
- La densidad de organismos de la familia Epinephelidae fue similar a la densidad de *P. volitans*. Encontrando diferencia en Xcalak, quizá por producto de la pesca de este grupo.
- Los sustratos bénticos dominantes en el microhábitat del pez eón fueron las macroalgas (46.6%) y algas coralinas (23%), aunque se observó que puede encontrarse cerca de sitios que le ofrezcan alguna protección como cuevas, grietas y voladizos.

RECOMENDACIONES

Continuar con los esfuerzos de control a través de campañas con el apoyo del sector pesquero. Los torneos de pesca deben implementarse contemplando un mayor número de días con la posibilidad de abarcar más zonas y así capturar mayor número de peces.

Para que la remoción de peces león sea significativa a través de campañas de captura es necesario ubicar los sitios del arrecife que pudieran presentar alta densidad de pez león. Arrecifes ubicados a mayor profundidad y con abundancia de presas potenciales son prioritarias para su conservación.

Los resultados no mostraron evidencia de competencia y depredación del pez león, no obstante la conservación de los depredadores nativos es fundamental para un buen equilibrio en el ecosistema.

Realizar un monitoreo temporal para observar variaciones en la abundancia del pez león y considerar otras variables que pudieran influir en su distribución. Asimismo, se recomienda un monitoreo a posteriori para observar tendencias de cambio en la comunidad de peces arrecifales y comprobar si hay alguna afectación significativa por la presencia del pez león en el arrecife.

REFERENCIAS

- Acosta-González, G. et al., 2013. Additive Diversity Partitioning of Fish in a Caribbean Coral Reef Undergoing Shift Transition. *PLoS ONE*, 8(6).
- Agudo, E. & Klein-Salas, E., 2014. Lionfish abundance, size structure and spatial distribution along the Venezuelan coast (*Pterois volitans* , Pteroinae: Scorpaenidae). *Revista de Biología Tropical*, 62(3), pp.151–158.
- Aguilar-Perera, A. & Tuz-Sulub, A., 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, pp.9–12.
- Aguirre, A. & Mendoza-Alfaro, R.E., 2009. Especies exóticas invasoras: Impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en Capital natural de México. In *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, pp. 277–318. Available at: [http://www.icmyl.unam.mx/pdf/GRAMED/Assessments_Delivery-Item-1/New_Assessments/New_Assessments_pdf_support information/National strategy on invasive species in Mexico COMPL1.pdf](http://www.icmyl.unam.mx/pdf/GRAMED/Assessments_Delivery-Item-1/New_Assessments/New_Assessments_pdf_support%20information/National%20strategy%20on%20invasive%20species%20in%20Mexico%20COMPL1.pdf).
- Ahrenholz, D.W. & Morris, J.A., 2010. Larval duration of the lionfish, *Pterois volitans* along the Bahamian Archipelago. *Environmental Biology of Fishes*, 88(4), pp.305–309.
- Albins, M. a., 2013. Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biological Invasions*, 15(1), pp.29–43.
- Albins, M. a. & Hixon, M. a., 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367, pp.233–238.
- Albins, M. a. & Hixon, M. a., 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*, 96, pp.1151–1157.
- Albins, M. a. & Lyons, P.J., 2012. Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow

- directed jets of water at prey fish. *Marine Ecology Progress Series*, 448, pp.1–5.
- Alemu, J.B., 2016. The status and management of the lionfish, *Pterois* sp. in Trinidad and Tobago. *Marine Pollution Bulletin*. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.042>.
- Alfaro-Montoya, J. et al., 2015. First record of the nonindigenous *Penaeus monodon* Fabricius, 1798 (Penaeidae) in the Caribbean Sea of Costa Rica, Central America, with observations on selected aspects of its reproductive biology. *Bioinvasions Records*, 4(3), pp.217–222.
- Almany, G.R., 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, 141(1), pp.105–113.
- Alvarez-Filip, L., Gill, J. a. & Dulvy, N.K., 2011. Complex reef architecture supports more small-bodied fishes and longer food chains on Caribbean reefs. *Ecosphere*, 2(10), p.art118.
- Anton Gamazo, A., 2013. *Ecology and Evolution of the Lionfish Invasion of Caribbean Coral Reefs: Resistance, Adaptation and Impacts*. University of North Carolina at Chapel Hill.
- Anton, A., Simpson, M.S. & Vu, I., 2014. Environmental and Biotic Correlates to Lionfish Invasion Success in Bahamian Coral Reefs. *PLoS ONE*, 9(9), pp.1–10.
- Arias-González, J.E. et al., 2011. Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental Research*, 111(7), pp.917–925.
- Barbour, A.B. et al., 2011. Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PLoS ONE*, 6(5), pp.1–7.
- Barbour, A.B. et al., 2010. Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series*, 401, pp.291–294.
- Bayraktarov, E., Pizarro, V. & Wild, C., 2014. Spatial and temporal variability of water quality in the coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6), pp.3641–

3659.

- Bejarano, S. et al., 2015. Relationships of invasive lionfish with topographic complexity, groupers, and native prey fishes in Little Cayman. *Marine Biology*, 162(2), pp.253–266. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s00227-014-2595-3>.
- Biggs, C.R. & Olden, J.D., 2011. Multi-scale habitat occupancy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in coral reef environments of Roatan, Honduras. *Aquatic Invasions*, 6(3), pp.347–353.
- Bruno, J.F., 2013. A critique of Mumby et al. 2011 “Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish.” *PeerJ PrePrints*, 1, p.e141v2.
- Bruno, J.F. et al., 2013. Testing the grouper biocontrol hypothesis: A response to Mumby et al. 2013. *PeerJ PrePrints*, 1, p.e139v1.
- Byers, J.E., 2002. Physical habitat attribute mediates biotic resistance to non-indigenous species invasion. *Oecologia*, 130, pp.146–156.
- Challenger, A. & Dirzo, R., 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. In *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, pp. 37–73.
- Chollett, I. & Mumby, P.J., 2012. Predicting the distribution of *Montastraea* reefs using wave exposure. *Coral Reefs*, 31(2), pp.493–503.
- Claydon, J. a B., Calosso, M.C. & Traiger, S.B., 2012. Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 448, pp.119–129.
- Cobián-Rojas, D. et al., 2016. Density, size, biomass, and diet of lionfish in Guanahacabibes National Park, western Cuba. *Aquatic Biology*, 24(3), pp.219–226. Available at: <http://www.int-res.com/abstracts/ab/v24/n3/p219-226/>.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONANP, SEMARNAT.

- CONANP, 2004. Programa de Manejo Parque Nacional , Arrecifes de Xcalak. *Diario Oficial de la Federación*.
- Côté, I.M., Green, S.J., Morris, J. a., et al., 2013. Diet richness of invasive Indo-Pacific lionfish revealed by DNA barcoding. *Marine Ecology Progress Series*, 472, pp.249–256.
- Côté, I.M., Green, S.J. & Hixon, M. a., 2013. Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biological Conservation*, 164, pp.50–61. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.014>.
- Côté, I.M. & Maljković, A., 2010. Predation rates of indo-pacific lionfish on bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 404, pp.219–225.
- Cure, K. et al., 2012. Comparative behavior of red lionfish *Pterois volitans* on native Pacific versus invaded Atlantic coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 467, pp.181–192.
- Cure, K., McIlwain, J.L. & Hixon, M. a., 2014. Habitat plasticity in native Pacific red lionfish *Pterois volitans* facilitates successful invasion of the Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 506, pp.243–253.
- Dahl, K. a. & Patterson, W.F., 2014. Habitat-Specific Density and Diet of Rapidly Expanding Invasive Red Lionfish, *Pterois volitans*, Populations in the Northern Gulf of Mexico. *PLoS ONE*, 9(8), p.e105852. Available at: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0105852>.
- Darling, E.S. et al., 2011. Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: A comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. *Biological Invasions*, 13, pp.2045–2051.
- Diller, J.L., Frazer, T.K. & Jacoby, C.A., 2014. Coping with the lionfish invasion: Evidence that naïve, native predators can learn to help. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 455(2014), pp.45–49. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2014.02.014>.
- Duggan, I.C., Rixon, C.A.M. & MacIsaac, H.J., 2006. Popularity and propagule pressure: Determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions*, 8(2), pp.377–382.

- Edwards, M.A., Frazer, T.K. & Jacoby, C.A., 2014. Age and growth of invasive lionfish (*Pterois* spp .) in the Caribbean Sea , with implications for management. , 90(4), pp.953–966.
- Elise, S. et al., 2014. No detectable effect of lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) invasion on a healthy reef fish assemblage in Archipelago Los Roques National Park, Venezuela. *Marine Biology*.
- Evangelista, P.H. et al., 2016. Modeling suitable habitat of invasive red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus , 1758) in North and South America ' s coastal waters. *Aquatic Invasions*, 11, p.in press.
- Ferreira, C.E.L. et al., 2015. First Record of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian Coast. *Plos One*, 10(4), p.e0123002. Available at: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0123002>.
- Fishelson, L., 1997. Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in. *Environmental Biology of Fishes*, 50, pp.391–403.
- Fogg, A.Q. et al., 2013. Short Communication Distribution and Length Frequency of Invasive Lionfish (*Pterois* Sp .) in the Northern Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 25, pp.111–115.
- Fortunato, R.C. & Avigliano, E., 2014. Presence of Genus *Pterois* (Oken, 1817) (*Scorpaeniformes*, *Scorpaenidae*): Extension of Invasive Range in Caribbean Sea and First Published Record for Los Frailes Archipelago. *Journal of FisheriesSciences.com*, 8(2), pp.8–11. Available at: <http://www.fisheriessciences.com/tur/Journal/vol8/issue2/jfscm2014011.pdf>.
- Frazer, T.K. et al., 2012. Coping with the Lionfish Invasion: Can Targeted Removals Yield Beneficial Effects? *Reviews in Fisheries Science*, 20(4), pp.185–191.
- Froese, R. & Pauly, D., 2016. Fishbase. *Fishbase*. Available at: www.fishbase.org [Accessed February 1, 2016].
- García-Rodríguez, A. et al., 2015. Densidad y biomasa de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: *Scorpaenidae*) en arrecifes del litoral oeste de la Habana, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 35(1), pp.21–36.
- García-Salgado, M. et al., 2006. *Documento Técnico del SAM No.18 Línea Base*

- del Estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano: Resultados del Programa de Monitoreo Sinóptico 2004 y 2005*, Belize City Belice.
- García-Urueña, R., Arturo-Acero, P. & Coronado-Carrascal, V., 2015. Reef fish community in presence of the lionfish (*Pterois volitans*) in Santa Marta , Colombian Caribbean. *Revista MVZ Córdoba*, 20, pp.4989–5003.
- Gardner, P.G. et al., 2015. Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois* spp .). *Frontiers in Marine Science*, 2(7), pp.1–10.
- González, J. et al., 2009. The invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus 1758), in the southwestern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*, 4(3), pp.507–510.
- Gonzalez-Salas, C. et al., 2003. Supplemental Information. Condition of Coral Reef Ecosystems in Central-Southern Quintana Roo, Mexico (Part 3: Juvenile Reef Fishes). *Atoll Research Bulletin*, 496(33), pp.598–610.
- Green, S.J., 2013. El monitoreo: una actividad fundamental. In J. A. Morris, ed. *El pez león invasor: guía para su control y manejo*. Marathon, Florida, USA: Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series N.2, p. 126.
- Green, S.J. et al., 2013. Habitat complexity and fish size affect the detection of Indo-Pacific lionfish on invaded coral reefs. *Coral Reefs*, 32(2), pp.413–421.
- Green, S.J. et al., 2012. Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS ONE*, 7.
- Green, S.J. & Côté, I.M., 2009. Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs*, 28(1), p.107.
- Grubich, J.R., Westneat, M.W. & McCord, C.L., 2009. Diversity of lionfishes (Pisces: Scorpaenidae) among remote coral reefs of the Palau Archipelago. *Coral Reefs*, 28(3), pp.807–807.
- Gurevitch, J. & Padilla, D.K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*, 19(9), pp.470–474.
- Hackerott, S. et al., 2013. Native Predators Do Not Influence Invasion Success of Pacific Lionfish on Caribbean Reefs. *PLoS ONE*, 8(7), pp.1–10.
- Hernández, A. et al., 2008. *El manejo sostenible de los recursos pesqueros de la Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro*, México.

- Hernández-Abello, J.M., García-Urueña, R. & Acero, A., 2015. Estructura de tallas y preferencia al sustrato del pez león (*Pterois volitans*) (SCORPAENIFORMES: SCORPAENIDAE) en Santa Marta (Colombia). *Acta biológica Colombiana*, 20(2), pp.175–182. Available at: <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/index>.
- Hoeksema, B.W. & ten Hove, H.A., 2016. The invasive sun coral *Tubastraea coccinea* hosting a native Christmas tree worm at Curaçao, Dutch Caribbean. *Marine Biodiversity*. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s12526-016-0472-7>.
- IMTA et al., 2007. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*. I. J. March Mifsut & M. Martínez Jiménez, eds., Jiutepec, Morelos. Available at: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Especies+Invasoras+de+Alto+Impacto+a+la+Biodiversidad#1>.
- INE, 2000. *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Banco Chichorro*, México.
- Johnston, M.A. et al., 2016. Rapid invasion of Indo-Pacific lionfishes *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) and *P. miles* (Bennett, 1828) in Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, Gulf of Mexico, documented in multiple data sets. *Bioinvasions Records*, 5.
- Johnston, M.W. & Purkis, S.J., 2015. A coordinated and sustained international strategy is required to turn the tide on the Atlantic lionfish invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 533, pp.219–235. Available at: <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v533/p219-235/>.
- Johnston, M.W. & Purkis, S.J., 2013. Modeling the Potential Spread of the Recently Identified Non-Native Panther Grouper (*Chromileptes altivelis*) in the Atlantic Using a Cellular Automaton Approach. *PLoS ONE*, 8(8), p.e73023.
- Johnston, M.W. & Purkis, S.J., 2011. Spatial analysis of the invasion of lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), pp.1218–1226.
- Johnston, M.W., Purkis, S.J. & Dodge, R.E., 2015. Measuring Bahamian lionfish

- impacts to marine ecological services using habitat equivalency analysis. *Marine Biology*, 162(12), pp.2501–2512. Available at: ["http://dx.doi.org/10.1007/s00227-015-2745-2"](http://dx.doi.org/10.1007/s00227-015-2745-2).
- Jud, Z.R. & Layman, C. a., 2012. Site fidelity and movement patterns of invasive lionfish, *Pterois* spp., in a Florida estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 414-415, pp.69–74.
- Jud, Z.R., Nichols, P.K. & Layman, C.A., 2014. Broad salinity tolerance in the invasive lionfish *Pterois* spp. may facilitate estuarine colonization. *Environmental Biology of Fishes*, 98(1), pp.135–143.
- Kimball, M.E. et al., 2004. Thermal tolerance and potential distribution of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) on the east coast of the United States. *Marine Ecology Progress Series*, 283, pp.269–278.
- Kramer, P. a & Kramer, P.R., 2002. *Ecoregional conservation planning for the Mesoamerican Caribbean Reef* M. McField, ed., Washington, D.C.: World Wildlife Fund.
- Kulbicki, M. et al., 2012. Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: Implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 446, pp.189–205.
- Lasso-Alcalá, O.M. & Posada, J.M., 2010. Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*, 5(1), pp.53–59.
- Layman, C.A., Jud, Z.R. & Nichols, P., 2014. Lionfish alter benthic invertebrate assemblages in patch habitats of a subtropical estuary. *Marine Biology*, 161, pp.2179–2182.
- de León, R. et al., 2013. Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endangered Species Research*, 22(2), pp.175–182. Available at: <http://www.int-res.com/abstracts/esr/v22/n2/p175-182/>.
- Lesser, M.P. & Slattery, M., 2011. Phase shift to algal dominated communities at mesophotic depths associated with lionfish (*Pterois volitans*) invasion on a Bahamian coral reef. *Biological Invasions*, 13(8), pp.1855–1868.
- Leung, M. et al., 2015. A symmetric intraguild predation model for the invasive

- lionfish and native grouper. *Communications in Mathematical Biology and Neuroscience*, 24, pp.1–18.
- López-Gómez, M.J., Aguilar-Perera, A. & Perera-Chan, L., 2013. Mayan divers-fishers as citizen scientists : detection and monitoring of the invasive red lionfish in the Parque Nacional Arrecife Alacranes , southern Gulf of Mexico. *Biological Invasions*.
- Loreto, R.M., Lara, M. & Schmitter-soto, J.J., 2003. Coral Reef Fish Assemblages At Banco Chinchorro , Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*, 73(1), pp.153–170. Available at:
<http://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2003/00000073/00000001/art00015>.
- Maljković, A., Van Leeuwen, T.E. & Cove, S.N., 2008. Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs*, 27(3), p.501.
- Marchetti, M.P., Moyle, P.B. & Levine, R., 2004. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. *Freshwater Biology*, 49(5), pp.646–661.
- McTee, S.A. & Grubich, J.R., 2014. Native densities, distribution, and diurnal activity of Red Sea lionfishes (Scorpaenidae). *Marine Ecology Progress Series*, 508, pp.223–232.
- Meister, H.S. et al., 2005. Further Evidence for the Invasion and Establishment of *Pterois volitans* (Teleostei: Scorpaenidae) Along the Atlantic Coast of the United States. *Southeastern Naturalist*, 4, pp.193–206.
- Mendoza Alfaro, R. & Koleff Osorio, P., 2014. *Especies acuáticas invasoras en México* R. Mendoza & P. Koleff, eds., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Mendoza-Alfaro, R.E. et al., 2011. La evaluación de riesgos por especies acuáticas exóticas invasoras: una visión compartida para Norteamérica. *Ciencia Pesquera*, 19(2), pp.65–75.
- Menke, S.B. et al., 2007. Biotic and abiotic controls of argentine ant invasion success at local and landscape scales. *Ecology*, 88(12), pp.3164–3173.

- Morris, Jr, J. a., Sullivan, C. V. & Govoni, J.J., 2011. Oogenesis and spawn formation in the invasive lionfish, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Scientia Marina*, 75(1), pp.147–154.
- Morris, J., Shertzer, K.W. & Rice, J.A., 2010. A stage-based matrix population model of invasive lionfish with implications for control. *Biological Invasions*, 13(1), pp.7–12.
- Morris, J.A.J., 2009. *The Biology and Ecology of the Invasive Indo-Pacific Lionfish*. North Carolina State University.
- Morris, J.A.J. & Akins, J.L., 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes*, 86(3), pp.389–398.
- Mumby, P.J., Harborne, A.R. & Brumbaugh, D.R., 2011. Grouper as a natural biocontrol of invasive Lionfish. *PLoS ONE*, 6(6), pp.2–5.
- Nair, M.S.R. et al., 1985. A non-proteinaceous toxin from the venomous spines of the lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus). *Toxicon*, 23(3), pp.525–527.
- Núñez- Lara, E. & Arias-González, J.E., 1998. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology*, 53(sa), pp.209–221. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01028.x>.
- Núñez-Lara, E. et al., 2003. Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo(Part 2: Reef fish communities). *Atoll Research Bulletin*, 496, pp.338–359. Available at: http://www.agrra.org/ARB_volume/QRoofish7-22-03Fb.pdf.
- Nuttall, M. et al., 2014. Lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) records within mesophotic depth ranges on natural banks in the Northwestern Gulf of Mexico. *BiolInvasions Records*, 3(2), pp.111–115.
- O'Farrell, S. et al., 2014. Habitat and body size effects on the isotopic niche space of invasive lionfish and endangered Nassau grouper. *Ecosphere*, 5(10), pp.1–11.
- Ortiz, M. et al., 2015. Control Strategy Scenarios for the Alien Lionfish *Pterois volitans* in Chinchorro Bank (Mexican Caribbean): Based on Semi-Quantitative

- Loop Analysis. *PloS one*, 10(6), p.e0130261. Available at:
<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84938630503&partnerID=tZOtx3y1>.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3 SPEC. ISS.), pp.273–288.
- Pimiento, C. et al., 2015. Habitat use patterns of the invasive red lionfish *Pterois volitans*: A comparison between mangrove and reef systems in San Salvador, Bahamas. *Marine Ecology*, 36(1), pp.28–37.
- Potts, J., Berrane, D. & Morris, J.A.J., 2011. Age and Growth of Lionfish from the Western North Atlantic. *Proceedings Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 63, p.1.
- Prakash, S., Balamurugan, J. & Kumar, T.T.A., 2012. Invasion and abundance of reef- inhabiting fishes in the Vellar estuary , southeast coast of India , especially the lionfish *Pterois volitans* Linnaeus. *Current Science*, 103(8), pp.941–944.
- Raymond, W.W., Albins, M.A. & Pusack, T.J., 2014. Competitive interactions for shelter between invasive Pacific red lionfish and native Nassau grouper. *Environmental Biology of Fishes*, 98(1), pp.57–65.
- Robertson, D.R. et al., 2016. An Indo-Pacific damselfish well established in the southern Gulf of Mexico: prospects for a wider, adverse invasion. *Journal of the Ocean Science Foundation*, 19, pp.1–17.
- Robertson, D.R. & Cramer, K.L., 2014. Defining and dividing the Greater Caribbean: Insights from the biogeography of shorefishes. *PLoS ONE*, 9(7), p.e102918.
- Rocha, L. a. et al., 2015. Invasive lionfish preying on critically endangered reef fish. *Coral Reefs*, 34(3), pp.803–806. Available at:
<http://link.springer.com/10.1007/s00338-015-1293-z>.
- Ruiz-Carus, R. et al., 2006. The western Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Scorpaenidae), in Florida: Evidence for reproduction and parasitism in the first exotic marine fish established in state waters. *Biological Conservation*,

- 128(3), pp.384–390.
- Ruiz-Zárate, M. et al., 2003. Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, Mexico (Part 1: stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin*, 496, pp.318–337.
- Ruttenberg, B.I. et al., 2012. Rapid invasion of Indo-Pacific lionfishes (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the Florida Keys, USA: Evidence from multiple pre- and post-invasion data sets. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), pp.1051–1059.
- Sabido-Itzá, M.M. et al., 2012. Dinámica Poblacional del Pez León (*Pterois volitans*) en El Parque Nacional Arrecifes de Xcalak (PNAX), Quintana Roo , Caribe Mexicano. *Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 64, pp.67–74.
- Sabido-Itzá, M.M. et al., 2016. La estructura de tallas como evidencia del establecimiento de *Pterois volitans* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) en el sur del Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), pp.369–378.
- Sandel, V. et al., 2015. Ecology and management of the invasive lionfish *Pterois volitans/miles* complex (Perciformes: Scorpaenidae) in Southern Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), pp.213–221.
- Santander-Monsalvo, J. et al., 2012. First record of the red lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]) off the coast of Veracruz, Mexico. *BioInvasions Records*, 1(2), pp.121–124.
- Schofield, P.J., 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*, 4(3), pp.473–479.
- Schofield, P.J. et al., 2015. Survival and growth of invasive Indo-Pacific lionfish at low salinities. *Biological Invasions*, 10(3), p.In Press.
- 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, pp.117–122.

- Schofield, P.J., Morris, J.A. & Akins, L., 2009. *Field guide to non-indigenous marine fishes of Florida*,
- Schultz, E.T., 1986. *Pterois volitans* and *Pterois miles*: Two Valid Species. *Copeia*, 1986, p.686. Available at: <http://www.jstor.org/stable/1444950?origin=crossref>.
- Scyphers, S.B. et al., 2015. The Role of Citizens in Detecting and Responding to a Rapid Marine Invasion. *Conservation Letters*, 8(4), pp.242–250. Available at: <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12127>.
- Sellers, A.J. et al., 2015. Regional Variation in Parasite Species Richness and Abundance in the Introduced Range of the Invasive Lionfish, *Pterois volitans*. *PloS one*, 10(6), p.e0131075. Available at: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84939197457&partnerID=tZOtx3y1>.
- Semmens, B.X. et al., 2004. A hotspot of non-native marine fishes: Evidence for the aquarium trade as an invasion pathway. *Marine Ecology Progress Series*, 266, pp.239–244.
- Sikkel, P.C. et al., 2014. Low susceptibility of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) to a generalist ectoparasite in both its introduced and native ranges. *PLoS ONE*, 9(5), pp.1–8.
- Snyder, D.B. & Burgess, G.H., 2007. The Indo-Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), new to Bahamian ichthyofauna. *Coral Reefs*, 26(1), p.175.
- Sutherland, W.J. et al., 2010. A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, pp.1–7.
- Switzer, T.S. et al., 2015. Temporal and Spatial Dynamics of the Lionfish Invasion in the Eastern Gulf of Mexico: Perspectives from a Broadscale Trawl Survey. *Marine and Coastal Fisheries*, 7(1), pp.10–17. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19425120.2014.987888>.
- Tilley, A. et al., 2015. Enhancing management effectiveness of invasive lionfish using distance sampling and detection probability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Toledo-Hernández, C. et al., 2014. Population ecology and genetics of the invasive

- lionfish in Puerto Rico. *Aquatic Invasions*, 9, pp.227–237.
- Trégarot, E. et al., 2015. First records of the red lionfish (*Pterois volitans*) in Martinique, French West Indies: monitoring invasion status through visual surveys. *Marine Biodiversity Records*, 8(e1), pp.1–7. Available at: http://www.journals.cambridge.org/abstract_S1755267214001341.
- Valdez-Moreno, M. et al., 2012. Monitoring an alien invasion: DNA barcoding and the identification of lionfish and their prey on coral reefs of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 7(6), pp.1–8.
- Valdivia, A. et al., 2014. Re-examining the relationship between invasive lionfish and native grouper in the Caribbean. *PeerJ PrePrints*, pp.1–20. Available at: <http://dx.doi.org/10.7287/peerj.preprints.488v1>.
- Vásquez-Yeomans, L. et al., 2011. First larval record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) collected from the ichthyoplankton in the Atlantic. *Biological Invasions*, 13, pp.2635–2640.
- Vega, A. et al., 2015. Abundancia y distribución del pez león *Pterois volitans* (Teleostei : Scorpaenidae) en el litoral turístico de Holguín , Cuba. *Solenodon*, 12, pp.72–83.
- Villaseñor-Derbez, J.C. & Herrera-Pérez, R., 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), pp.131–135.
- Villegas-Sánchez, C.A. et al., 2015. Patrones de reclutamiento de 4 especies ícticas en hábitats de parche y cordillera del arrecife Banco Chinchorro (Caribe mexicano). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(2), pp.396–405. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1870345315000214>.
- Wakida-Kusunoki, A.T. & Amador-del-Ángel, L.E., 2015. First record of the red lionfish , *Pterois volitans* , on the coast of Tabasco , Mexico. *Hidrobiológica*, 25(2), pp.307–309.
- White, M.K., 2011. Assessment of the local lionfish (*Pterois volitans*) densities and management efforts in Bonaire, Dutch Caribbean. *Journal of Marine Science*, 9, pp.64–69.

- Whitfield, P.E. et al., 2007. Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. *Biological Invasions*, 9, pp.53–64.
- Whitfield, P.E. et al., 2002. Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series*, 235, pp.289–297.
- Whitfield, P.E. et al., 2014. Native fish community structure and Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* densities along a depth-temperature gradient in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 509, pp.241–254.