



UNIVERSIDAD NACIONAL  
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
INSTITUTO INTERNACIONAL EN CONSERVACION  
Y MANEJO DE VIDA SILVESTRE

**DENSIDAD Y HÁBITOS ALIMENTARIOS DEL PEZ LEÓN (*Pterois volitans/miles  
complex*) EN LA BAHÍA DE TELA, DEPARTAMENTO DE ATLÁNTIDA,  
HONDURAS**

Nhering Daniel Ortiz Lobo

Heredia, 20 de febrero de 2018

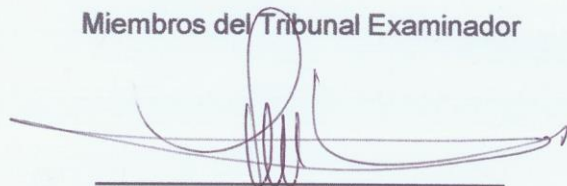
Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador de Postgrado  
de la Universidad Nacional para optar al título de Magister Scientiae  
en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

**DENSIDAD Y HÁBITOS ALIMENTARIOS DEL PEZ LEÓN (*Pterois volitans/miles*  
complex) EN LA BAHÍA DE TELA, DEPARTAMENTO DE ATLÁNTIDA,  
HONDURAS**

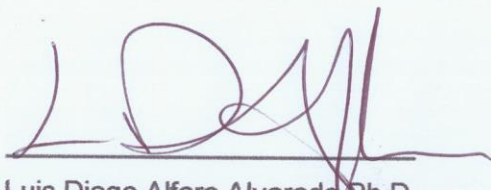
Nhering Daniel Ortiz Lobo

Tesis presentada para optar al grado de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica.

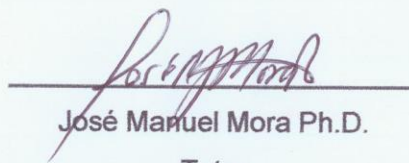
Miembros del Tribunal Examinador



Luis Alfredo Miranda Calderón Ph.D.  
Presidente del Consejo Central de Posgrado o su representante



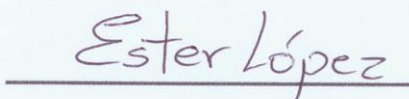
Luis Diego Alfaro Alvarado Ph.D.  
Representante de la Dirección del  
ICOMVIS



José Manuel Mora Ph.D.  
Tutor



Manuel Spínola Parallada Ph.D.  
Asesor



Ester Agar López M.Sc.  
Asesor



Nhering Daniel Ortiz Lobo

Sustentante

## RESUMEN

Las especies exóticas invasoras amenazan la biodiversidad en ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos. La mayoría de las especies invasoras marinas tienden a ocupar niveles tróficos bajos, y en particular los invasores vertebrados, que ocupan niveles tróficos superiores son mucho más raros. El pez león es la primera especie exótica invasora de peces de arrecife marino en la región del Atlántico occidental y el mar Caribe. Honduras es el país con las densidades más altas de peces león en la región del sistema arrecifal mesoamericano, y no se cuenta con información sobre el estado e impactos de sus poblaciones. Se evaluó la densidad poblacional, los hábitos alimentarios y se hizo un modelamiento cartográfico, para proponer recomendaciones para el manejo en la bahía de Tela, Departamento de Atlántida, Honduras. Se estimó la densidad poblacional del pez león en siete localidades en la bahía de Tela. Se realizaron tres muestreos mensuales de octubre del 2016 a marzo de 2017. Para aproximar la distribución de la densidad del pez león en el área de estudio se realizó un modelamiento cartográfico por medio de un modelo de interpolación. Para analizar los hábitos alimentarios, se capturaron ejemplares de pez león y se extrajo el estómago. El contenido estomacal se identificó al mayor nivel taxonómico, y se usaron dos tipos de métricas (porcentajes cuantitativos e índices de importancia) para analizar la composición de la dieta. Se registraron 172 peces, 150 fueron capturados y 22 fueron avistados por la Iniciativa de Arrecifes Saludables. La dieta del pez león estuvo compuesta principalmente de peces (71.62%), seguida de camarones (27.70%) y en menor cantidad por cangrejos (0.67%). La densidad poblacional promedio fue de 12.21 individuos/100m<sup>2</sup> en las aguas someras de la bahía de Tela. El modelamiento cartográfico de la densidad del pez león señaló un máximo de 18 individuos/100m<sup>2</sup>. La salinidad, la temperatura y pasto marino contribuyeron en la predicción de la densidad poblacional del pez león. La bahía de Tela es la localidad con las densidades más altas de peces león reportada para Honduras y para el ámbito nativo, lo cual constituye una amenaza a la fauna marina de esta zona. Se deben priorizar los esfuerzos de manejo del pez león dentro de los parques nacionales Jeanette Kawas y Punta Izopo, así como en el sistema arrecifal coralino de Tela.

Palabras clave: Bahía de Tela, densidad poblacional, dieta, hábitos alimentarios, pez león.

## ABSTRACT

Alien invasive species threaten biodiversity in terrestrial, freshwater and marine ecosystems. Most marine alien invasive species tend to occupy low trophic levels, and in particular the vertebrate invaders, which occupy higher trophic levels, are much rarer. The lionfish is the first invasive exotic species of marine reef fish in the western Atlantic region and the Caribbean Sea. Honduras is the country with the highest densities of lionfish in the region of the Mesoamerican reef system, and there is no information on the status and impacts of their populations. The population density and the alimentary habits were evaluated, and a cartographic modeling was made, to propose recommendations for the management in the bay of Tela, Department of Atlántida, Honduras. The population density of the lionfish was estimated in seven locations in Tela Bay. Three monthly samplings were conducted from October 2016 to March 2017. To approximate the density distribution of the lionfish in the study area, a cartographic modeling was carried out using an interpolation model. To analyze the feeding habits, specimens of lionfish were captured and the stomach was extracted. Stomach content was identified at the highest taxonomic level, and two types of metrics (quantitative percentages and importance indices) were used to analyze the composition of the diet. A total of 172 fish were recorded, 150 were caught and 22 were sighted by the Healthy Reef Initiative. The diet of the lionfish was mainly composed of fish (71.62%), followed by shrimp (27.70%) and in smaller quantities by crabs (0.67%). The average population density was 12.21 individuals/100m<sup>2</sup> in the shallow waters of Tela Bay. The cartographic modeling of the density of the lionfish indicated a maximum of 18 individuals/100m<sup>2</sup>. Salinity, temperature and sea grass contributed to the prediction of the population density of the lionfish. The Tela bay is the locality with the highest densities of lionfish reported for Honduras and for the native area, which constitutes a threat to the marine fauna of this region. Priority should be given to lionfish management efforts within the Jeanette Kawas and Punta Izopo national parks as well as the Tela coral reef system.

Keywords: Tela Bay, population density, diet, feeding habits, lionfish.

## AGRADECIMIENTOS

El Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) y su Programa Regional en Centroamérica por brindarme la oportunidad de continuar mi formación profesional en la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA) mediante una beca completa de estudios.

A mi tutor Profe. José Mora por su ayuda y sus observaciones durante el desarrollo y la terminación de esta tesis. En especial deseo agradecer la comprensión que me brindó con respecto a mi cronograma y lucha en contra del tiempo. Espero seguir aprendiendo de usted.

A Manuel Spinola Parallada por su asesoramiento en los análisis estadísticos y estética en la presentación de los resultados de esta tesis. En especial las asesorías por WhatsApp. Aprendí mucho con usted, y espero seguir haciéndolo.

A la Fundación para la Protección de Lancetilla, Punta Sal y Texiguat (PROLANSATE), por brindarme su apoyo para el desarrollo de esta tesis. En especial a Emilio D'Cuire, Merling Flores, Nelbin Bustamante, por colaborar con esta investigación.

A la administradora del Instituto de Conservación Forestal (ICF) oficina Tela Ing. Alba L. Ocampo, por su apoyo logístico que me brindó durante el desarrollo del trabajo de campo. A Susana F. Catrileo de las oficinas centrales del ICF, por agilizar el proceso del permiso de investigación para esta tesis.

A los ingenieros Berta M. Maldonado y Oscar R. Lanza, gracias por su apoyo en la socialización de este estudio en Cuyamel Omoa y bahía de Tela.

A Ian Drysdale de la Healthy Reefs Initiative, por brindarme la base de datos HRI (2016) y facilitarme las capas (*Shapefile*) de las variables ambientales que fueron insumos para los análisis para esta tesis.

A Liliana Sierra Castillo y Antonella Rivera de Coral Reef Alliance, por su colaboración y consejos para esta investigación.

Al ing. Antal Börsock del Tela Marine Research Center, por brindarme su colaboración en los buceos, y la confianza en ponerme a cargo de las actividades del perfil del “torneo de pesca y degustación del pez león en Tela”.

A Jessica Martínez enlace del Instituto Hondureño de Turismo, por permitirme enlazar la conservación y el desarrollo turístico, potencial que se debe construir.

A José A. Cano de la Unidad Municipal Ambiental de Tela, por colaborar en la socialización de esta investigación.

A Héctor Portillo presidente del Capítulo Honduras de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación, por apoyarme en la inscripción al congreso, y promover la investigación interdisciplinaria en Honduras. Es un gran ejemplo a seguir.

A Julio San Martín, Heydi Gómez, y Jorge Carranza de la Escuela de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de Honduras (UNAH), por su colaboración en la toma de datos, disección de especímenes y abrirme las puertas del Laboratorio de Hidrobiología. Seguramente tendrán en su memoria el terrible olor de los ejemplares y la preservación en formalina.

A los trece integrantes de la Promoción XXVI del ICOMVIS por su amistad y cariño en Costa Rica. Gracias por sus enseñanzas tanto personales como académicas, sin ustedes esto hubiera sido más difícil. ¡Se les quiere Malditos!

Por último, a mi trípode, Katya Romero y Mariela Rodríguez, mi asistente de disección, por su amistad, cariño y apoyo incondicional.

## DEDICATORIA

A mis madres Gloria Isabel Lobo y María Elena Cáceres, mis ejemplos a seguir por su cariño y apoyo incondicional. Sin ustedes nada de esto hubiera sido posible.

A mí viejo Gonzalo García, por tu apoyo incondicional y cariño. Gracias por los mensajes que me daban ánimo, no sabes lo valiosos que fueron durante cada fase de la maestría.

En memoria a Román Aguilera, no hace falta decirte cuanta falta haces y espero que estés orgulloso.

A Mónica Farrera por ser mi “perla blanca mexicana”. Gracias por tu incondicional afecto y apoyo. Haz sido la mejor parte de esta experiencia.

*À mon professeur exceptionnel, Ester Agar López, pour ses conseils et son soutien pendant les recherches, des méduses aux poissons-lions. Avec mes remerciements les plus sincères.*

A los pescadores Garífunas de la empresa Tonina Blanca de El Triunfo de la Cruz, gracias por sus consejos y experiencia en capturar peces león. En especial a Joel Alberto Elis Guiti, José Daniel Herrera “Rasta”, Rubén Martínez Reyes “Scooby” y al “Capitán” Carlos Colon Valerio.

## CONTENIDO

	Página
RESUMEN.....	V
ABSTRACT.....	VI
AGRADECIMIENTOS.....	VII
DEDICATORIA .....	IX
LISTA DE CUADROS.....	XII
LISTA DE FIGURAS.....	XIII
INTRODUCCIÓN.....	1
ÁREA DE ESTUDIO .....	8
MÉTODOS.....	11
Estimación de densidades .....	12
Modelamiento cartográfico de la densidad del pez león para la bahía de Tela ....	14
Variables ambientales .....	14
Captura y análisis de los especímenes.....	16
Análisis del contenido estomacal.....	18
Análisis de datos .....	20
RESULTADOS .....	22
Densidad Poblacional .....	22
Modelamiento cartográfico de la densidad del pez león para la bahía de Tela ....	25
Análisis del contenido estomacal.....	28
Porcentajes cuantitativos de la dieta (Fa%, Na%, Pa%).....	29
Índices de importancia relativa (IRI, IOI, IOP) .....	32
DISCUSIÓN.....	34
Ámbito nativo.....	34
Ámbito Invasivo.....	36
Modelamiento cartográfico .....	40
Hábitos alimentarios .....	45
CONCLUSIONES .....	51

RECOMENDACIONES.....	52
LITERATURA CITADA .....	53
COMUNICACIONES PERSONALES.....	73
Anexo 1. Ficha de captura, esfuerzo y otras variables. Basada y modificada del Protocolo para la Captura, Extracción y Disposición final del pez león en el Caribe costarricense (Espinoza y Grandas-Nassif 2015).....	74
Anexo 2. Permiso de investigación [resolución-DE-MP-115-2016], otorgados por el Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal Áreas Protegidas y Vida Silvestre y con la constancia del cambio de área de estudio.....	75
Anexo 3. Densidad del pez león ( <i>P. volitans/miles</i> complex) en diferentes regiones del rango nativo e invasivo. ....	78
Anexo 4. Índices de Importancia Relativa (IRI) de las Familias identificadas en el contenido estomacal del pez león en el Atlántico y el Caribe. ....	84

## LISTA DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Localidades, unidades de muestreo, profundidad y predominancia bentónica en la bahía de Tela, municipio de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	12
<b>Cuadro 2.</b> Variables ambientales consideradas como factores que influyen en el modelamiento cartográfico de la densidad del pez león en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	15
<b>Cuadro 3.</b> Comparación entre los diferentes modelos evaluados, obtenidos con el paquete “ <i>unmarked</i> ”, para estimar la densidad poblacional del pez león en las unidades de muestreo, para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	22
<b>Cuadro 4.</b> Número de peces capturados, unidades de muestreo, visitas, área muestreada y densidades con intervalo de confianza al 95%, encontradas por cada localidad en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	23
<b>Cuadro 5.</b> Promedio ( $\bar{x}$ ) y desviación estándar (DE) con sus intervalos de confianza al 95% (IC) de las variables ambientales tomadas en cada localidad de muestreo en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	26
<b>Cuadro 6.</b> Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el tipo de presas en la dieta del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	30
<b>Cuadro 7.</b> Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el grupo taxonómico identificado de la dieta del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	31
<b>Cuadro 8.</b> Clasificación de los Índices de importancia relativa (IRI), importancia (IOI) y preponderancia (IOP), según el tipo de presas en la dieta del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	32
<b>Cuadro 9.</b> Clasificación de los Índices de importancia relativa (IRI), importancia (IOI) y preponderancia (IOP), según el grupo taxonómico identificado de la dieta del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	33

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Curva teórica del crecimiento poblacional de una especie exótica invasora. La línea sigue una curva suave, aunque la dinámica poblacional de los peces marinos comprende amplias variaciones del reclutamiento anual. Tomado de Morris y Green (2013). ..... 3
- Figura 2.** Mapa de distribución nativa de *P. volitans* (verde) y *P. miles* (azul). Las estrellas en el mar Mediterráneo denotan la migración lessepsiana de *P. miles* a través del Canal de Suez. El ámbito no indígena de *P. volitans* y *P. miles* en las Américas se muestra en rojo. La predicción de la distribución futura del pez león a lo largo de la costa de América se muestra en cuadrícula roja. Tomado de Schofield et al. (2017). ..... 5
- Figura 3.** Área de estudio bahía de Tela y áreas protegidas del municipio de Tela, Atlántida, Honduras, 2016-2017. PNJK = Parque Nacional Jeannette Kawas, RVSMBT = Refugio de Vida Silvestre Marino bahía de Tela, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo. .... 9
- Figura 4.** Localidades de muestreo en la bahía de Tela, municipio de Tela, Atlántida. Honduras, 2017. PNJK = Parque Nacional Jeanette Kawas, PSJ = Piedra de San Juan, JR = Jeannette's Reef, MTC = Muelle de Tela centro, LE = La Ensenada, PTC = Punta de El Triunfo de la Cruz, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo. .... 11
- Figura 5.** Esquema del transecto lineal de ancho fijo y recorrido en forma de “S” de las unidades de muestreo, utilizado en los muestreos de densidad del pez león en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. Tomado de Navarrete-Ramírez (2014). ..... 13
- Figura 6.** Medidas biométricas (LT, LE) tomadas del pez león en laboratorio, en la Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Tegucigalpa, Honduras, 2017. Imagen modificada de Kraeer y Essen-Fishman (2008). ..... 17
- Figura 7.** Densidad (individuos/100m<sup>2</sup>) del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) y su intervalo de confianza al 95%, para las siete localidades de la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. JR = Jeannette's Reef, LE = La ensenada, MTC = Muelle de Tela centro, PNJK = Parque Nacional Jeanette Kawas, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo, PSJ = Piedra de San Juan, PTC = Punta de El Triunfo de la Cruz. .... 24
- Figura 8.** Raster de las variables ambientales consideradas para el modelamiento cartográfico de la densidad del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. .... 25

<b>Figura 9.</b> Modelamiento cartográfico de la densidad del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.....	27
<b>Figura 10.</b> Contribución de las variables ambientales del modelamiento cartográfico de la densidad del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. %IncMSE = error cuadrático medio. ....	28
<b>Figura 11.</b> Curva de acumulación de las entidades encontradas en los estómagos del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) y su intervalo de confianza al 95%, para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. ....	29
<b>Figura 12.</b> Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el tipo de presas en la dieta del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. Fa = porcentaje de ocurrencia, Na = composición por número de individuos, Pa = composición por peso. ....	30
<b>Figura 13.</b> Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el grupo taxonómico identificado de la dieta del pez león ( <i>Pterois volitans/miles</i> complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. Fa = porcentaje de ocurrencia, Na = composición por número de individuos, Pa = composición por peso. ....	32

## INTRODUCCIÓN

Las especies exóticas invasoras amenazan la biodiversidad en ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos (Bax et al. 2003; Lowry et al. 2013; Thomaz et al. 2014; Bors 2017). Las especies exóticas invasoras son, por definición, taxones que se introducen y establecen fuera de su área de distribución natural sea intencionalmente o no por la acción humana (IUCN 2000). Las especies exóticas invasoras con frecuencia impiden la conservación de la biodiversidad (Bors 2017), llevan a otras especies a extinciones locales o globales, ya sea por la competencia o depredación, impulsan cambios en la distribución de especies nativas, degradan y alteran hábitats (Mainka y Howard 2010, Bors 2017). Estos impactos ecológicos se los ha llamado “homogeneizadores de biodiversidad” (Cristescu 2015, Bors 2017).

Los impactos causados por especies invasoras, tanto en términos ecológicos como económicos/sociales son de gran importancia para los legisladores, políticos, y los conservacionistas en términos de priorizar las acciones de gestión y líneas de financiación (Ojaveer et al. 2015). Sin embargo, muchas especies exóticas invasoras aparentemente han tenido poco o ningún efecto detectable en su nuevo entorno (Williamson y Fitter. 1996; Pyšek et al. 2012; Strayer 2012), y algunos efectos pueden considerarse positivos (Graves y Shapiro. 2003, Schlaepfer et al. 2011). Sin embargo, las especies exóticas invasoras en otras ocasiones, causan severas alteraciones en el ambiente invadido (Bellard et al. 2016, Blackburn et al. 2014). Por ejemplo, los costos estimados para el manejo de especies exóticas invasoras varían considerablemente entre estudios, de menos de 1 millón de dólares por año a los costos correspondientes al 12% del producto interno bruto para los países afectados (Marbua et al. 2014).

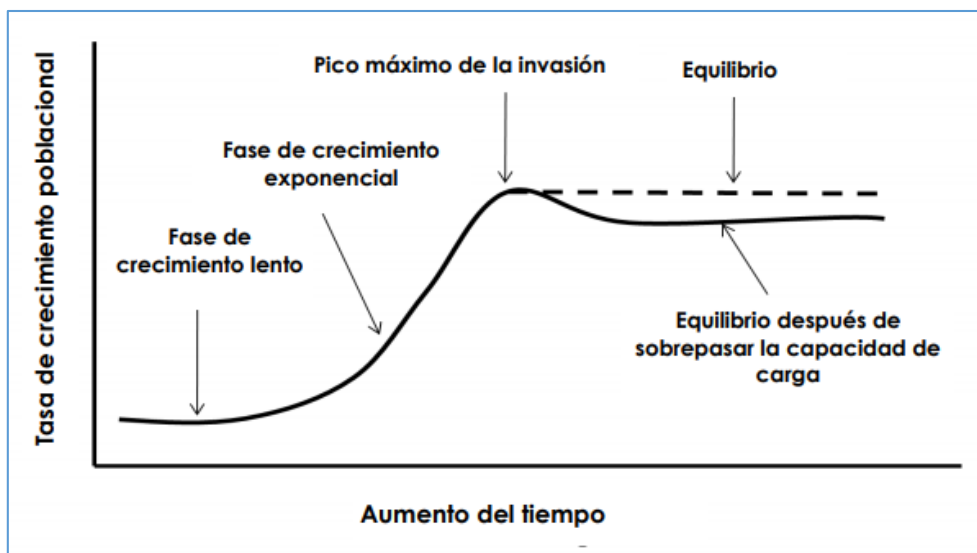
Los patrones de invasión, y en particular los procesos, en el ámbito marino han sido poco estudiados en comparación del ámbito terrestre (Côté et al. 2013, Peiffer et al. 2017), a pesar de que los invasores se producen en prácticamente todas las ecorregiones marinas (Molnar et al. 2008, Côté et al. 2013). La mayoría de los invasores marinos tienden a ocupar niveles tróficos bajos (por ejemplo: algas, invertebrados), al igual que sus contrapartes terrestres (Byrnes et al. 2007, Côté et al. 2013). Los invasores marinos, en particular los vertebrados, que ocupan niveles tróficos superiores son mucho más raros (Côté et al. 2013).

Los vectores para especies marinas invasoras son diversos (Bax et al. 2003). Históricamente los vectores han incluido: incrustaciones en el casco, agua de lastre y balasto sólido (Bax et al. 2003), introducciones no intencionales o deliberadas de

especies exóticas para maricultura (Hewitt et al. 1999). Los vectores más recientes incluyen los relacionados con el comercio de acuarios, usuarios de aguas recreativas y las industrias del petróleo, el gas y la construcción (Bax et al. 2003). La naturaleza cambiante del transporte nacional e internacional está alterando la diversidad y la velocidad de vectores potenciales (Bax et al. 2003). Aunque solo una reducida fracción de las muchas especies marinas introducidas puede prosperar e invadir nuevos hábitats (Mack et al. 2000).

Las especies exóticas invasoras han transformado hábitats marinos en todo el mundo (Molnar et al. 2008). Los principales impactos económicos y sociales de especies marinas invasoras son los impactos negativos sobre la salud humana (Ruiz et al. 1997, Bax et al. 2003) y la disminución en la producción económica de actividades basadas en el ambiente y recursos marinos como la pesca, la acuicultura, el turismo y la infraestructura marina (Bax et al. 2003, Molnar et al. 2008). Estos efectos tienen impactos sociales relacionados a través de la disminución del empleo en actividades económicas directamente afectadas por especies invasoras, pero también a través de la disminución del bienestar de las personas a partir de la reducción de la calidad de sus entornos naturales (Molnar et al. 2008).

En numerosas especies exóticas invasoras, el aumento de poblaciones sigue una trayectoria previsible, que incluye una fase de incremento lento, seguida de un periodo de crecimiento exponencial, un máximo y luego una fase de equilibrio (Figura 1) (Morris y Green 2013). La densidad de la población en el punto máximo puede exceder la capacidad de carga del sistema invadido (Morris y Green 2013). El equilibrio se alcanza cuando la población de la especie invasora se ve limitada por factores tales como la competencia con especies nativas (Ángeles-Solís et al. 2014, de la Guardia et al. 2017) o entre sus propios miembros por el alimento o el espacio (por ejemplo: canibalismo, Valdez-Moreno et al. 2012; Côté et al. 2013), y por factores abióticos como la temperatura (Kimball et al 2004).



**Figura 1.** Curva teórica del crecimiento poblacional de una especie exótica invasora. La línea sigue una curva suave, aunque la dinámica poblacional de los peces marinos comprende amplias variaciones del reclutamiento anual. Tomado de Morris y Green (2013).

Las poblaciones invasoras del pez león (*Pterois volitans* y *P. miles*) (Schofield 2009, 2010) que se han difundido por el Atlántico occidental y el Caribe parecen seguir esta tendencia general (Morris y Green 2013). El pez león representan el primer invasor de peces de arrecife marino en la región del Atlántico occidental y el mar Caribe (Morris y Whitfield 2009, Morris et al. 2011). El pez león no solo está ahora ampliamente distribuido geográficamente, en algunos lugares son uno de los peces de arrecife más abundantes (Green y Côté 2009). En su ámbito nativo, las poblaciones de pez león parecen estar bien controladas por depredadores y competidores (Kulbicki et al. 2012), pero en su ámbito invadido, los peces león son reproductores prolíficos, depredadores insaciables, y generalistas de hábitat (Morris y Akins 2009)

El pez león consume una amplia variedad de especies de peces e invertebrados nativos (Morris y Akins 2009; Muñoz et al. 2011; Côté et al. 2013). Las tasas de depredación del pez león en el Caribe son más altas que las registradas para mesodepredadores nativos (Côté y Maljkovic, 2010; Green, Akins y Côté, 2011). Por esto, el pez león tiene el potencial de afectar significativamente la estructura trófica de las comunidades de arrecifes (Albins y Hixon 2008). Como piscívoro generalista (Morris y Akins 2009), el pez león podría competir con peces de arrecifes nativos del complejo pargos-meros, grupo de peces de interés comercial que han sido fuertemente explotados (Coleman et al. 1999).

Tradicionalmente el pez león es visto como un pez de arrecife tropical (Morris y Whitfield 2009). Sin embargo, se han observado peces león a profundidades sorprendentes de más de 300 metros (Morris 2009). El pez león también ha sido reportado en hábitats de ríos estuarinos (salinidad de 5.8 al 38.6 ‰), hasta una distancia de 5.5km aguas adentro del río Loxahatchee en Florida (Jud et al. 2011). Asimismo, el pez león es considerado un problema para la actividad turística del buceo, ya que puede causar dolor y otros problemas fisiológicos en los seres humanos que entran en contacto con sus espinas venenosas (Morris y Whitfield 2009).

En el océano Atlántico y el mar Caribe se han reportados dos especies de pez león *Pterois miles* y *P. volitans* introducidas que poseen una morfología muy parecida (Schultz, 1986; Morris 2009; Betancur-R. et al. 2011; Côté et al., 2013). Sin embargo, el 93% de los individuos identificados a nivel de especie han sido considerados pez león rojo *P. volitans* (Hamner et al. 2007; Morris 2009; Freshwater y Hamner 2009; Betancur-R. et al. 2011). Betancur-R. et al. (2011) afirmó que *P. miles* se limita a los lugares más septentrionales (Bermudas y la costa este de Estados Unidos), en cambio *P. volitans* es omnipresente y mucho más abundante. Además, Betancur-R. et al. (2011) indicaron que las poblaciones invasoras de *P. miles* y *P. volitans* tienen niveles significativamente más bajos de diversidad genética en comparación con sus homólogos nativos, lo que confirma que su introducción es el resultado de un fuerte efecto fundador.

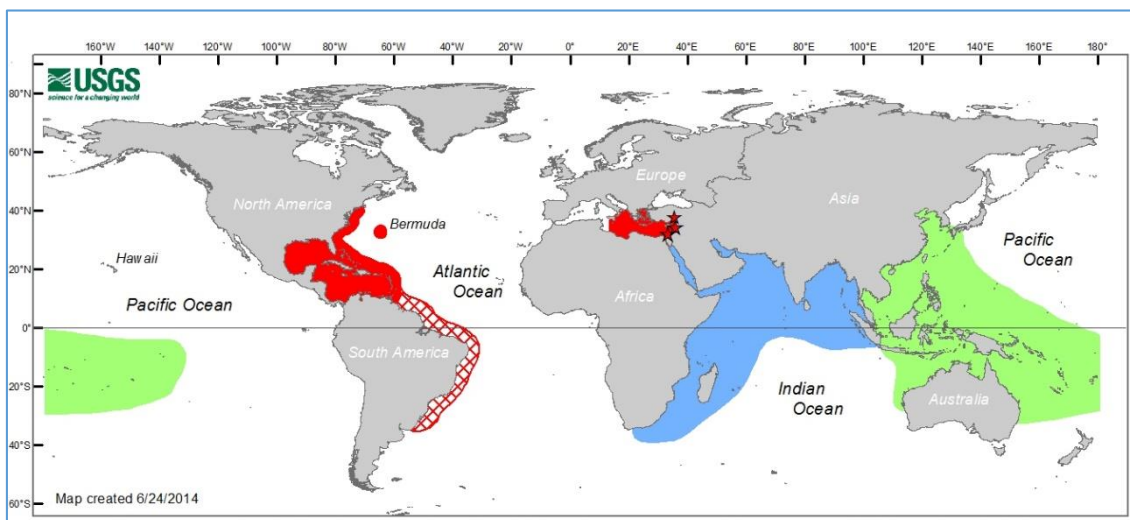
Aparentemente el pez león rojo (*P. volitans*) no es una especie, sino que es un híbrido de *P. miles* del Océano Índico y *P. russellii* (Steell 2017). Wilcox et al. (2017) señalaron que estudios en el ámbito invasivo describen la hibridación de las dos especies de peces león (*P. volitans* y *P. miles*) por considerarlas hermanas, pero la hibridación en el ámbito nativo es desconocida, y aseveraron que la hibridación en el Atlántico invoca la posibilidad de que la heterosis sea un factor que contribuya al éxito de la invasión. En este estudio el término “pez león” se refiere al complejo *P. volitans/miles* hasta posterior confirmación de la especie.

El lugar de introducción del pez león al Atlántico occidental es desconocido (Figura 2). Se ha señalado que “seis individuos fueron liberados en la bahía de Biscayne durante el huracán Andrew en 1992” (Schofield 2009, 2010). No obstante, esta liberación es anecdótica y no bien documentada (Courtenay 1995). Los registros de la base de datos de las Especies Acuáticas No Indígenas indican la captura de un ejemplar de pez león en 1985, en Dania Beach, Florida (USGS-NAS 2017). En el 2000 se identificó

como pez invasor establecido, y en el 2002 se encontraron de forma continua desde Miami, Florida, en el sur hasta Cabo Hatteras, Carolina del Norte, en el norte (Schofield 2009, 2010; Espinoza y Grandas-Nassif 2015).

En el 2000, se reportaron los primeros avistamientos del pez león para las islas Bermudas, y en el 2004 se consideró ya como especie abundante (Schofield 2009). Ese mismo año apareció en las Bahamas donde se estableció dentro de la comunidad de peces arrecifales en solamente un año (Schofield 2010). En el 2006 se documentaron en las islas Turks y Caicos, en el 2007 en Cuba, en el 2008 en las Islas Cayman, Jamaica, Puerto Rico y la República Dominicana y en el 2009 en México, Honduras, Costa Rica (Schofield 2009) y Colombia (Espinoza y Grandas-Nassif 2015). Para el 2010, el pez león se consideró como especie establecida en la costa Atlántica y el Caribe (Schofield 2009, 2010; Espinoza y Grandas-Nassif 2015).

En el 2014, se reportó para la costa brasileña un ejemplar de pez león, descubierto por un grupo de buceadores recreativos en la costa rocosas de Arraial do Cabo, en la costa sureste de Brasil, su secuencia de ADN coincidió con individuos del Caribe (Ferreira et al. 2015).



**Figura 2.** Mapa de distribución nativa de *P. volitans* (verde) y *P. miles* (azul). Las estrellas en el mar Mediterráneo denotan la migración lessepsiana de *P. miles* a través del Canal de Suez. El ámbito no indígena de *P. volitans* y *P. miles* en las Américas se muestra en rojo. La predicción de la distribución futura del pez león a lo largo de la costa de América se muestra en cuadrícula roja. Tomado de Schofield et al. (2017).

El primer avistamiento del pez león en Honduras fue en mayo del 2009, fuera de la isla de Roatán, capturado dentro de la barrera de arrecife a unos 200m de la costa, a una profundidad de 7m (Schofield 2009). Durante el 2009 y 2010 se reportan numerosas observaciones adicionales en las islas de Roatán, Utila y los Cayos Cochinos; asimismo personal de exploración de profundidad del Instituto de Roatán, registraron avistamientos de peces león de hasta 121.92m de profundidad (Schofield 2010). Marineros (2014) señaló que los primeros avistamientos del pez león en la costa continental de Honduras (Tela y Omoa) fue en 2009; aunque son comentarios anecdóticos suministrados a través de entrevistas (Zelaya 2012) y no se cuenta con especímenes depositados en museos para ese año.

El gobierno de Honduras a través de la Secretaría de Agricultura y Ganadería, emitió los acuerdos 398-2010 y 001-2011 en el que giraron instrucciones para la eliminación del pez león en el Caribe hondureño (SAG 2010, 2011). En este documento se propuso la formación de equipos de trabajo en Roatán y Utila bajo el cargo del Roatán Marine Park y el Centro Ecológico Marino (CEM) respectivamente. Para los demás lugares la Dirección General de Pesca y Acuicultura (DIGEPESCA) dispondría que instituciones coordinaran los equipos a nivel continental. El acuerdo en cuestión demanda la elaboración de un plan de acción a corto plazo para definir las acciones a seguir para la eliminación del pez león.

Actualmente tienen lugar varios esfuerzos dirigidos a controlar la expansión del pez león en aguas territoriales de Honduras (Matamoros s.f.). Entre esas iniciativas cabe citar torneos de pesca organizados por la DIGEPESCA en las islas de Roatán y Utila, coordinado por el Parque Marino Roatán, BICA y el CEM. También se promueve diferentes maneras en que el pez león puede ser preparado y consumido para consumo personal o en restaurantes (CEM 2013). No obstante, estos esfuerzos solo se centran en la zona insular del Caribe hondureño (por ejemplo, Roatán, Utila y Cayos Cochinos), sin considerar la creación de un plan para el control, captura y comercialización del pez león, ya que esta estrategia se encuentra en los planes de manejo de las áreas protegidas marinas costeras (EPYPSA 2012, HCRF/USAID 2014).

Las investigaciones sobre el pez león en Honduras, incluyen la distribución y abundancia en la isla de Utila (Hernández-Zúniga 2011), hábitats de ocupación en múltiples escalas en entornos del arrecife de coral en Roatán (Biggs y Olden 2011), distribución y densidad en los Cayos Cochinos (Lee 2011), evaluación de los efectos tóxicos y el manejo de lesiones provocadas por el pez león (Zelaya 2012), incidencia y

primeros accidentes del pez león en aguas continentales (Marineros 2014), alcance filogeográfico del pez león (Butterfield et al. 2015), impactos del sacrificio del pez león en comunidades de peces nativos (Henly 2017), efectos dependientes de la profundidad del sacrificio de las poblaciones de pez león mesofóticas (Andradi-Brown et al. 2017), remociones continuas de peces león y su efecto sobre los peces de presa caribeños nativos (Peiffer et al. 2017) e invasión de la zona batial superior por el pez león (Gress et al. 2017).

Sin embargo, el estudio de Lee (2011) es el único que recomienda implementar acciones de manejo dirigidas a reducir la población del pez león, por medio del involucramiento de las comunidades locales y tours operadoras, aunque sin tener claramente una dirección en alguna estrategia de manejo a nivel de las áreas protegidas marinas del Caribe hondureño. Desde una perspectiva regional, Honduras es el país con las densidades más altas de peces león en la región del sistema arrecifal mesoamericano (McField 2012), y puede actuar como una fuente de larvas para colonizar de áreas cercanas que no son gestionadas (Peiffer et al. 2017). Por lo tanto, el tamaño de la población, la extensión espacial y la frecuencia de las extracciones del pez león en Honduras probablemente afectarán la efectividad de la extracción en otros lugares donde se realizan esfuerzos de manejo (Peiffer et al. 2017).

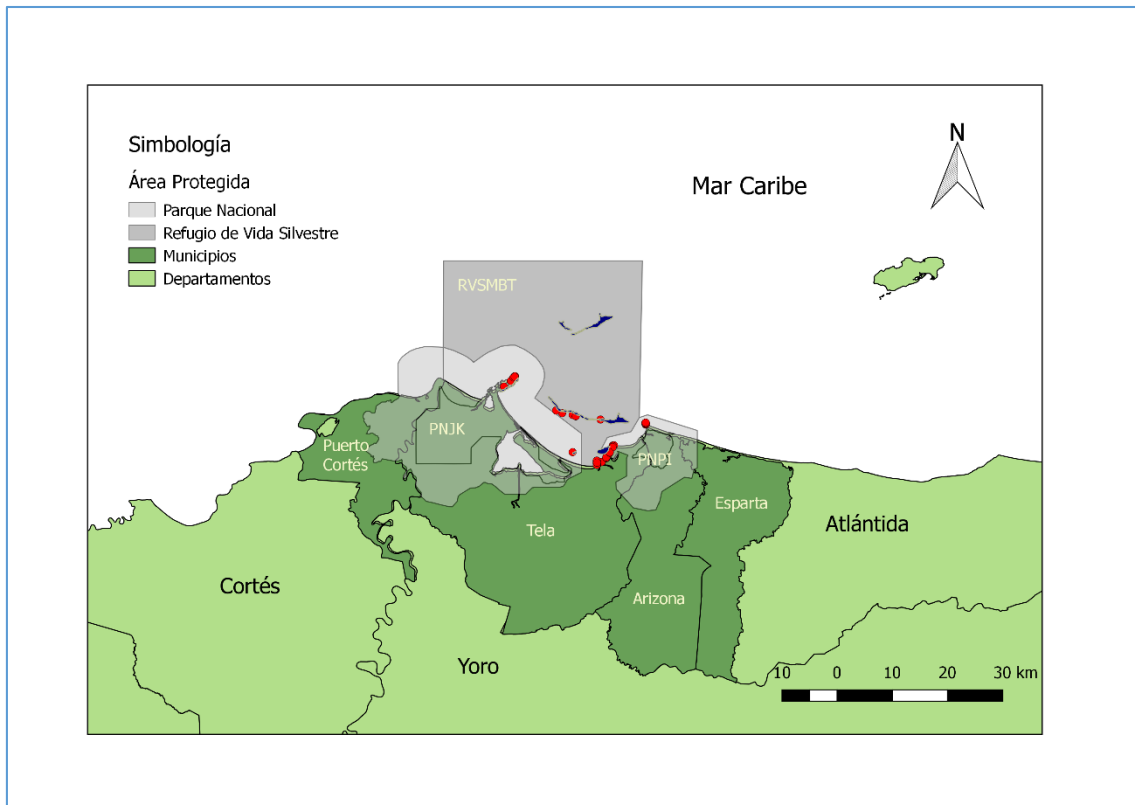
Todo lo expuesto anteriormente lleva a plantear un objetivo general para este estudio: evaluar la densidad poblacional y los hábitos alimentarios del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para proponer recomendaciones para el manejo en la bahía de Tela, Departamento de Atlántida, Honduras. Se plantean tres objetivos específicos: (1) determinar la densidad poblacional del pez león en las aguas someras de la bahía de Tela, (2) generar la cartografía digital que denote la densidad poblacional, y (3) identificar los grupos más afectados por los hábitos alimentarios del pez león.

## ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se efectuó en la bahía de Tela (Municipio de Tela, Atlántida), ubicada en la región norte de Honduras. La bahía de Tela tiene una extensión territorial de 1 163.3 Km<sup>2</sup>, sus límites: al norte, con el mar Caribe; al sur, con el Departamento de Yoro; al este, con el municipio de Arizona y al oeste con el Departamento de Cortés (EPYPSA 2005) (Figura 3). El municipio de Tela cuenta con una población aproximada de 100 650 habitantes; de los cuales 52 102 (52%) residen en el casco urbano y 48 548 (48%) en el casco rural (INE 2016). Este municipio está formado por 76 aldeas y 290 caseríos, con una densidad poblacional de 84.12 Hab./Km<sup>2</sup> (INE 2016).

El Municipio de Tela, debido a la presencia de varias áreas protegidas (ICF 2011) presenta una riqueza natural excepcional, la diversidad es alta (más de 1 387 especies entre fauna y flora se han reportado) (Secretaría de Gobernación y Justicia 2003). Las áreas protegidas presentes en la zona son: El Parque Nacional Jeannette Kawas (750km<sup>2</sup>), extendiéndose más del 60% del municipio de Tela, el Jardín Botánico Lancetilla (19.6km<sup>2</sup>) y el 25% de la superficie del Parque Nacional Punta Izopo (115km<sup>2</sup>); el resto de este parque está ubicado en el municipio de Arizona (EPYPSA 2005). Los diversos ecosistemas resultan para el municipio Tela un gran potencial para el desarrollo del turismo internacional y nacional (Secretaría de Gobernación y Justicia 2003).

El municipio de Tela, se localizó en dos regímenes pluviales: inviernos lluviosos (Sz) y distribución regular de lluvias (Lz) (Zuniga-Andrade 1990). Los meses más lluviosos son de octubre hasta diciembre, con promedio anual de lluvia alcanza valores cercanos a 2 900mm en sectores reducidos a barlovento de la cordillera Nombre de Dios (EPYPSA 2005). El promedio anual de temperatura para el municipio de Tela es de 26°C, con promedios anuales de máximas de 30°C y mínimas de 20°C, la humedad relativa media anual es de 84% uno de los valores más altos de Honduras (Secretaría de Gobernación y Justicia 2003).



**Figura 3.** Área de estudio bahía de Tela y áreas protegidas del municipio de Tela, Atlántida, Honduras, 2016-2017. PNJK = Parque Nacional Jeannette Kawas, RVSMBT = Refugio de Vida Silvestre Marino bahía de Tela, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo.

Las actividades productivas que se desarrollan en el municipio de Tela están relacionadas con la ganadería y los productos derivados (Secretaría de Gobernación y Justicia 2003). Otros bienes importantes son: la palma africana, el plátano, las plantas ornamentales, y en el sector servicios, el turismo nacional e internacional (Secretaría de Gobernación y Justicia 2003). La agricultura de subsistencia tiende a ser variada, entre maíz, frijoles, yuca y plátano, en menor escala y sirve de consumo interno (EPYPSA 2005). La pesca artesanal es una actividad de carácter comercial y de subsistencia, la faena se desarrolla durante ocho meses, y la época más intensa es de agosto a diciembre (EPYPSA 2005).

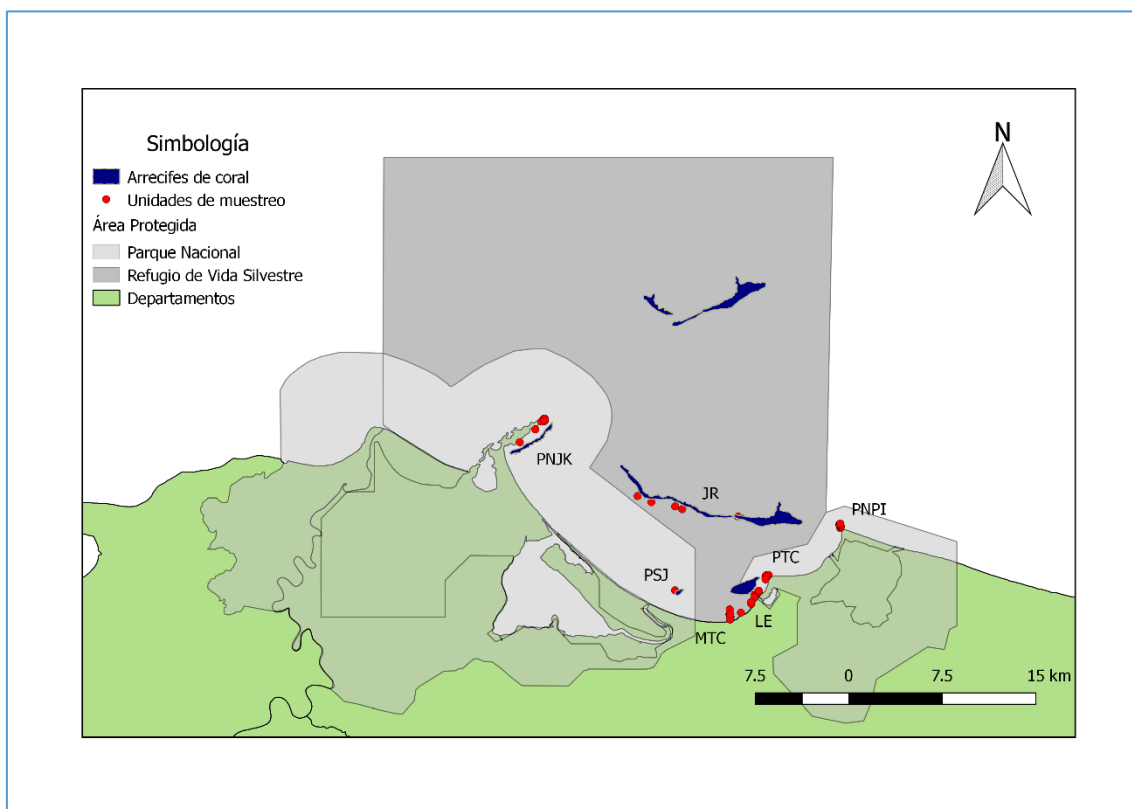
Las localidades donde se establecieron los muestreos de densidad del pez león fueron: La Ensenada (LE), punta de El Triunfo de la Cruz (PTC), muelle de Tela centro (MTC), Piedra de San Juan (PSJ), Jeannette's Reef (JR), farallones del Parque Nacional Jeanette Kawas (PNJK) y Parque Nacional Punta Izopo (PNPI). Cuatro localidades (PTC, PSJ, PNJK y PNPI) se situaron en dos áreas con categoría de manejo de parque nacional (ICF 2011), y las tres localidades restantes (JR, MTC, LE) se ubicaron en aguas del Refugio de Vida Silvestre Marino bahía de Tela (ICF 2011,

2014, 2015). Sin embargo, MTC fue la única localidad antropogénica en el área de estudio, ya que se realizaron los muestreos en los escombros y pilares del muelle de Tela.

Las dos áreas con categoría de manejo de parque nacional (ICF 2011) corresponden al Parque Nacional Jeannette Kawas (localidades: PSJ, PNJK) y el Parque Nacional Punta Izopo (localidades: PTC, PNPI).

## MÉTODOS

Se realizaron tres muestreos mensuales de octubre del 2016 a marzo de 2017, en siete localidades de la bahía de Tela (Figura 4). En cada localidad se establecieron seis a siete unidades de muestreo, esto dependió de la formación bentónica predominante en la zona (coral vivo, roca, arena, pasto marino, arena, “estructuras antropogénicas”). No obstante, no se evaluó la densidad poblacional por formación bentónica, debido a la falta de homogeneidad estructural en las unidades de muestreo. Se efectuó un mínimo de tres réplicas para cada unidad de muestreo, realizándose 99 muestreos. Se recorrió un área total de 8 500m<sup>2</sup>, sumatoria de todos los transectos (Cuadro 1).



**Figura 4.** Localidades de muestreo en la bahía de Tela, municipio de Tela, Atlántida. Honduras, 2017. PNJK = Parque Nacional Jeanette Kawas, PSJ = Piedra de San Juan, JR = Jeannette's Reef, MTC = Muelle de Tela centro, LE = La Ensenada, PTC = Punta de El Triunfo de la Cruz, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo.

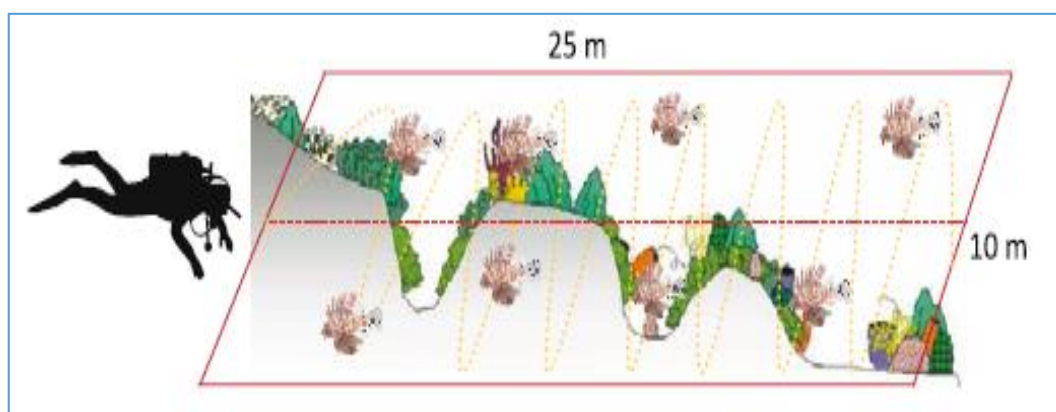
**Cuadro 1.** Localidades, unidades de muestreo, profundidad y predominancia bentónica en la bahía de Tela, municipio de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Localidades (simbologías)	Sitios (unidades de muestreo)	Profundidad (m)	Predominancia bentónica (tipo de formación de arrecife)
1) La Ensenada (LE)	7	3-7	Coral vivo y pasto marino (parches de arrecife)
2) Punta de El Triunfo de la Cruz (PTC)	6	3-6	Roca, arena y pasto marino
3) Muelle de Tela centro (MTC)	7	3-6	Arena, estructuras antropogénicas (escombros)
4) Parque Nacional Jeanette Kawas (PNJK)	6	3-9	Coral vivo, pasto marino y rocas (Flecos de arrecife)
5) Parque Nacional Punta Izopo (PNPI)	7	3-8	Roca, pasto marino
6) Piedra de San Juan (PSJ)	1	3-8	Coral vivo, pasto marino (parches de arrecife)
7) Jeannette's Reef (JR)	5	15-20	Coral vivo

### Estimación de densidades

Los muestreos de densidad del pez león se realizaron mediante capturas y censos visuales con buceo libre (apnea) y autónomo (Brock, 1954, Green 2013), con el uso del protocolo de Navarrete-Ramírez (2014). El método adaptado (Navarrete-Ramírez 2014) consistió en transectos lineales de ancho fijo de 25m de largo x 10m ancho (Figura 5), no obstante, se establecieron entre 3-8m hasta 10m de profundidad (Hodgson y Ochavillo 2006), consideradas como aguas someras (Borum 1996, EcuRed 2017, Alvarado y Chiriboga 2008). El tiempo mínimo de búsqueda para cada unidad de muestreo fue de 25 minutos. Se eligió este método debido a los avances que se han tenido para estimar la densidad del pez león en otras regiones del Caribe, y con el fin de obtener datos comparativos con otras zonas (Green 2012, Navarrete-Ramírez 2014).

Las unidades de muestreo, se colocaron de tal forma que su área fue cubierta en la mayor parte posible por sustrato arrecifal o rocoso (Morris y Whitfield 2009, Whitfield et al. 2007, Marita-Sandel 2011) y sus coordenadas fueron tomadas mediante un geoposicionador marca Garmin (modelo GPSMAP®64). Una vez establecidas las unidades de muestreo, se recorrió el transecto en forma de “S”, se procuró buscar cuidadosamente peces escondidos bajo las grietas y estructuras arrecifales prominentes (Green 2013, Navarrete-Ramírez 2014). Los transectos fueron ejecutados por tres buzos, de los cuales, dos son miembros de la empresa garífuna Tonina Blanca.



**Figura 5.** Esquema del transecto lineal de ancho fijo y recorrido en forma de “S” de las unidades de muestreo, utilizado en los muestreos de densidad del pez león en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. Tomado de Navarrete-Ramírez (2014).

Se debe subrayar que se utilizó la base de datos de la Iniciativa de Arrecifes Saludables (HRI 2016), como insumo para estimar la densidad poblacional y el modelamiento cartográfico del pez león en la bahía de Tela. La base de datos constó de avistamientos del pez león en nueve sitios, de los cuales tres coincidieron con las unidades de muestreo para este estudio, en las localidades Piedra de San Juan, PN Jeannette Kawas y Jeannette's Reef. Además, este estudio contó con la participación de la Empresa Asociativa Campesina de Producción (EACP) Tonina Blanca (INA 2010), que se encuentra ubicada en la comunidad de El Triunfo de la Cruz, dentro del Parque Nacional Punta Izopo (COSOCITELA 2013). La empresa Tonina Blanca está constituida por pescadores y sus familiares, cuya característica distintiva es el uso exclusivo de cuerda y anzuelo, fomentan así las buenas prácticas pesqueras (Rivera, The Coral Reef Alliance, comunicación personal).

## Modelamiento cartográfico de la densidad del pez león para la bahía de Tela

### Variables ambientales

Para la construcción del modelamiento cartográfico de la densidad del pez león se requirió de información ambiental del área de muestreo, y en el mejor de los casos, conocimientos previos de aquellos factores que la afectan (Bonilla et al. 2015). Sin embargo, no existen estudios que determinen las condiciones oceanográficas que tolera el género *Pterois* en las costas americanas (Morris y Whitfield 2009, Bonilla et al. 2015). Por lo tanto, se decidió seguir un procedimiento heurístico y tomar en cuenta un grupo de siete variables que han sido utilizadas en análisis espaciales (Johnston y Purkis 2011, Bayraktarov, et al. 2014), modelamiento de hábitat de idoneidad (Bernal 2014, Evangelista, et al. 2016) y estudios de distribución temporal realizados en años posteriores para la invasión del pez león en el Atlántico y el Caribe (Reyes-Bonilla 2014, Bernal et al. 2015). Estas variables incluyen el pasto marino, bentos, arrecifes de corales, batimetría, temperatura, pH y la salinidad.

La mayoría de las capas (*Shapefile*) de las variables ambientales utilizadas para este estudio fueron proporcionadas por la Iniciativa de Arrecifes Saludables (Healthy Reefs Initiative 2016); no obstante, la batimetría se obtuvo de la carta batimétrica general de los océanos (Weatherall 2015). En cada unidad de muestreo se tomaron los parámetros químicos de temperatura, pH y salinidad, para la construcción de las capas ambientales (Cuadro 2). El pH y temperatura (°C) se midieron por medio de TRI Meter (pH/TDS-Temp-986) con un ámbito de pH:0.00~14.00 con una resolución de 0.01pH, y en temperatura de -50°C ~70°C con una resolución de 0.1°C. Se utilizó un refractómetro de salinidad para medir esta variable en el agua de mar (ETvalley/Dual Scale), con un entorno de salinidad de 0-100ppm\* con una exactitud de  $\pm 0.2\text{ppm}^*$ .

Se estableció un “buffer” de 2.5 km<sup>2</sup> alrededor de las unidades de muestreo, como la base del modelamiento cartográfico de la densidad poblacional del pez león, para aislar zonas donde no se realizaron muestreos. Las capas de las variables de paisaje se rasterizaron con una resolución de 10x10m, las coordenadas geográficas de las unidades de muestreo (UTM) se incorporaron con la función de distribución (df) del paquete estadístico “stats” (R Core Team. 2017). Las variables ambientales (temperatura, pH y salinidad) fueron interpoladas con la función “autoKrige” del paquete “automap” (Hiemstra et al. 2017). Luego todas las capas fueron cortadas a la

capa molde (buffer 2.5km) y luego se transfirieron los valores entre objetos ráster con la función “resample” del paquete “raster” (Hijmans 2016), para finalizar apilándolas como un único vector (función “stack”) con el paquete “utils” (R Core Team. 2017). Todos estos procesos se realizaron dentro del ambiente de R (R Core Team 2017).

Para la generación del modelamiento cartográfico se utilizó la clasificación de Breiman Cutler (BBC) con el paquete estadístico *RandomForest* (Liaw y Wiener 2002) en el programa de estadística R versión 3.3.3 (R Core Team 2017). Según Breiman (2001) aseveró que *RandomForest* es particularmente poderoso cuando hay diversas variables explicativas débiles, caracterizadas donde no se puede esperar que ninguna variable individual o grupo pequeño de variables distinga clases.

**Cuadro 2.** Variables ambientales consideradas como factores que influyen en el modelamiento cartográfico de la densidad del pez león en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

<b>Variables ambientales</b>	<b>Descripción</b>	<b>Fuente</b>
Batimetría	Medición de la profundidad del Caribe, la capa se cortó para la bahía de Tela, y luego al buffer de 2.5km <sup>2</sup> . El tipo de renderizador fue de unibanda pseudocolor, y se utilizó valores de 0 a -100m de profundidad.	Weatherall (2015)
Pasto Marino (Seagrass)	Angiospermos marinos (Hodgson y Ochavillo 2006, Marita-Sandel 2011). Se cortó la capa de pasto marino para el buffer de 2.5km <sup>2</sup> .	Healthy Reefs Initiative (2016)
Bentos	Parte submarina del fondo (Vegas-Vélez 1980). Se cortó la capa de bentos del Caribe hondureño para el buffer de 2.5km <sup>2</sup> , obteniéndose ocho categorías de bentos: <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Cresta infralitoral poco profunda fondo blando</li> <li>2. Cresta infralitoral profundo fondo blando</li> <li>3. Depresión circalitoral fondo blando</li> <li>4. Pendiente circalitoral fondo blando</li> <li>5. Pendiente infralitoral profundo fondo blando</li> </ol>	Healthy Reefs Initiative (2016)

6. Planicie circalitoral fondo blando
7. Planicie infralitoral poco profundo fondo blando
8. Planicie infralitoral profundo fondo blando.

Arrecifes de coral	Polígonos de los arrecifes de coral de la bahía de Tela. Sin embargo, no se agregó el banco Capiro que se encuentran en los límites del RVSMBT, ya que no se realizaron muestreos en esa zona.	Healthy Reefs Initiative (2016)
Buffer de 2.5 km <sup>2</sup> perímetro del arrecife de coral	Base del modelamiento cartográfico de la densidad poblacional del pez león.	Construida
Temperatura	Se registraron estas covariables en cada unidad de muestreo durante la fase de campo. Luego se extrapolaron al buffer de 2.5km <sup>2</sup> en formato ráster.	Construida
pH		Construida
Salinidad		Construida

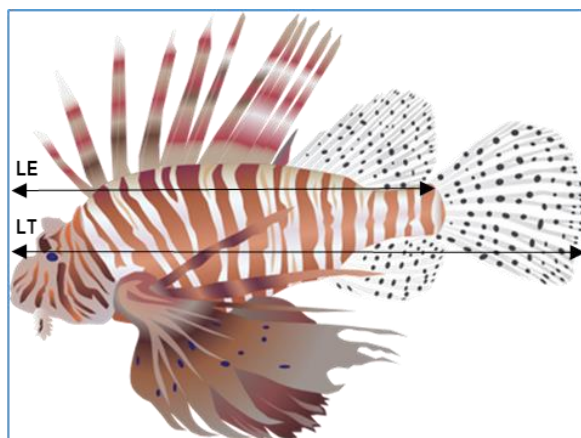
### Captura y análisis de los especímenes

La captura de los peces se llevó a cabo en cada unidad de muestreo de la bahía de Tela, mediante el empleo de arpones hawaianos (hawaiian slings) debido a su efectividad ante diversas artes de captura del pez león. Sin embargo, esto depende de la destreza y preparación de cada buzo (MADS 2013), y además el arpón hawaiano es el arte de pesca permitido por la normativa de manejo del pez león en Honduras (SAG 2010, 2011). Los muestreos se realizaron desde las 0700 hasta las 1300 hr., debido a la coloración y conducta de camuflaje en el entorno del pez león, que dificulta su detección bajo el agua. Además, estos peces buscan el alimento sobre todo en las horas crepusculares del amanecer y anochecer (Green et al. 2011).

Durante las capturas, se procuró apuntar a los peces detrás de la cabeza (cerca de las branquias) para lograr una buena retención, con el fin de no perjudicar el contenido estomacal del animal, para posterior análisis (Marita-Sandel 2011). Cada ejemplar capturado se introdujo en baldes con hielo, esto para evitar incidentes con las espinas venenosas del animal, las cuales conservan su toxicidad hasta varias horas

después de la muerte (Smith y Sealey 2008, Marita-Sandel 2011). Cada organismo recolectado fue rotulado (código de colecta, profundidad, unidad de muestreo y fecha), almacenado en baldes y transportados al laboratorio.

En el laboratorio, se utilizó la ficha de captura de Espinoza y Grandas-Nassif (2015) y Morris (2013) con algunas modificaciones (Anexo 1), para realizar las mediciones biométricas. Las mediciones tomadas fueron: longitud total (LT) y longitud estándar (LE) en cm (Figura 6), con un ictiometro de 1.10m de longitud máxima, con una lectura mínima  $\pm 1$  mm. El peso sin evisceración en gramos (g) con una balanza analítica SERIE CL201(OHAUS®), con una capacidad de pesaje 200-5 000g y precisión de lectura  $0.1 \pm 1$ g. Posteriormente, los peces se evisceraron con un corte por la región ventral para extraer el estómago. El contenido estomacal fue colocado en bolsas individuales y se fijó con solución de formaldehído (formalina) al 20%, además se determinó el sexo y el estadio gonadal (Green, et al. 2012).



**Figura 6.** Medidas biométricas (LT, LE) tomadas del pez león en laboratorio, en la Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Tegucigalpa, Honduras, 2017. Imagen modificada de Kraeer y Essen-Fishman (2008).

Se utilizó la longitud total (LT), para establecer los intervalos de tallas. Se usó siete categorías de tamaños (6.1 - 10 cm, 10.1 - 14 cm, 14.1 - 18 cm, 18.1 - 22 cm, 22.1 - 26 cm, 26.1 - 30 cm, > 30.1 cm). Los criterios para seleccionar estas categorías de tamaño se basaron en los estudios de Morris y Akins (2009) y McCleery, C. (2011). Para la recolecta de los organismos se contó con los permisos correspondientes, los cuales fueron otorgados por el Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal Áreas Protegidas y Vida Silvestre [resolución-DE-MP-115-2016], y la constancia del área de estudio (Anexo 2).

### Análisis del contenido estomacal

El contenido estomacal se identificó al mayor nivel taxonómico posible con ayuda de un estereoscópico LW Scientific (Modelo SZ50110). Se utilizó la guía ilustrada de Bussing y López (2010), las claves de la FAO (Carpenter 2002), Humann (2002), y la página de FishBase (2017). Asimismo, para los crustáceos se usaron las claves de Abele y Kim (1986), Humann y DeLoach (1992) y el trabajo de Keith (1985) sobre cangrejos Brachyura en las islas de Roatán y del Cisne. En los casos donde el proceso de digestión fue muy avanzado y no permitió la identificación de los especímenes, se limitó la clasificación en grupos de crustáceos y peces. Se determinó para todos los ítems encontrados en los estómagos el peso fresco (Morris y Akins, 2009, Marita-Sandel 2011).

Se graficó una curva de acumulación de especies para evaluar el esfuerzo de muestreo. Para esto, se utilizó el número de entidades (ítems) contra los estómagos analizados (García-Rodríguez 2015). Para el análisis cuantitativo de la composición de la dieta, se efectuó el cálculo del porcentaje de ocurrencia (**Fa**), la composición por número de individuos (**Na**), y la composición por peso expresado en porcentaje (**Pa**), (Hyslop, 1980, Morris y Akins 2009, Marita-Sandel 2011, Quijano-Puerto, et al. 2012, García-Rodríguez 2015, Arredondo-Chávez 2016).

Según Hyslop, (1980) estos porcentajes se obtienen de la siguiente forma:

- a) **El porcentaje de ocurrencia o frecuencia de aparición (Fa)** se calculó como el número de estómagos que contienen uno o más individuos de cada presa, y se expresa como porcentaje del total de los estómagos con contenido.

$$Fa = \frac{n}{NE} * 100$$

Dónde: **n** es el número de estómagos que contenían un determinado tipo de alimento. **NE** es el número total de estómagos con alimento. Según Arredondo-Chávez (2016), mediante los porcentajes obtenidos por esta ecuación se pueden distinguir tres categorías de presas:

- Accidentales Fa% < 10
- Secundarios Fa% > 10 o < 50
- Preferenciales Fa% > 50

- b) **La composición por número de individuos o método numérico (Na)** se reportó como el número de individuos en cada categoría para todos los

estómagos, y se expresó como la proporción del total de individuos en todas las categorías de presas.

$$N = \frac{n}{NT} * 100$$

Dónde: **n** es el número total de presas de una determinada especie, **NT** es el número total de presas de todas las especies.

- c) **La composición por peso o método gravimétrico (Pa)** se calculó mediante un análisis gravimétrico del contenido estomacal húmedo y se expresó como porción del peso total de todos los contenidos estomacales.

$$Pa = \frac{p}{PT} * 100$$

Dónde: **p** (g) peso de un determinado tipo de alimento (especies), **PT** es el peso (g) de la totalidad de especies.

En segunda instancia, se calcularon tres índices de importancia en la dieta o índices híbridos que se han trabajado ampliamente en estudios de hábitos alimentarios de peces (Bowen 1996). Los tres índices de importancias (Morris y Akins 2009, Marita-Sandel 2011, Quijano-Puerto, et al. 2012, García-Rodríguez 2015, Arredondo-Chávez 2016) tienen las siguientes formulas:

- a) **Índice de importancia relativa** (Index of relative Importance, IRI), (Pinkas et al. 1971).

$$IRI = Fa * (Na + Pa)$$

Donde, **Fa** es la frecuencia con la que ocurre una especie "a", **Na** es el porcentaje de composición por número de una especie "a", y **Pa** es el porcentaje de composición por peso de una especie "a". Según Morato et al. (2003) y García-Rodríguez (2015) definieron el %IRI como:

$$\%IRI = 100 * IRI / \sum_{i=1}^n IRI$$

- b) **Índice de importancia** (Index of Importance, IOI), (Gray et al. 1997, Hunt et al. 1999).

$$IOI = \frac{100 * (Fa + Pa)}{\sum_{a=1}^s (Fa + Pa)}$$

En este método la suma de la frecuencia de ocurrencia del grupo “a” se sumó al porcentaje gravimétrico de grupo “a” y se dividió entre “Σn” que significa la sumatoria de %Fa y %Pa de todos los diferentes grupos.

- c) **Índice de preponderancia** (Index of Preponderance, IOP), (Natrajan y Jhingran 1962, Sreeraj et al. 2006).

$$IOP = \frac{(Fa * Pa)}{\sum_{a=1}^s (Fa * Pa)}$$

En este método se multiplica el porcentaje gravimétrico (%Pa) y Fa es el porcentaje frecuencia de ocurrencia (%Fa) del grupo “a” y se divide entre la sumatoria de la multiplicación del %Pa y %Fa de todos los grupos.

Hay que señalar que en este estudio se utilizó en vez de porcentaje de composición por volumen, la composición por peso para calcular los índices de importancia relativa. Esto debido a que los dos son métodos gravimétricos, pero el último es más exacto y fácil de obtener en el campo (Marita-Sandel 2011).

### Análisis de datos

La estimación de densidad de la población del pez león en la bahía de Tela se realizó con el paquete estadístico *unmarked* (Fiske y Chandler 2011) en el programa R Core Team (2017). El paquete *unmarked* ha sido diseñado para encajar el modelo jerárquico en poblaciones animales con individuos indistinguibles (Álvarez 2012, Fiske y Chandler 2017). Asimismo, *unmarked* es conveniente al método de recuento de puntos (point counts) que se usó para la recolección de datos para este estudio. El diseño para estimar la densidad poblacional del pez león incluyó una muestra de sitios (unidades de muestreos) que registraron el número de individuos contados en cada visita (Álvarez 2012). Se realizaron seis modelos de *unmarked* para estimar la densidad poblacional del pez león.

Por ejemplo este método ha sido utilizado en la inferencia sobre la densidad y la emigración temporal en poblaciones no marcadas (Chandle et al. 2011). Uno de los elementos que hay que considerar para realizar este enfoque según Álvarez (2012), es evitar la violación del supuesto clave “el cierre de la población durante los muestreos”. Esto significa que mientras los individuos son muestreados el intercambio de individuos entre un área y otra podría ser producido por la migración temporal o

permanente (Royle 2004a, Royle 2004b). Debido a esto, se usó del paquete *unmarked*, ya que se extraería a los individuos, y asumido que esto no afectaría el resultado de otros muestreos. Porque se ha demostrado que el pez león exhibe una fidelidad de sitio extremadamente alta dentro de un intervalo de 10m (Jud y Layman 2012).

La probabilidad de detección se estimó con el paquete *unmarked*. Este paquete determinó el estimador para el modelo con menor peso del criterio de información de akaike (AIC). Se utilizó la base de datos de la Iniciativa de Arrecifes Saludables (HRI 2016), como insumo para estimar la densidad poblacional y el modelamiento cartográfico del pez león en la bahía de Tela. En los sitios de la base HRI (2016), no se realizaron capturas para evaluar los hábitos alimentarios. La base de datos HRI (2016) fue proporcionada por Ian Drysdale de la Iniciativa de Arrecifes Saludables para Honduras.

Los resultados de la estimación de la densidad población del pez león, se reportan para todas las localidades y el promedio total en: individuos/250m<sup>2</sup> e individuos/100m<sup>2</sup> con los intervalos de confianza al 95% para evaluar si existe diferencia significativa (Marita-Sandel 2011), además de manera que se pueda comparar con estudios en la región. En cambio, la densidad poblacional por unidad de muestreo solamente se reporta en: individuos/100m<sup>2</sup>. Asimismo, los estudios previos de la densidad poblacional del pez león se presentan (Anexo 3) con sus unidades originales y en individuos/100m<sup>2</sup>, para establecer de manera estandarizada la generación de información.

Con respecto a los hábitos alimentarios se muestran los porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%) y los índices de importancia relativa (IRI, IOI, IOP) de acuerdo al contenido estomacal por tipo de presas y grupo taxonómico (familias). Cabe señalar que para estas estimaciones se consideró el contenido no identificado, ya que estos se encontraron en diversos estómagos y se identificó únicamente partes de peces. Asimismo, se tomó en cuenta el bolo alimenticio ya que no se encontró entidades identificables y representaba un peso considerado.

## RESULTADOS

### Densidad Poblacional

Se registraron un total de 172 peces. Las localidades con mayores capturas y avistamientos del pez león fueron el PN Jeanette Kawas (n=46), La Ensenada (n=32) y punta de El Triunfo de la Cruz (n=30). Los sitios con menor presencia el PN Punta Izopo (n=25), muelle de Tela centro (n=22), la Piedra de San Juan (n=13) y Jeannette's Reef (n=4). Se compararon los criterios de información de akaike (AIC) de todos los modelos realizados (Cuadro 3). El modelo dos que tuvo en cuenta la abundancia por sitio (unidades de muestreo), se seleccionó como el mejor estimador de la densidad poblacional del pez león por ser el modelo más simple con un AIC menor. Las diferencias en los valores de AIC entre el modelo seleccionado y los otros dos modelos es mínima, solo 4.98 entre el modelo seleccionado y los modelos cuatro y seis. La probabilidad de detección proporcionado por el paquete unmarked para el mejor modelo, resulto baja (estimador = 0.064).

**Cuadro 3.** Comparación entre los diferentes modelos evaluados, obtenidos con el paquete “unmarked”, para estimar la densidad poblacional del pez león en las unidades de muestreo, para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Modelos	Variab <sup>a</sup>	Distribución	EE <sup>b</sup>	AIC <sup>c</sup>
Modelo 1	densidad total	Poisson	0.07	393.40
Modelo 2	densidad por sitio	Poisson	0.02	380.73
Modelo 3	densidad total + K=50	Negativo-binomial	0.02	391.43
Modelo 4	densidad por sitio + K=50	Negativo-binomial	0.03	385.71
Modelo 5	densidad total + K=50	Poisson inflado de ceros	0.02	395.06
Modelo 6	densidad por sitio + K=50	Poisson inflado de ceros	0.03	385.71

<sup>a</sup> K = valor entero que especifica el límite superior utilizado en la integración.

<sup>b</sup> Error estándar

<sup>c</sup> AIC = criterio de información de akaike.

Las densidades más altas durante el estudio se presentaron en la Piedra de San Juan: 37.51 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 24.32 - 57.85), PN Jeanette Kawas: 10.85

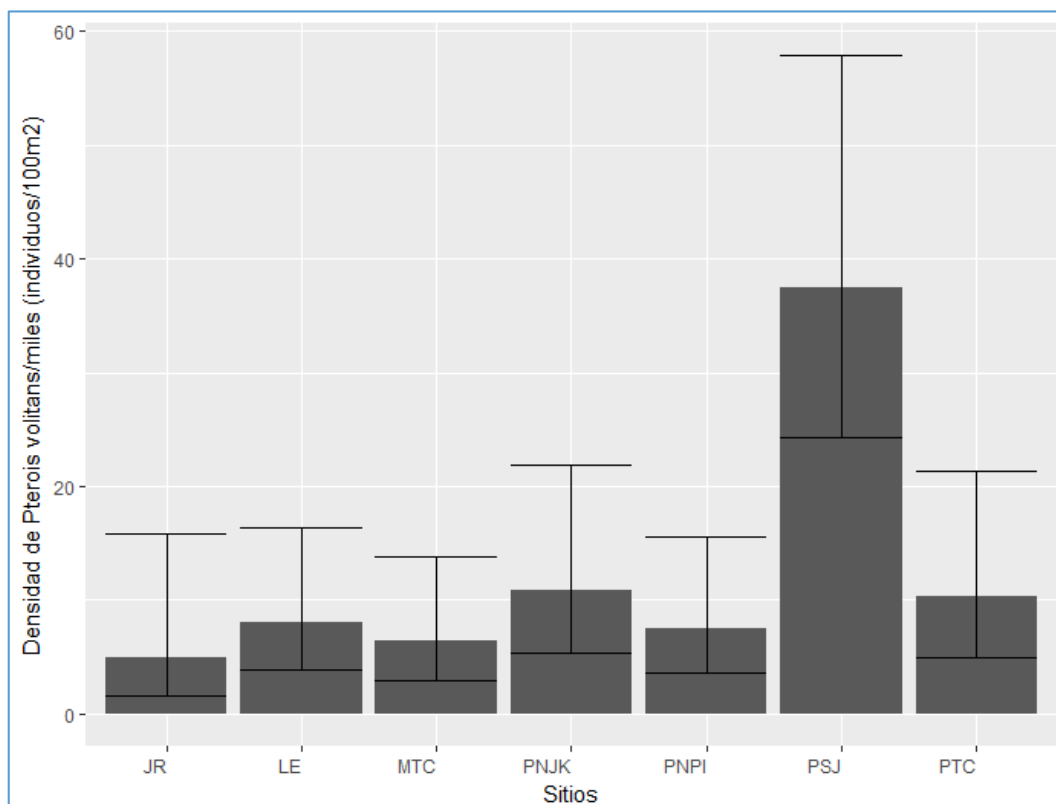
individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 5.39 - 21.84), punta de El Triunfo de Cruz: 10.26 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 4.93 - 21.37) y La Ensenada: 8.01 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 3.91 - 16.40) (Cuadro 4, Figura 7). Por otra parte, los sitios con baja densidades correspondieron al PN Punta Izopo: 7.44 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 3.54 - 15.60), muelle de Tela centro: 6.43 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 2.98 - 13.87), Jeannette's Reef: 4.93 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 1.54 - 15.78).

**Cuadro 4.** Número de peces capturados, unidades de muestreo, visitas, área muestreada y densidades con intervalo de confianza al 95%, encontradas por cada localidad en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Localidad <sup>a</sup>	No. de peces capturados	Unidades de muestreo	No. de visitas	Área de muestreo (m <sup>2</sup> )	Densidad (peces/250m <sup>2</sup> )	Densidad (peces/100m <sup>2</sup> )
LE	32	8	4	5310	20.02 (95% IC 9.78 – 41.00)	8.01 (95% IC 3.91 - 16.40)
MTC	22	7	3	5250	16.08 (95% IC 7.45 - 34.68)	6.43 (95% IC 2.98 - 13.87)
PNJK	46	8	5	4620	27.13 (95% IC 13.48 – 54.60)	10.85 (95% IC 5.39 - 21.84)
PNPI	25	7	3	5250	18.59 (95% IC 8.86 – 39.01)	7.44 (95% IC 3.54 - 15.60)
PTC	30	6	3	4500	25.66 (95% IC 12.33 – 53.42)	10.26 (95% IC 4.93 - 21.37)
PSJ	13	1	2	870	93.78 (95% IC 60.81 – 144.62)	37.51 (95% IC 24.32 - 57.85)
JR	4	5	5	300	12.33 (95% IC 3.85 – 39.45)	4.93 (95% IC 1.54 - 15.78)

<b>Total</b>	<b>172</b>	<b>42</b>	<b>25</b>	<b>26 100</b>	<b>30.52</b> (95% IC 9.50 - 51.53)	<b>12.21</b> (95% IC 3.80 - 20.61)
--------------	------------	-----------	-----------	---------------	---	---

<sup>a</sup> LE = La ensenada, MTC = Muelle de Tela centro, PNJK = Parque Nacional Jeanette Kawas, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo, PTC = Punta de El Triunfo de la Cruz, PSJ = Piedra de San Juan, JR = Jeannette's Reef.

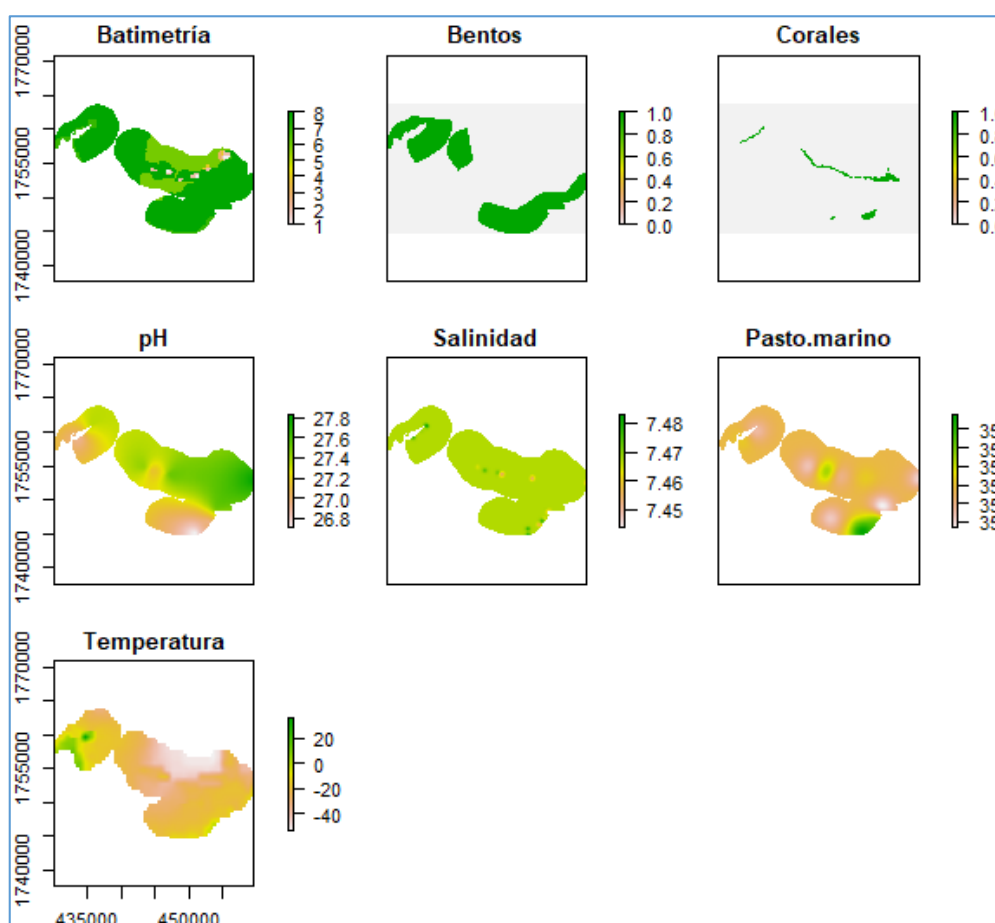


**Figura 7.** Densidad (individuos/100m<sup>2</sup>) del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) y su intervalo de confianza al 95%, para las siete localidades de la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. JR = Jeannette's Reef, LE = La ensenada, MTC = Muelle de Tela centro, PNJK = Parque Nacional Jeanette Kawas, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo, PSJ = Piedra de San Juan, PTC = Punta de El Triunfo de la Cruz.

El valor promedio para todas las localidades del pez león en las aguas someras de la bahía de Tela es de 12.21 individuos/100m<sup>2</sup> (95% IC 3.80 - 20.61). A pesar de la discrepancia de la densidad entre las localidades, no existió diferencia significativa ya que sus intervalos de confianza al 95% se solapan.

### Modelamiento cartográfico de la densidad del pez león para la bahía de Tela

Se rasterizaron las siete variables ambientales consideradas para el modelamiento cartográfico de la densidad del pez león, y fueron cortadas al molde del buffer de 2.5km<sup>2</sup> (Cuadro 5, Figura 8). Hay que aclarar que no se tomaron en cuenta todas las variables que se han considerado en diversos estudios, debido a la falta de equipo y que no existen estudios que determinen las condiciones oceanográficas que tolera el género *Pterois* en las costas americanas (Morris y Whitfield 2009, Bonilla et al. 2015).



**Figura 8.** Raster de las variables ambientales consideradas para el modelamiento cartográfico de la densidad del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

El modelamiento cartográfico, no está diseñado para predecir la presencia binaria o ausencia del pez león en varios lugares a lo largo del área de estudio. El modelo cartográfico se plantea para identificar las tendencias en las características

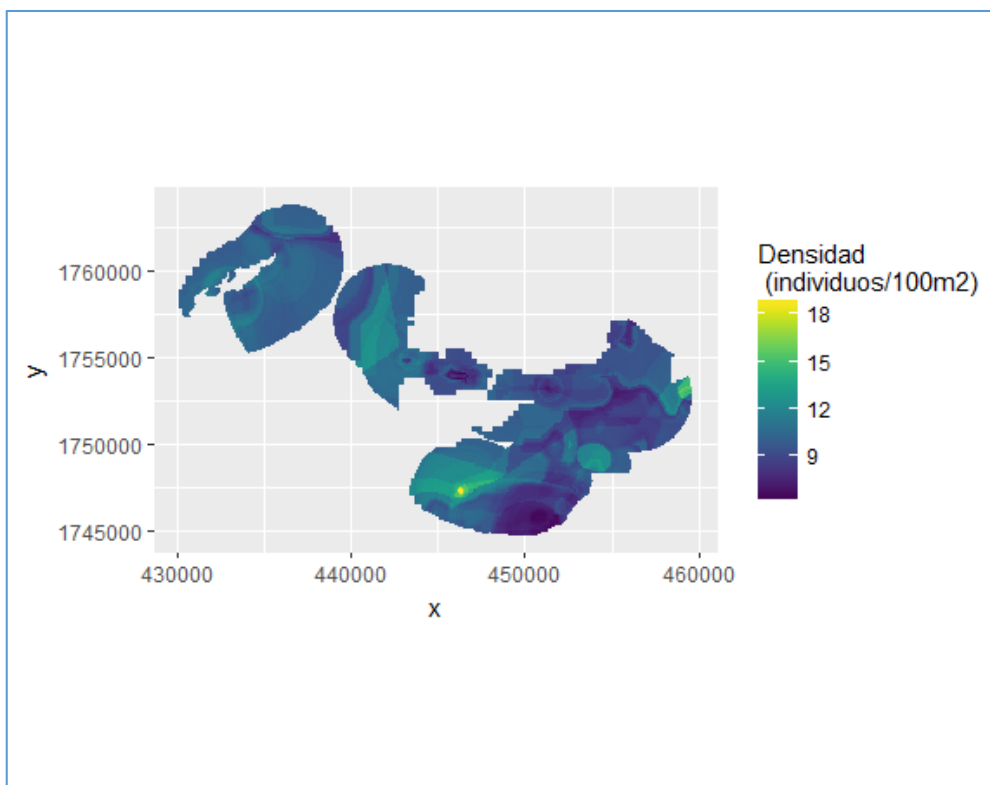
espaciales y temporales de las condiciones del paisaje y ambientales donde el pez león puede maximizar su crecimiento poblacional. Con ello, se crea un mapa final de la predicción de la densidad poblacional para el pez león en la bahía de Tela (Figura 10).

**Cuadro 5.** Promedio ( $\bar{x}$ ) y desviación estándar (DE) con sus intervalos de confianza al 95% (IC) de las variables ambientales tomadas en cada localidad de muestreo en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Localidades <sup>a</sup>	Variables ambientales					
	Temperatura (°C)		pH		Salinidad (ppm)	
	$\bar{x}$	DE	$\bar{x}$	DE	$\bar{x}$	DE
LE	26.99	0.36	7.47	0.06	35.83	0.25
PTC	27.46	0.52	7.45	0.03	35.44	0.27
MTC	26.7	0.25	7.49	0.05	36	0
PNJK	27.26	0.47	7.50	0.06	35.5	0.18
PNPI	27.84	0.37	7.42	0.06	35.43	0.17
PSJ	27	0	7.46	0	35.33	0
JR	27.42	0.66	7.44	0.09	35.6	0.27
Promedio total e IC	27.23 (IC 27.16- 27.30)		7.46 (IC 7.45- 7.47)		35.59 (IC 35.55- 35.62)	

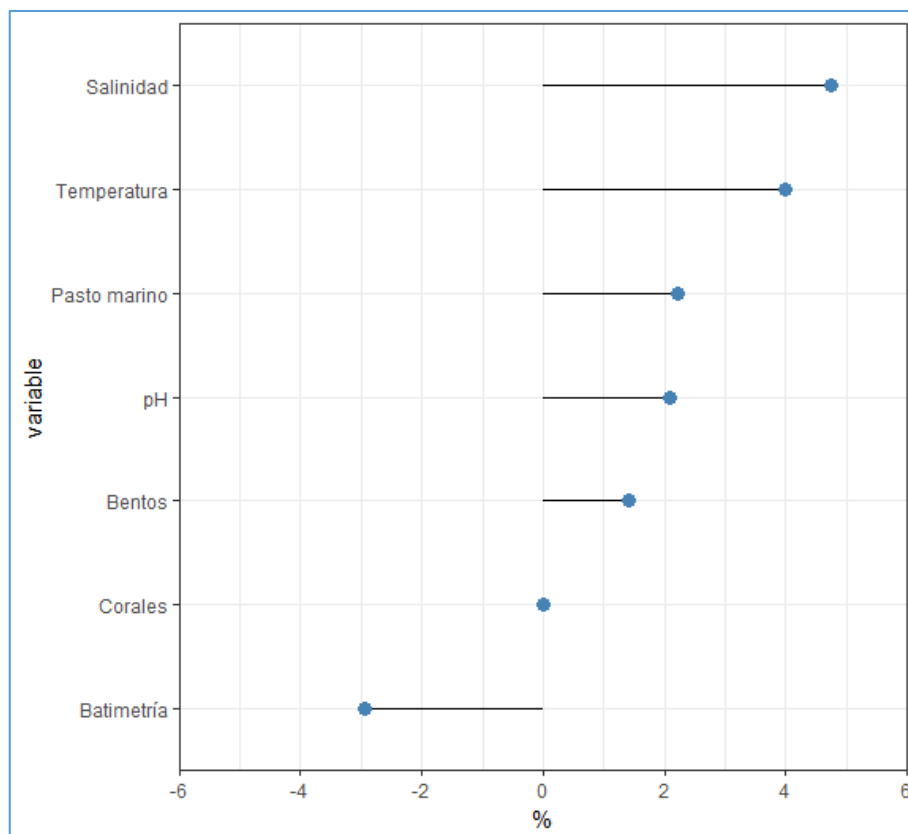
<sup>a</sup> LE = La ensenada, MTC = Muelle de Tela centro, PNJK = Parque Nacional Jeanette Kawas, PNPI = Parque Nacional Punta Izopo, PTC = Punta de El Triunfo de la Cruz, PSJ = Piedra de San Juan, JR = Jeannette's Reef.

La densidad del pez león en el área del buffer, de acuerdo al modelo de predicción, puede alcanzar un máximo de 18 individuos/100m<sup>2</sup> (Figura 9). Según esto, la densidad poblacional aumenta en zonas que tiene una baja salinidad, hábitats bentónicos que van desde pequeños parches de arrecifes, rocas y pasto marino, características que pueden satisfacer los requerimientos esenciales para la especie como en la Piedra de San Juan (PSJ) y Parque Nacional Punta Izopo (PNPI).



**Figura 9.** Modelamiento cartográfico de la densidad del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

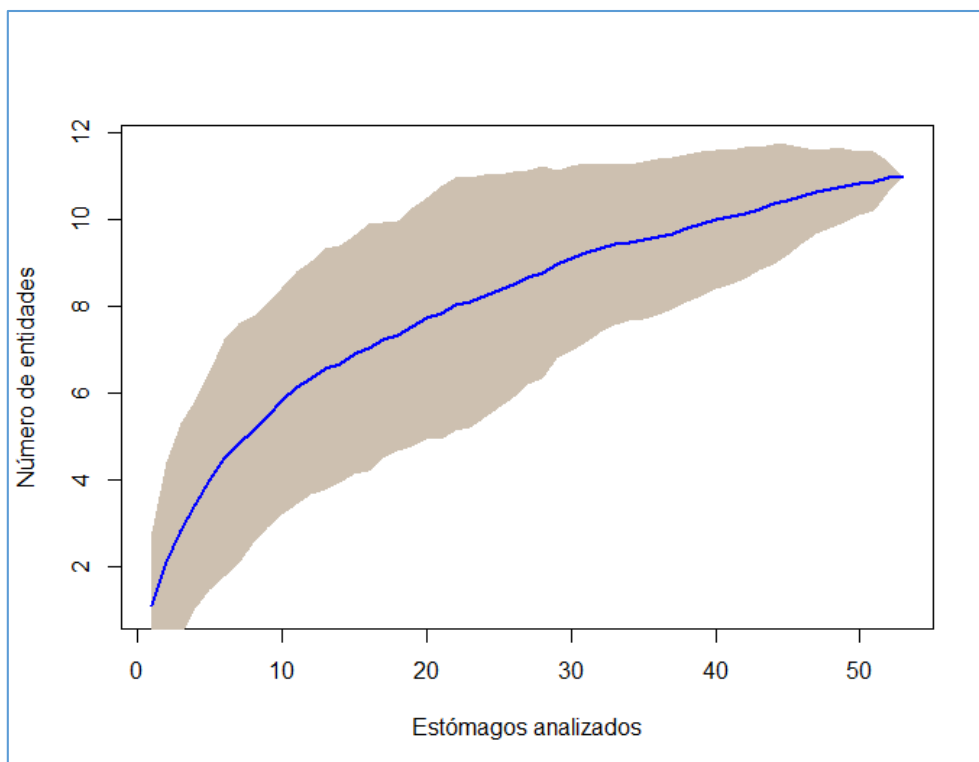
La salinidad, la temperatura y el pasto marino contribuyeron a la predicción de la densidad poblacional del pez león en la zona según el incremento del error cuadrático medio (%IncMSE, Figura 10). En orden decreciente de importancia los otros predictores fueron: el pH, bentos y corales; la batimetría fue el único predictor que no influyó en el modelo. Hay que mencionar, que el deterioro de la capacidad predictiva del modelo, cuando cada predictor se sustituye a su vez por ruido aleatorio. Mayor %IncMSE indica mayor importancia de la variable.



**Figura 10.** Contribución de las variables ambientales del modelamiento cartográfico de la densidad del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) en la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. %IncMSE = error cuadrático medio.

### Análisis del contenido estomacal

Se analizaron 53 estómagos del pez león provenientes del PN Jeanette Kawas (n=19), PN Punta Izopo (n=18) y La Ensenada (n=16). Treintaicuatro estómagos tuvieron entidades identificables (64.15%), nueve estómagos tuvieron entidades inidentificables (bolo alimenticio, 16.98%) y 10 no tenían restos alimenticios (18.87%). Todos los especímenes se encuentran depositados en el Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Autónoma de Honduras (UNAH-CU). La curva de acumulación de especies con un coeficiente de confianza del 95% para los estómagos analizados en las localidades de captura (Figura 11), no alcanzó una asíntota. Esto significa que falta realizar más capturas para poder tener un registro más completo de las especies que componen la dieta del pez león.



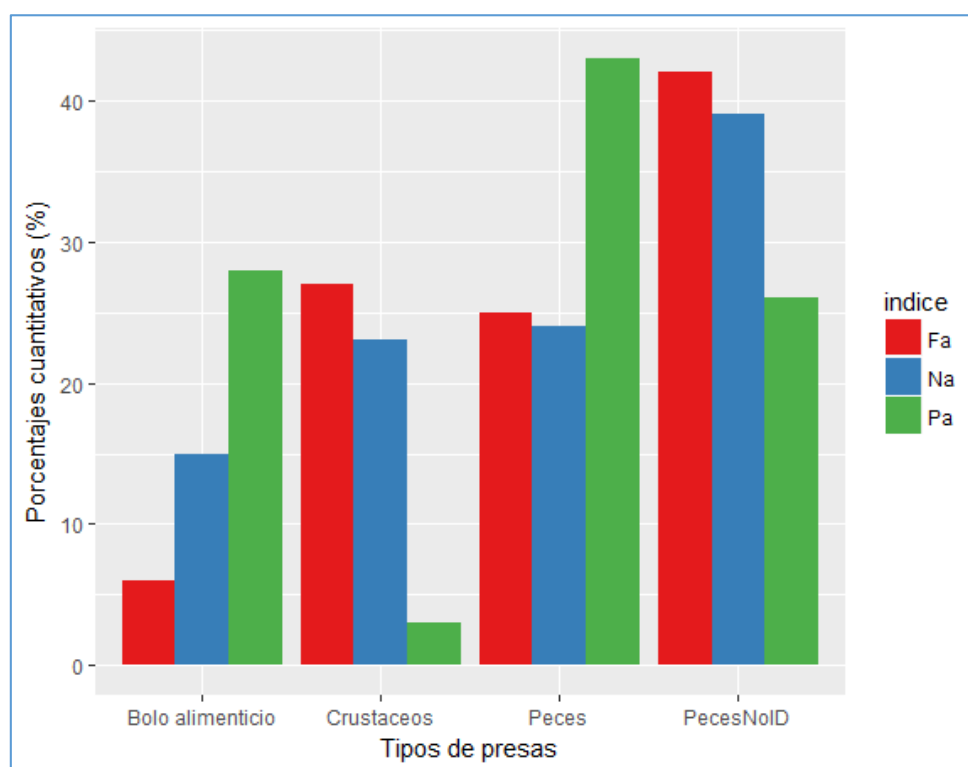
**Figura 11.** Curva de acumulación de las entidades encontradas en los estómagos del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) y su intervalo de confianza al 95%, para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

### Porcentajes cuantitativos de la dieta (Fa%, Na%, Pa%)

Se cuantificaron 148 entidades de las cuales se diferenciaron 82 que se agruparon en dos órdenes, un Infraorden y ocho familias (Cuadro 7). Estas entidades no se identificaron a nivel específico debido al avanzado grado de digestión. La dieta del pez león estuvo compuesta principalmente por peces ( $n=106$ , 71.62%), seguida de camarones ( $n=41$ , 27.70%) y en menor cantidad por cangrejos ( $n=1$ , 0.67%). De acuerdo a los porcentajes cuantitativos de la composición de la dieta (Cuadro 6, Figura 12), el contenido de peces no identificado (PNI) domina la dieta del pez león en frecuencia (Fa%=39%) y abundancia (Na%=42%), pero los peces teleósteos representaron el mayor peso reportado (Pa%=43%). Por el contrario, el bolo alimenticio tuvo la menor frecuencia (Fa%=15%) y abundancia (Na%=6%), pero el menor peso fue para los crustáceos (Pa%=3%).

**Cuadro 6.** Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el tipo de presas en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Tipo de presas	Fa%	Na%	Pa%
Peces teleósteos	24	25	43
Crustáceos	23	27	3
Peces no identificados	39	42	26
Bolo alimenticio	15	6	28



**Figura 12.** Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el tipo de presas en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. Fa = porcentaje de ocurrencia, Na = composición por número de individuos, Pa = composición por peso.

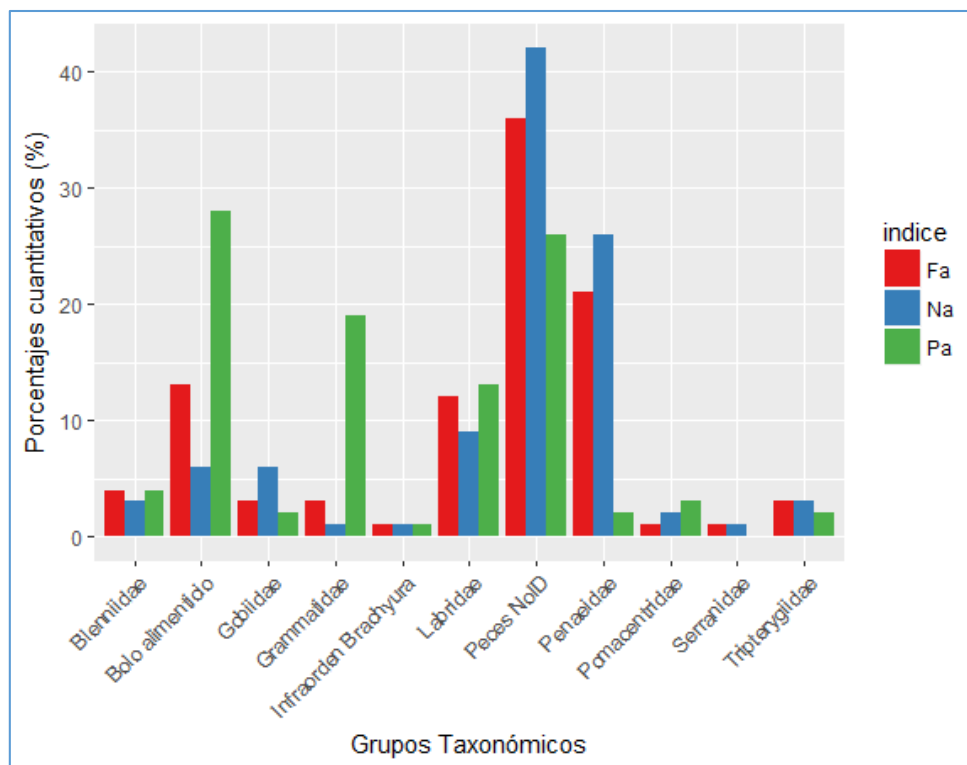
Los 11 grupos identificados se clasificaron de acuerdo a los porcentajes cuantitativos de la dieta del pez león (Cuadro 7, Figura 13). Los grupos con un mayor número de ítems fueron los peces no identificados (PNI) (Na%=42.04%), Penaeidae (Na%=26.11%), Labridae (Na%=8.92%) y Gobiidae (Na%=6.37%). Los de mayor ocurrencia fueron los PNI (Fa%=35.82%), Penaeidae (Fa%=20.90%), bolo alimenticio

(Fa%=13.43%) y Labridae (Fa%=11.94%). En peso los grupos más representativos fueron el bolo alimenticio (Pa%=28.08%), los PNI (Pa%=35.82%), Grammatidae (Pa%=19.24%) y Labridae (Pa%=12.82%). No obstante, los grupos que presentaron menor número y ocurrencia de ítems fueron la familia Serranidae y el Infraorden Brachyura (Na%=0.64%, Fa%=1.49%), pero en relación al peso el Infraorden Brachyura fue mayor (Pa%=0.87%) respecto a la familia Serranidae (Pa%=0.17%).

**Cuadro 7.** Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el grupo taxonómico identificado de la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Orden	Familias	Frecuencia	Fa%	Na%	Pa%
	Labridae	8	11.94	8.92	12.82
	Pomacentridae	1	1.49	1.91	3.12
Perciformes (Teleósteos)	Blenniidae	3	4.48	3.18	3.81
	Grammatidae	2	2.99	1.27	19.24
	Tripterygiidae	2	2.99	3.18	1.91
	Gobiidae	2	2.99	6.37	1.91
	Serranidae	1	1.49	0.64	0.17
Decápoda (Crustáceos)	Penaeidae	14	20.90	26.11	2.43
	Infraorden Brachyura	1	1.49	0.64	0.87
Otros	Peces no identificado	24	35.82	42.04	25.65
	Bolo alimenticio	9	13.43	5.73	28.08

De acuerdo a las categorías propuestas por Arredondo-Chávez (2016), todas las presas fueron secundarias (Fa% >10 o <50) (Cuadro 5, Figura 14). En contraste con lo anterior, las presas según el grupo taxonómico (Cuadro 6, Figura 13) se clasificaron como accidentales (Fa% <10), entre ellas: Pomacentridae, Blenniidae, Grammatidae, Tripterygiidae, Gobiidae, Serranidae y el Infraorden Brachyura. Asimismo, se encontraron presas secundarias (Fa% >10 o <50) como Labridae y Penaeidae. No se determinaron presas preferenciales (Fa% > 50).



**Figura 13.** Porcentajes cuantitativos (Fa%, Na%, Pa%), según el grupo taxonómico identificado de la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017. Fa = porcentaje de ocurrencia, Na = composición por número de individuos, Pa = composición por peso.

### Índices de importancia relativa (IRI, IOI, IOP)

El contenido estomacal por tipo de presas fue clasificado según los índices de: importancia relativa (IRI), importancia (IOI) y preponderancia (IOP). El contenido de peces no identificados (PNI) tuvo el primer lugar en el IRI, en cambio los peces teleósteos lo obtuvieron para los IOI-IOP. Por el contrario, los tipos de presas como los crustáceos representaron el tercer lugar en el IRI, y asimismo el bolo alimenticio lo adquirió para los IOI-IOP (Cuadro 8). El menor valor del IRI fue para el bolo alimenticio, y los crustáceos lo obtuvieron para los índices de IOI-IOP.

**Cuadro 8.** Clasificación de los Índices de importancia relativa (IRI), importancia (IOI) y preponderancia (IOP), según el tipo de presas en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Clasificación	IRI	IOI	IOP
1	Peces no identificados	Peces teleósteos	Peces teleósteos

2	Peces teleósteos	Peces no identificados	Peces no identificados
3	Crustáceos	Bolo alimenticio	Bolo alimenticio
4	Bolo alimenticio	Crustáceos	Crustáceos

El contenido estomacal por grupos taxonómicos resultó que el contenido de peces no identificados (PNI) y el bolo alimenticio son los que predominaron en el primer y segundo lugar respectivamente de los tres índices de importancia relativa (Cuadro 9). No obstante, el tercer lugar en todos los índices correspondió a la familia Labridae de peces teleósteos, y el cuarto lugar en los IRI-IOI fue para la familia Penaeidae, asimismo para el IOP fue la familia Grammatidae. En contraste con lo anterior, el Infraorden Brachyura y la familia Serranidae fueron las que prevalecieron en el último lugar en los tres índices.

**Cuadro 9.** Clasificación de los Índices de importancia relativa (IRI), importancia (IOI) y preponderancia (IOP), según el grupo taxonómico identificado de la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles* complex) para la bahía de Tela, Atlántida, Honduras, 2017.

Clasificación	IRI	IOI	IOP
1	Peces no identificados	Peces no identificados	Peces no identificados
2	Bolo alimenticio	Bolo alimenticio	Bolo alimenticio
3	Labridae	Labridae	Labridae
4	Penaeidae	Penaeidae	Grammatidae
5	Grammatidae	Grammatidae	Penaeidae
6	Blenniidae	Blenniidae	Blenniidae
7	Gobiidae	Tripterygiidae	Tripterygiidae
8	Tripterygiidae	Gobiidae	Gobiidae
9	Pomacentridae	Pomacentridae	Pomacentridae
10	Infraorden Brachyura	Infraorden Brachyura	Infraorden Brachyura
11	Serranidae	Serranidae	Serranidae

## DISCUSIÓN

### Ámbito nativo

La densidad del pez león (12.21 individuos/100m<sup>2</sup>) en la bahía de Tela fue 15 veces mayor que la estimada (0.8 individuos/100m<sup>2</sup>) para el mar rojo (Fishelson 1997). No obstante, Fishelson (1997) no detalló el área muestreada en su método, sino que se utilizó un estimado para la anchura del transecto aplicado por Green y Côte (2009). Además, la estimación de la densidad por Fishelson (1997) correspondió a dos especies de peces león, probablemente esta estimación es subestimada, por no independizar la densidad por cada especie.

Durante una evaluación rápida de la diversidad de peces de arrecife entre las islas del suroeste del archipiélago de Palau, Grubich (2009) recolectó ejemplares de cuatro especies de pez león. Las densidades estimadas fueron: *Pterois antennata* 0.044 individuos/100m<sup>2</sup>, *P. radiata* 0.131 individuos/100m<sup>2</sup>, y 0.022 individuos/100m<sup>2</sup> para *Dendrochirus biocellatu* y *P. volitans*. Estas densidades son aún menores y ni siquiera la densidad combinada de las cuatro especies de peces león (0.219 individuos/100m<sup>2</sup>) llega a los niveles poblacionales encontrados en el ámbito invadido (Albins 2013, 2015). Grubich (2009) observó que el pez león no deambula, los encontró escondidos en la matriz del arrecife. Por ello, Grubich (2009) consideró que las menores abundancias y el comportamiento críptico en el Indo-Pacífico pueden estar relacionado con la alta diversidad de peces de arrecife, recursos limitados y aumento de la mortalidad del pez león.

Darling et al. (2011) brindaron un panorama más amplio sobre la densidad poblacional del pez león, ya que compararon densidades en arrecifes nativos (Kenia) e invadidos (Bahamas) con el mismo método de censo. Encontraron que el pez león presentan altas densidades con mayores tamaños corporales en arrecifes invadidos (*P. volitans*, 1.017 individuos/100m<sup>2</sup>), que el equivalente ecológico (*P. miles*) en los arrecifes nativos (0.251 individuos/100m<sup>2</sup>). Sin embargo, la densidad de *P. volitans* en las Bahamas no fue significativamente mayor que la densidad combinada de las cinco especies (*P. antennata*, *P. miles*, *P. radiata*, *D. brachypterus*, y *D. zebra*) de pez león en los arrecifes de Kenia (0.717 individuos/100m<sup>2</sup>).

El pez león puede tener densidades relativamente bajas en algunos arrecifes de las Bahamas (8 de 13 sitios tenían menos de 0.65 individuos/100m<sup>2</sup>), inferior al promedio de las cinco especies de pez león en Kenia (Darling et al. 2011). Darling et al. (2011) afirmaron que todos los sitios de estudio en las Bahamas fueron invadidos

por el pez león en el mismo año. Por consiguiente, los resultados de Darling et al. (2011) son consistentes a la idea que *P. volitans* en su ámbito invadido podría no limitarse por recursos y mantener densidades específicas (bajas), que puede estar pasando entre especies de pez león en el ámbito nativo.

Darling et al. (2011) denotaron la existencia de variabilidad en la densidad en sitios parecidos en las Bahamas, aunque no certificaron la identificación de la especie en los arrecifes invadidos. Darling et al. (2011) especularon que es *P. volitans*, pero mencionan que tal vez algunas *P. miles* fueron tomados en cuenta en el muestreo. Según Morris y Whitfield (2009), se desconocen los factores que controlan las densidades del pez león en su área nativa del Indo-Pacífico. No obstante, Morris et al. (2009) sospecharon que para el área invadida las densidades varían por factores tales como la estacionalidad, el reclutamiento local, la disponibilidad de nichos locales y la presión de la pesca.

En síntesis, los estudios existentes que describen las poblaciones nativas del pez león, resaltaron densidades bajas y aseveraron la identificación taxonómica de las poblaciones. No obstante, como mencionó Marita-Sandel (2011) estos estudios mostraron variaciones marcadas en cuanto a la densidad nativa e invadida. Esto se podría explicar por errores causados por los diferentes métodos empleados y el esfuerzo de muestreo. Por ejemplo, el estudio de Fishelson (1997) es sobre experimentos y observación del consumo de alimento, pero no trató de estimar la densidad, es gracias al estimado para la anchura del transecto aplicado por Green y Côte (2009) que brindó una aproximación de la densidad poblacional en el ámbito nativo.

El estudio de Grubich (2009) fue realizado con dos métodos de captura, el uso de lanza y dispersión de 4kg de la ictiotoxina rotenona a lo largo del arrecife, logró capturar 15 especímenes y estimar la densidad para cuatro especies. El trabajo de Darling et al. (2011), comparó la densidad en hábitats nativos e invadidos, pero los muestreos se llevaron a cabo con dos años de separación (2008 y 2010 respectivamente). Asimismo, el área de muestreo de Darling et al. (2011) difirió, menor para los hábitats nativos (1.15 ha) que en los invadidos (3.75 ha). Se necesita monitorear las densidades entre los tipos de hábitats con índices estandarizados de abundancia que permitan comparar estudios en diferentes regiones (Morris et al. 2009, Marita-Sandel 2011).

## Ámbito Invasido

La densidad promedio estimada del pez león en la bahía de Tela (12.21 individuos/100m<sup>2</sup>), basada en los resultados de las capturas y avistamientos, sería clasificada como alta según Albins (2013, 2015). Este autor categorizó una media consistente ( $\pm$  EE) de  $0.3 \pm 0.1$  individuos/100m<sup>2</sup> como baja densidad (LLD) y un orden de magnitud mayor, a  $3 \pm 0.4$  individuos/100m<sup>2</sup> como alta densidad (HLD) en las Bahamas. No obstante, es necesario recalcar que los métodos de estimación de la densidad son distintos (longitud de transectos, unidades de muestreo, etc.), y que los estudios de Albins (2013, 2015) no estimaron la probabilidad de detección del pez león.

El pez león fue reportado en el 2004 en las Bahamas, y para 2005 se estableció y extendió a las demás islas (Schofield 2009). Habita en su totalidad las Bahamas incluidos los arrecifes de coral, manglares, playas de arena, pastos marinos y ocasionalmente hábitats de canales (Schofield 2009, 2010). Para Honduras, el primer pez león se reporta en 2009 en la isla de Roatán (Schofield 2009). Durante el 2009 y 2010 se reportó numerosas observaciones adicionales en Roatán, Utila y Cayos Cochinos (Schofield 2010). Asimismo, personal de exploración de profundidad del Instituto de Roatán, registraron avistamientos de pez león de hasta 122m de profundidad (Schofield 2010).

La primera etapa de invasión desde el punto inicial de liberación hasta el 2004, fue en las Bahamas y la segunda etapa comenzó en las Bahamas centrales hacia el sur en todo el Caribe, incluidos Centroamérica y el norte de América del Sur (Johnston y Purkis 2011). El patrón de invasión propuesto por Johnston y Purkis (2011) coincide con el presentado por Freshwater et al. (2009) y Betancur-R. et al. (2011). En contraste con lo anterior, Marineros (2014) señaló que los primeros avistamientos del pez león en la costa continental de Honduras (Tela y Omoa) fueron en 2009, y lo considera como el año que inicio la invasión continental; aunque son comentarios anecdóticos suministrados a través de entrevistas y no se cuenta con especímenes depositados en museos para ese año.

Lo anterior no quiere decir que el conocimiento de las personas no tenga validez, estudios han demostrado que las observaciones por ciudadanos documentan al pez león 1-2 años antes y con más frecuencia que los programas tradicionales de vigilancia de peces de arrecife (Scyphers et al. 2015). Por lo cual, es necesario recopilar evidencias indirectas o históricas en campo para datar la fecha exacta de invasión en la parte continental de Honduras. Marineros (2014) recolectó 16

ejemplares en la bahía de Tela y los identificó como *P. volitans*. Lo dicho hasta aquí, supone que la invasión del pez león en la bahía de Tela todavía se encuentra en una etapa dinámica, y considerar lo sugerido por Marita-Sandel (2011) para el Caribe sur de Costa Rica, que las poblaciones locales posiblemente no han llegado a su punto de saturación.

La densidad promedio de la bahía de Tela fue mayor que las reportadas por algunos autores, entre ellos: Whitfield et al. (2007) en arrecifes de Carolina del Norte ( $0.2 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Darling et al. (2011) en Bahamas ( $1 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Morris y Whitfield (2009) en la costa de Carolina del Norte ( $1.5 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Green y Côté (2009) en Nueva Providencia, Bahamas ( $>3.9 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), White (2011) en distintas profundidades de Bonaire (6m- $0.09 \text{ ind}/100\text{m}^2$ , 12m- $0.31 \text{ ind}/100\text{m}^2$ , 16m- $0.40 \text{ ind}/100\text{m}^2$ , 24m- $2.28 \text{ ind}/100\text{m}^2$ , 32m- $2.15 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Marita-Sandel (2011) Caribe sur de Costa Rica ( $0.92 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Claydon et al. (2012) en las islas Turcas y Caicos ( $0.0951 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ,  $0.0087 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ,  $0.0052 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ,  $0.0012 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ,  $0.0006 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Agudo y Klein-Salas (2014) en Venezuela ( $0.3 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ), Bayraktarov et al. (2014) Parque Natural Nacional Tayrona, Colombia ( $0.029 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ) y algunos de los trabajos realizados en Cuba (Vega, et al. 2015, García-Rodríguez 2015, Rojas et al. 2016 y de la Guardia et al. 2017).

En otros casos la densidad ha sido parecida o mayor a la estimada para la bahía de Tela. Por ejemplo, la obtenida por González-Corredor (2014) en el archipiélago de San Andrés, Colombia, que utilizó dos métodos. El primero con captura y recaptura mediante fotografía obtuvo una densidad alta ( $23.33 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ). Sin embargo, en el segundo método de censo visual, la densidad fue menor ( $3.79 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ). Dahl y Patterson III (2014) en el norte del Golfo de México (Alabama, USA), usaron censos visuales con un vehículo micro-operado (ROV). Estimaron una alta densidad en los arrecifes artificiales ( $14.7 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ) y baja densidad en arrecifes naturales ( $0.49 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ). Trégarot et al. (2015) en Martinica, Antillas francesas estimó la densidad en 2012 a 2013, con un aumento del 11% de febrero ( $1.18 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ) a julio ( $13.2 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ) del 2013.

En Cuba, se ha trabajado en el litoral norte provincia de Holguín (Vega et al. 2015), en los arrecifes del litoral oeste (García-Rodríguez 2015, García-Rodríguez et al. 2015), el Parque Nacional Guanahacabibes al oeste (Rojas et al. 2016) y el Parque Marino Cayos de San Felipe (de la Guardia et al 2017). Estos estudios utilizaron el protocolo nacional para el estudio del pez león para Cuba (Chevalier et al. 2013). La máxima densidad en este país ( $>5 \text{ ind}/100\text{m}^2$ ) fue 2.4 veces menor que la estimada

para la bahía de Tela. La densidad alta del PN Guanahacabibes se debió a que está zona está declarada como área protegida, por lo que es una zona de difícil acceso para la pesca y donde el pez león no es capturado (García-Rodríguez et al. 2015, Chevalier et al. 2013).

Henly (2017) evaluó los programas de extracción con dos diferentes abundancias de pez león en Honduras. Las áreas de estudios de Henly (2017) fueron: Utila donde se produce la extracción y en el banco Capiro de la bahía de Tela donde hay poca captura. Henly (2017) capturó 156 peces durante ocho semanas, de los cuales 19 eran de Utila y 136 de la bahía de Tela. En el presente estudio se capturaron 150 peces y 22 fueron tomados de la Base de datos del HRI (2016), con 16 semanas de recolecta. La captura semanal promedio de Henly (2017) fue 1.8 veces mayor (17 peces/semana) que la estimada (9.38 peces/semana) para este estudio. Este último autor utilizó el mismo método de muestreo de transecto de ancho fijo, pero estimó la densidad por promedio de área muestreada (Green 2012).

Henly (2017) presentó sus resultados a través de una gráfica, con cuatro resultados de abundancia respecto a aguas poco profundas ( $\leq 10\text{m}$ ) y profundas ( $\geq 15\text{m}$ ). Los resultados para Utila fueron (promedio $\pm$ DE)  $0.015\pm 0.00066$  peces/ $250\text{m}^2$  para ( $\leq 10\text{m}$ ) y no hay datos para ( $\geq 15\text{m}$ ), para Tela  $0.4\pm 0.2$  peces/ $250\text{m}^2$  ( $\leq 10\text{m}$ ), y  $0.75\pm 0.2$  peces/ $250\text{m}^2$  ( $\geq 15\text{m}$ ). En cambio, en este estudio se estimó  $30.52\pm 28.36$  peces/ $250\text{m}^2$ . Sin embargo, con el promedio que la mayoría de los trabajos han realizado en todo el Atlántico occidental y el Caribe (individuos/área muestreada), resultó con  $0.0066\pm 0.00052$  peces/ $250\text{m}^2$ . Hay una notable diferencia entre estas dos métricas, no obstante, la primera evaluación proporciona el estimador de detección (estimador  $\pm$  SE:  $0.064 \pm 0.20$ ).

Henly (2017) afirmó que la baja abundancia del pez león donde se produjo la extracción se relacionó con un aumento significativo en la abundancia media, longitud, biomasa, número de géneros y nivel trófico de peces de arrecife en comparación con sitios donde el pez león no ha sido controlado. Se ha demostrado que los programas de extracciones reducen la distribución de frecuencia de tamaño de las poblaciones de peces león a individuos más pequeños, además reduce la biomasa y densidad local (Frazer et al. 2012, de León 2013 Henly 2017). Asimismo, Henly (2017) sugirió que la selectividad de presas específicas de taxones, junto con la abundancia total de pez león, son los factores clave que afectan las medidas de ensamblajes de peces de arrecife.

La densidad promedio del pez león en la bahía de Tela, fue mayor en relación a los reportes en varias áreas de distribución de este pez en el Indo-Pacífico. Esto coincide con lo obtenido por otros autores en el Atlántico occidental y el Caribe (Anexo 3). Según Bayraktarov et al. (2014) la alta abundancia de pez león en áreas invadidas es probablemente el resultado de un crecimiento y reproducción sin restricciones debido a la disponibilidad de fuentes de alimento y la falta de depredadores naturales. Aunque algunos depredadores obviamente aprendieron a capturar al pez león como presa potencial (Maljković, Leeuwen y Cove 2008, Bayraktarov et al. 2014), sin embargo, estos depredadores se ven afectados por su sobreexplotación pesquera por ser especies de interés comercial (Bayraktarov et al. 2014).

Johnston y Purkis (2011) por medio de la base de datos de las especies acuáticas no indígenas (USGS-NAS) del 2010, demostraron que las capturas acumuladas del pez león aumentaron en una escala logarítmica desde el año 1992 hasta 2009. Además, dichos autores pronosticaron que para el año 2015 la captura acumulada tendría que ser 10 276 (2 942 al año) y 52 452 (14 388 al año) en el 2020. No obstante, la base de datos USGS-NAS (2017) contiene 11 400 registros, con un aumento del casi 10.3 veces desde el inicio del estudio por Johnston y Purkis (2011) en el 2010 (n=1 174), pero constituye 21.7 veces menor del pronóstico para el 2020.

La plasticidad del pez león en el uso de hábitats marinos puede explicar el éxito invasivo (Whitfield et al., 2002, Claydon et al 2012; Barbour et al. 2010; Schofield et al. 2014), ya que la generalización ecológica es reconocida como un factor principal que explica el establecimiento exitoso de especies invasoras (Cure et al. 2014). En las islas Turcas y Caicos, Claydon et al. (2012) evaluaron la densidad y la frecuencia de tallas en arrecifes profundos (10-30m) y hábitats poco profundos (praderas marinas, manglares, arrecifes protegidos y arrecifes expuestos a menos de 5m de profundidad), sus resultados sugieren que el pez león puede establecerse preferentemente, pero no exclusivamente, en hábitats poco profundos antes de trasladarse a los arrecifes profundos. En estudios futuros en la bahía de Tela, se debe considerar realizar muestreos en hábitats de manglar y propios de praderas marinas, para validar o no esta hipótesis.

Otras características que potencian la alta abundancia del pez león pueden ser su alta competitividad, baja proporción de parásitos, crecimiento rápido y una tasa reproductora elevada (Albins y Hixon 2013), mecanismos eficaces y distintivos de depredación (Albins y Lyons 2012; Lönnstedt et al. 2014) y una maduración y reproducción temprana (Côté et al. 2013). Además, favorecen su abundancia la

temperatura (Whitfield 2002, Kimball et al. 2004), la disponibilidad de alimento, su dieta generalista, la falta de controladores naturales (Morris y Akins 2009, Green 2013; Côté et al. 2013) y su gran capacidad de dispersión (Green 2013; Johnston y Purkis 2011). Según García-Rodríguez et al. (2015), las diferencias de las densidades pueden estar causadas por varios factores, entre ellos: el tiempo de colonización, la zona ecológica del arrecife muestreado, el efecto del oleaje, la cantidad de refugios, la complejidad del sustrato, la profundidad, el reclutamiento, la temperatura y los niveles de pesca, entre otros.

De la Guardia et al. (2017) consideraron que la densidad relativamente baja del pez león encontrada en el Parque Marino Cayos de San Felipe y su tendencia temporal a descender en ausencia de acciones extractivas, sugieren que otros factores locales pueden estar incidiendo en la regulación de su abundancia. Una posible explicación es que los pargos mayores a 20cm y las langostas adultas sean potenciales depredadores o competidores por el espacio (Morris y Green 2013, Ángeles-Solís et al. 2014, de la Guardia et al. 2017). Posiblemente pueda que exista este tipo de relación interespecífica entre el pez león y la langosta en la bahía de Tela, ya que durante los muestreos se pudo observar langostas de gran tamaño en el PN Jeannette Kawas.

### **Modelamiento cartográfico**

Las dos principales variables para el modelamiento cartográfico fueron la salinidad y la temperatura. Los promedios de salinidad y temperatura respectivamente durante el transcurso del estudio fueron 35.59ppm (35.55-35.62ppm) y 27.23°C (IC: 27.16-27.30°C). Evangelista et al. (2016) indicaron que el pez león puede sobrevivir durante un periodo de tiempo a bajas salinidades, sin embargo, destacaron que sobre todo sobreviven y persisten en entornos de mayor salinidad. La temperatura mínima también se ha sugerido como un factor limitante para el ámbito del pez león, especialmente en el ámbito invadido (Whitfield et al. 2002, Kimball et al. 2004, Johnston y Purkis 2014). El estudio de laboratorio de Kimball et al. (2004), descubrieron que la temperatura mínima letal crónica promedio para el pez león fue de 10.0°C y la temperatura media para el cese de la alimentación fue de 16.1°C.

Evangelista et al. (2016) en su modelamiento de un hábitat adecuado para el pez león, clasificaron la salinidad como el segundo predictor más fuerte para modelos que utilizaron la presencia nativa y no nativa; lo que indica baja adecuación de hábitat para salinidades <30ppm. Sin embargo, trabajos relacionados con la tolerancia a la salinidad del pez león indicaron que puede sobrevivir durante un período de tiempo a

bajas salinidades (Jud y Layman 2011, 2012; Schofield et al 2015). Schofield et al (2015) indicaron que el pez león puede sobrevivir a salinidades de hasta 5ppm por períodos cortos, así pueden penetrar y persistir en una variedad de hábitats estuarinos. Schofield et al (2015) señalaron la necesidad de estudios sobre los efectos de los niveles de salinidad en las primeras etapas de vida (huevos, larvas) del pez león.

Con respecto a la temperatura, Whitfield et al. (2002) afirmaron que la supervivencia, reproducción y dispersión del pez león a lo largo de la costa Atlántica de Norteamérica depende de la temperatura. Esto debido a que la costa este de los Estados Unidos presenta dos regímenes oceanográficos y zoogeográficos (Whitfield et al. 2002). La plataforma continental del sudeste (cabo Hatteras al sur de la Florida) contiene aguas relativamente salinas (34 a 36 de salinidad) y cálidas (12 a 16°C en invierno) (Bumpus 1955, Whitfield et al. 2002). La plataforma continental del noreste (cabo Hatteras al Golfo de Maine) se caracteriza por aguas ligeramente más dulces (30 a 33 salinidad) y más frías (5 a 10°C en invierno mínimo) (Whitfield et al. 2002). Whitfield et al. (2002) alegaron que probablemente el pez león se establezca a lo largo de la plataforma continental del sudeste, y que su reproducción suministre individuos juveniles a las dos plataformas y a las Bermudas.

Whitfield et al. (2002) y Kimball et al. (2004) reafirmaron que existe un límite septentrional del pez león, en el cabo Hatteras debido a temperaturas frías del invierno. En cambio, Bonilla et al. (2015) denotaron que la temperatura tuvo escasa relevancia en el modelo final de nicho ecológico para el pez león, esto lo supusieron porque la especie puede hallarse en áreas con valores anuales promedio de 14°C a 30°C. Además, estos autores afirmaron que la temperatura no es un determinante crítico para la distribución de la especie, sino la dirección y velocidad de las corrientes. Espinoza y Grandas-Nassif (2015) indicaron que el pez león se encuentra generalmente en aguas con temperaturas entre los 22°C y los 28°C, pero estudios realizados en Estados Unidos han reportado que soporta temperaturas entre 13.8°C a 24°C.

Lo dicho hasta aquí supone que el pez león presenta un límite septentrional establecido (Cabo Hatteras), pero que pueda deberse a otras variables climáticas que no han sido consideradas. No obstante, hay que recalcar en el estudio de Bonilla et al. (2015) utilizó la base de datos del Servicio Geológico de los Estados Unidos sobre especies acuáticas no indígenas (USGSNAS). Esta base recopila información de instituciones académicas y agencias de gobierno (Schofield 2009). Sin embargo, los

datos que presentan son de especímenes juveniles y adultos del pez león, sin tomar en cuenta el estadio larval. Johnston y Purkis (2014) afirmaron que la corriente es probablemente un factor determinante en la distribución de larvas del pez león, pero el asentamiento y la supervivencia de las larvas está limitado por las exigencias de temperatura y profundidad.

Para reafirmar la importancia de la temperatura en la distribución del pez león. Kimball et al. (2004) plantearon el arribo del pez león a las costas de Brasil por presentar características tropicales, lo cual rechazaron Bonilla et al. (2015). En consonancia con lo anterior, Luiz et al. (2013) analizaron los registros de especies que recientemente han cruzado la barrera de la pluma del Amazonas-Orinoco (AOP), demostraron que los movimientos de las especies a través de la AOP son más comunes de Brasil hacia el Caribe que viceversa. También indican que tal migración ha ocurrido históricamente y ha dado resultado a nuevas poblaciones. En el 2014, se reportó para la costa brasileña un ejemplar de pez león, descubierto por un grupo de buceadores recreativos en la costa rocosas de Arraial do Cabo, en la costa sureste de Brasil (Ferreira et al. 2015).

Lo anterior no quiere decir que el pez león haya podido cruzar la AOP, sino que se puede adaptar a las condiciones climáticas de las aguas brasileñas. Asimismo, como lo mencionan Luiz et al. (2013), la combinación de los efectos de la AOP y las corrientes predominantes a lo largo del norte de Brasil puede frenar el ritmo de invasión potencial del pez león. Ferreira et al. (2015) solamente reportaron un solo ejemplar que pudo deberse a una liberación accidental por parte de algún interesado en la acuariofilia (Sampaio et al. 2015). Se han reportado 15 envenenamientos en criadores de peces brasileños por el pez león desde 1997 hasta el 2014 (Haddad et al. 2015). No obstante, Ferreira et al. (2015) secuenciaron el ADN del espécimen capturado y coincide con individuos del Caribe.

El pasto marino, resultó ser el tercer predictor de la densidad poblacional. Claydon et al. (2012) propusieron la hipótesis que el pez león preferentemente (pero no exclusivamente) se asienta en hábitats poco profundos, especialmente en praderas marinas, arrecifes protegidos y manglares, antes de trasladarse a los arrecifes profundos una vez que hayan crecido. Tales cambios en los hábitats con la ontogenia son bien conocidos para un número de peces que habitan los arrecifes como adultos (Eggleston 1995, Wilson et al. 2010). La premisa de la hipótesis fue sugerida por

Barbour et al. (2011) para explicar porque en sitios de las Bahamas se encontró tamaños más pequeños de peces león en los manglares en comparación con los arrecifes cercanos.

Biggs y Olden (2011) mostraron que los individuos más pequeños tendían a ocupar los hábitats de pasto marino en comparación de los arrecifes en el Parque Marino de Roatán. Además, estos autores mencionaron que las lagunas compuestas de pasto marino han sido clasificadas durante mucho tiempo como viveros para muchos peces juveniles y esto también puede ser el caso del pez león.

Evangelista et al. (2016) encontraron que el pH es una de las principales variables que contribuyeron para tres modelos de hábitats adecuados. Los valores de pH a 7.9 representaron una idoneidad inferior a los valores de 8.4. Sin embargo, hay poca investigación para evaluar como el pez león responde al pH en laboratorio o campo, e incluso como mencionan Evangelista et al. (2016) la respuesta al pH pueda estar indirectamente relacionada con un impacto ambiental.

Evangelista et al. (2016) determinaron que el predictor ambiental más fuerte para todos los modelos fue la batimetría. Esta mostró una mayor adecuación a medida que disminuye la profundidad del suelo del océano. Por el contrario, en este estudio la batimetría fue el único predictor que no influyó en el modelo, lo que puede deberse a la escala que se modeló. Evangelista et al. (2016) trabajaron a profundidades de -6 000 hasta 0m, y mencionaron que las profundidades de los fondos oceánicos por debajo de los -1 500m tiene una aptitud despreciable seguida de una mayor aptitud a medida que la profundidad del suelo oceánico disminuya.

El trabajo de Bonilla et al. (2015), también consideraron la batimetría como el mejor predictor de su modelo, y de manera secundaria la concentración de los nutrientes fosfatos y silicatos. Estos resultados son congruentes a lo mencionado por Kimball et al. (2004), que afirmaron que el pez león puede habitar distintas profundidades, lo cual, reafirma la distribución geográfica y los reportes de avistamientos en diferentes profundidades (Morris y Whitfield 2009). Bonilla et al. (2015) suponen que el pez león por su linaje evolutivo en el Indo-Pacífico está restringido a ocupar zonas arrecifales. Posiblemente la batimetría no influyó en el modelo para este estudio, debido al ámbito utilizado de -40 a 0m. Sin embargo, en la rasterización se tomaron datos cercanos al PNJK (20m de altura), pero esto no influyó en el análisis (ver Figura 11).

Con respecto a otras variables que no se consideraron, Hernández-Abello et al. (2015) afirmaron que la abundancia del pez león está marcada por el tipo de estructura

en las formaciones arrecifales de cada localidad, sin preferencia por ningún tipo de sustrato. Esta última afirmación coincide con el resultado para este estudio respecto al bentos, ya que se catalogó como la quinta variable de importancia. Johnston y Purkis (2014) concluyeron que las corrientes marinas son probablemente un factor determinante en la distribución de larvas del pez león, aunque está limitado por exigencias de temperatura y profundidad. Igualmente, Morris et al. (2008) y Bonilla et al. (2015), ratifican que el factor clave para la colonización del pez león, parece ser la dirección y velocidad de las corrientes.

Johnston y Purkis (2011) presentaron un mapa de distribución a gran escala, que consideró a todo el mar Caribe, el Golfo de México y costa oriental de los Estados Unidos al norte hasta Cabo Hatteras, como hábitat adecuado para el pez león. Estos autores consideraron que este límite septentrional corresponde a importantes cambios en la estructura y el hábitat bentónico, y coinciden con el límite más probable para el pez león en el extremo norte propuesto por Kimball et al. (2004). Este resultado es semejante al modelamiento cartográfico para la bahía de Tela, ya que en toda el área estimada es probable avistar al pez león. Esto puede deberse a que las variables de paisaje y ambientales dentro del buffer, se encuentra en los ámbitos de los datos empíricos utilizados para apoyar la idoneidad del pez león (Kimball 2004, Bernal 2014, Bernal et al. 2015, Bonilla et al. 2015).

No obstante, Johnston y Purkis (2011) admitieron que puede existir dos sesgos sobre su resultado, ya que los registros de USGS-NAS muestran que la mayoría de los reportes son en aguas relativamente cálidas (26.5°C promedio) y menos de 35m de profundidad. Estos registros corresponden estrechamente con los límites recomendados de buceo recreativo (DSAT y PADI 1999). Johnston y Purkis (2011) afirmaron que es difícil determinar si el mapa de distribución a gran escala es representativo de la población total. El segundo sesgo es espacial, causado por la secuencia de los registros de la invasión por USGS-NAS, debido por el aumento dramático de la conciencia de la invasión del pez león, y probablemente ha dado lugar a una mayor intensidad de muestreos en las áreas afectadas (Johnston y Purkis 2011).

Se podría objetar el uso de las bases de datos como: el Sistema de Información Biogeográfica del Océano (OBIS), el Fondo Mundial de Información sobre Biodiversidad (GBIF) y la base de datos de Especies Acuáticas No Indígenas del USGS-NAS. No obstante, estas bases de datos se han utilizada para describir la extensión geográfica y la cronología de la invasión (Schofield 2009, 2010, Betancur-R.

2011), análisis espaciales en el Atlántico occidental y el Caribe (Bernal et al. 2015, Evangelista et al. 2016), evaluación del riesgo de invasión al océano Pacífico oriental (Johnston y Purkis 2014) e incluso se ha estudiado la estructura filogeográfica del pez león (Butterfield et al. 2015). Otro rasgo a destacar de la plataforma USGS-NAS es que obtiene los datos de diversas fuentes: artículos, museos, bases de datos, programas de monitoreo, agencias estatales y federales de EEUU, comunicaciones profesionales y formularios en línea (USGS-NAS 2017).

Es probable que el modelamiento cartográfico de la densidad del pez león en la bahía de Tela presente los dos tipos de sesgo estimados por Johnston y Purkis (2011). El primer sesgo, debido a que este estudio se hizo en aguas someras (0 hasta 10m profundidad), lo que corresponde a los límites del buceo recreativo. El segundo sesgo se deba al uso de la base de datos de HRI (2016), ya que ellos se dedican al monitoreo de la salud del arrecife; sin embargo, toman datos de la abundancia del pez león en sus muestreos. En síntesis, este modelamiento es una herramienta útil de manejo para predecir patrones de hábitats, que presentan características que satisfagan los requerimientos esenciales para el pez león, y además se priorice los recursos de manejo en zonas con densidades altas.

Evangelista et al. (2016) afirmaron que al igual que con todos los modelos, existe un cierto nivel de incertidumbre para predecir el riesgo de invasión o la distribución espacial de las poblaciones del pez león. El modelo cartográfico supone que hay probabilidad de avistar el pez león en toda el área del buffer, y no tiene en cuenta las interacciones biológicas locales tales como depredadores (Hackerott et al. 2013) o características ambientales de escala fina. Asimismo, se ha demostrado que la dispersión a través de las corrientes oceánicas es un factor transcendental para el pez león y gracias a ella ha podido invadir el Atlántico occidental y el mar Caribe (Johnston y Purkis, 2011; Johnston y Purkis, 2015). Sin embargo, esta información no fue incluida en el modelo de este estudio, pero su resultado tiene métricas de evaluación altas y refleja la extensión ambiental que propicia la densidad de la especie en la bahía de Tela.

### **Hábitos alimentarios**

Los peces dominaron la dieta del pez león en la bahía de Tela, seguido de camarones y en menor cantidad de cangrejos. Este resultado es similar a otros estudios que se realizaron en las Bahamas (Albins y Hixon 2008, Morris y Akins 2009, Barbour et al. 2010), Santa Marta y PNN Tayrona (Muñoz-Escobar 2010), en Bonaire (McCleery 2011), Caribe sur Costa Rica (Marita-Sandel 2011), sudeste de Estados

Unidos 19% (Muñoz et al. 2011), Cuba (Caballero y Cabrera 2013), Reserva de la Biosfera Sian Ka'an (Ángeles-Solís et al. 2014). Debido a este patrón, es probable que se le caracterice al pez león como un depredador principalmente piscívoro (Marita-Sandel 2011). No obstante, en diversos estudios se le ha catalogado como un carnívoro generalista con un nicho dietético extremadamente amplio (Morris y Akins 2009, Côté y Maljkovic 2010, Muñoz et al. 2011, Layman y Allgeier 2012.).

En la bahía de Tela se diferenciaron 82 entidades agrupadas en ocho familias, de las cuales siete corresponden a peces teleósteos y una familia de crustáceos. En comparación con diversos estudios que han determinado distintos valores de familias en la dieta del pez león, por ejemplo: 14 (Albins y Hixon 2008) 21 (Morris y Akins 2009), 16 (Muñoz et al. 2011), 14 (Quijano-Puerto et al. 2012) 34 (Valdez-Moreno et al., 2012), 34 (Caballero y Cabrera 2013), 16 (Côté et al. 2013), 18 (García-Rodríguez 2015), 5 (Acevedo-Lezama 2015) y 16 (Arredo-Chávez 2016); se consideró que la menor diversidad de familias que se encontró en este estudio esté relacionada con un esfuerzo de muestreo limitado con respecto a la duración y el ámbito geográfico. Otra posible causa sería el nivel de digestión de las presas (Green et al. 2012), ya que la mayoría del contenido se pudo identificar a nivel de familia, e imposible a especie.

Se encontró que 64.15% de los estómagos contenían entidades identificables, el 16.98% correspondió a entidades inidentificables y el 18.87% no presentaron ningún contenido alimenticio. Otros estudios encontraron valores similares respecto a estómagos vacíos, entre ellos: manglares de la isla de San Salvador, Bahamas 20% (Barbour et al. 2010), archipiélago de las Bahamas 21 % (Morris y Akins 2009), Caribe sur de Costa Rica 19% (Marita-Sandel 2011), arrecifes del sudeste de USA 19% (Muñoz et al. 2011), Abaco, Bahamas 19% (Layman y Allgeier 2012), Cuba 19% (Caballero y Cabrera 2013). Sin embargo, hay trabajos con diversos ámbitos de estómagos vacíos, como en los arrecifes de La Habana 3% (García-Rodríguez 2015), la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, México 33% (Ángeles-Solís et al. 2014) y Caribe mexicano 17.74% (Arredo-Chávez, A. T. 2016).

Los peces herbívoros suelen tener materia vegetal acumulada en sus estómagos durante el día, en cambio es común encontrar peces depredadores con los estómagos vacíos (Marita-Sandel 2011). Además, es posible que se deba a los horarios que se realizaron los estudios, pues la mayoría de los trabajos se realizan en horarios diurnos (Caballero y Cabrera 2013). Green et al. (2011) afirmaron que el pez león tiende a buscar alimento sobre todo en horas crepusculares del amanecer y anochecer, por lo cual recomendaron realizar estudios de la dieta en esas horas. No

obstante, ningún estudio comparte la misma cantidad de estómagos examinados, y también varios estudios no reportan datos de estómagos vacíos (Quijano-Puerto et al. 2012, Acevedo-Lezama 2015).

Se encontró que el 16.98% del contenido estomacal atañó a entidades inidentificables. Los trabajos de Morris y Akins (2009), Muñoz et al. (2011) y Marita-Sandel (2011) encontraron proporciones altas de peces no reconocibles de 42.1%, 57.9% y 41.1% respectivamente. Este hecho refleja la dificultad de identificar presas parcialmente digeridas por características morfológicas (Marita-Sandel 2011). Sin embargo, estudios que utilizan el ADN del contenido estomacal han demostrado mayor efectividad, y han descrito un amplio ámbito trófico de presas, por ejemplo: invertívoros (peces que se alimentan de invertebrados), herbívoros, invertebrados y planctívoros (Barbour et al. 2010, Valdez-Moreno et al. 2012). Además, se ha expuesto que la identificación visual se limita un 25% de las presas, que se considerarían “no identificable” (Côté et al. 2013).

Côté et al. (2013) pudieron identificar 37 especies de peces presa con el uso de métodos moleculares, casi la mitad de las cuales no habían sido registradas previamente en las Bahamas (Albins y Hixon 2008, Morris y Akins 2009). Valdez-Moreno et al. (2012) con el uso del ADN e identificación visual del contenido estomacal reportan el canibalismo en el pez león, comportamiento no antes descrito en esta especie. Asimismo, Côté et al. (2013) corroboraron el canibalismo en medio silvestre, pero de solo el 3%, lo que hace poco probable que la depredación intraespecífica pueda regular las poblaciones de peces leones.

De acuerdo a los Índices de importancia relativa (IRI, IOI y IOP) las seis familias más importantes en la dieta del pez león en la bahía de Tela, son: Labridae, Penaeidae, Grammatidae, Blenniidae, Gobiidae y Tripterygiidae en orden descendente. Los peces no identificados (PNI) y el bolo alimenticio que resultaron con los mayores valores. Sin embargo, Brett-Sánchez (2012) y Acevedo-Lezama (2015) catalogaron en sus estudios a los PNI en el primer y segundo puesto del IRI respectivamente considerándolos importantes en la dieta del pez león. Por otro lado, Ángeles-Solís et al. (2014) reportaron que el 43% de las presas identificadas en su estudio pertenecen a las familias Labridae, Gobiidae y Blenniidae, y el 17% a camarones, aunque no identificaron la familia.

Hay que aclarar que debido a que no todos los trabajos realizaron los tres índices de importancia, solamente se analiza el Índice de importancia relativa (IRI) de las familias, ya que algunos estudios solo trabajan con tipos de presas (Higgs 2013).

Respecto al índice IRI, las siguientes familias han sido el primer lugar, entre ellas: Gobiidae en las Bahamas (Morris y Akins 2009) y Venezuela (Brett-Sánchez 2012), Acanthuridae en Costa Rica (Marita-Sandel 2011), Pomacentridae en Bonaire (McCleery 2011), México (Quijano-Puerto et al. 2012) y Cuba (Caballero y Cabrera 2013, García-Rodríguez 2015), Rhynchocinetidae en Bermudas (Eddy et al. 2016) y Labridae para Honduras. De las cinco familias más importantes que se identificaron en la dieta del pez león en la bahía de Tela, todas han sido reportadas en los trabajos antes mencionados (Anexo 5).

Cabe destacar que la familia Gobiidae se ha reportado en todos los estudios (n=8), seguida de la familia Pomacentridae (n=7), Labridae (n=6), Scaridae y Serranidae (n=5). La diferencia que se puede observar en el uso de los índices posiblemente representa patrones de abundancia local de presas (Marita-Sandel 2011, Caballero y Cabrera 2013), y se pone de manifiesto la estrategia de alimentación generalista del pez león, la cual exhibe un mecanismo potencial que explica su éxito como invasor piscívoro (Muñoz et al. 2011). Barbour et al. (2010) especularon sobre la posibilidad de que el consumo de presas del pez león genere poderosas cascadas tróficas, si disminuye las poblaciones de peces de arrecifes herbívoros vitales para controlar el crecimiento de macroalgas, puede inhibir el reclutamiento, el crecimiento y la recuperación de los arrecifes de coral después de la perturbación física.

Labridae, la familia con el mayor IRI, son peces exclusivamente carnívoros y representan un grupo dominante de depredadores bentónicos en arrecifes coralinos (Green 1996). La familia incluye tanto a generalistas que se alimentan de una variedad de invertebrados, como a especialistas que se alimentan exclusivamente de pólipos de coral y mucus (Green 1996, Marita-Sandel 2011). Según Fishelson (1975) en el mar Rojo *P. miles* el equivalente ecológico de *P. volitans* para el Caribe, se alimenta fundamentalmente de peces doncellas (Labridae) y cardenales (Apogonidae). García-Rodríguez (2015) sugirió que el pez león se comporta como un depredador oportunista que consume a sus presas de acuerdo a su requerimiento, y es por esto que se alimenta mayormente de presas abundantes para maximizar el consumo y el uso de la energía.

La segunda familia con mayor IRI son los camarones Penaeidae. Matsumiya et al., (1980) y Williams y Williams (1986) aseveraron que *Pterois lunulata*, especie del océano Pacífico, consume principalmente invertebrados, con una gran proporción de camarones peneidos y misidáceos. En recientes invasiones a sistemas estuarinos de Florida los tres taxones de presas más importantes basados en los valores de IRI

fueron Penaeidae, Palaemonidae, y teleósteos no identificados (Jud et al 2011). Asimismo, Quijano-Puerto et al. (2012) obtuvieron que la familia Penaeidae tuvo la mayor frecuencia y representó el 21% del contenido estomacal para el sureste del Golfo de México. Caballero y Cabrera (2013) reportan a los camarones peneidos y el Orden Mysidacea como los crustáceos más consumidos por el pez león en Cuba de 2009 al 2013.

Los invertebrados fueron consumidos igualmente por peces león juveniles y adultos en Puerto Rico (Harms-Tuohy et al. 2016). En este estudio, imperó la presencia de los camarones peneidos, sin embargo, se obtuvo un ejemplar de cangrejo (Infraorden Brachyura). La presencia de estos tipos de crustáceos es consistente con la ecología alimentaria previamente conocida del pez león (Morris y Akins 2009, Harms-Tuohy et al. 2016). Morris y Whitfield (2009) suponen que el monitoreo de la dieta del pez león podría indicar el cambio de presas por el cual más crustáceos entran en su dieta a medida que disminuye la abundancia de peces forrajeros. Un aumento de crustáceos podría afectar directamente a algunas especies económicamente importantes (McCleery 2011), ya que los crustáceos son un alimento básico en la dieta de algunos serránidos juveniles y adultos (Eggleston et al. 1998).

En este estudio se identificó un organismo de la familia Serranidae (meros), catalogada como depredadores, alimentándose de invertebrados y peces (Carpenter 2002, Marita-Sandel 2011). En su mayoría los meros son demersales y peces altamente comerciales (Nelson 1994, Carpenter 2002). Los meros, junto con los pargos (Lutjanidae) y el pez león son catalogados como mesocarnívoros (Muñoz et al. 2011). De acuerdo a los porcentajes cuantitativos, la familia Serranidae presentó el menor número (Na%), ocurrencia (Fa%) y peso (Pa%) para los 11 grupos taxonómicos identificados. Es probable que la presencia de esta familia dentro de la dieta del pez león signifique pérdidas económicas para las comunidades locales que dependen de este recurso (Marita-Sandel 2011).

Bayraktarov et al. (2014) aseguraron que dos especies de meros caribeños, *Epinephelus striatus* y *Mycteroperca tigris*, fueron capturados con pez león en su contenido estomacal (Maljković, Leeuwen y Cove, 2008). *E. striatus* es una de las especies catalogadas como en peligro de extinción por IUCN, por una alta tasa de disminución del tamaño poblacional (Cornish y Eklund. 2003) y *M. tigris* está clasificado como preocupación menor, aunque faltan datos de desembarcos (García-Moliner 2004). En el estudio de Carbajal-Márquez, Sierra-Castillo y Agar-López (2016),

identificaron 48 especies de interés pesquero para la bahía de Tela, de las cuales dos conciernen a la familia Serranidae, *Epinephelus guttatus* y *E. fulva*, las cuales están catalogadas en preocupación menor según la IUCN (Ferreira et al. 2008, Sadovy et al. 2008).

Según Mumby et al. (2011) se desconoce si la depredación del pez león por parte del mero es suficiente para actuar como un biocontrol de la especie invasora. Mumby et al. (2011) muestran datos sobre la reducción de la biomasa del pez león por parte de los meros, lo que puede servir como biocontrol natural de las poblaciones en crecimiento del pez león. Al contrario, Hackerott et al (2013) concluyeron que la abundancia del pez león no fue influenciada por la interacción con depredadores nativos en 71 arrecifes en diferentes regiones biogeográficas en el Caribe. La hipótesis de los meros como controladores biológicos naturales contra el pez león es objeto de debate activo en la actualidad (Bruno et al. 2013, Mumby et al. 2013).

## CONCLUSIONES

Este trabajo representa la segunda investigación concreta sobre la población del pez león (*Pterois volitans/miles*) en la bahía de Tela desde su reporte en el 2009. Con esta investigación se lograron cuatro conclusiones principales que responden a los objetivos planteados:

La bahía de Tela es la localidad con las densidades más altas de peces león (*Pterois volitans/miles*) para Honduras y es la tercera densidad más alta para el ámbito invadido, lo cual constituye una amenaza a la fauna marina de esta zona.

La densidad aumenta en zonas que tienen baja salinidad y baja temperatura, hábitats bentónicos que van desde pequeños parches de arrecifes hasta pasto marino (Piedra de San Juan).

El pez león se alimenta de peces y crustáceos, lo cual coincide a estudios en el ámbito invadido.

Las familias encontradas en la dieta del pez león concuerdan en su mayoría con las registradas para otras localidades de Honduras y la región del Caribe.

## RECOMENDACIONES

Dado por las altas densidades encontradas dentro de los parques nacionales Jeanette Kawas y Punta Izopo, se debe sostener e intensificar los esfuerzos de captura del pez león, debido a que es hábitat idóneo para las colonias de *Acropora palmata*, coral “cuernos de alce” que está en peligro crítico de acuerdo a la IUCN (Rivera, Myton y Drysdale 2014).

Se requiere establecer un programa de monitoreo en zonas donde no se realizaron muestreos, e incluir las localidades de este estudio para tener un modelamiento cartográfico que cubra en su totalidad la bahía de Tela, para poder implementar una herramienta que priorice zonas de manejo.

Monitorear la abundancia y composición de la fauna nativa, y en especial vigilar las densidades de especies de las familias Labridae, Grammatidae, Blenniidae, Gobiidae y crustáceos en general.

Con el propósito de establecer un marco legal para el manejo del pez león, se recomienda que el SAG-DIGEPESCA, ICF y MiAmbiente+ lideren el comité técnico para la elaboración de un protocolo para la captura, extracción y disposición final de los especímenes del pez león. Se deben tomar en cuenta los métodos de prospección del pez león existentes, esto para generar información de manera estandarizada a nivel nacional e internacional para comparar resultados, dificultades técnicas (permisos) y divulgar los resultados.

Se requiere instaurar un programa de educación y divulgación para los pobladores de las zonas afectadas acerca de esta especie invasora, y su repercusión sobre los recursos naturales. Este programa debe contener aspectos como: a) celebrar talleres y ofrecer conferencias para el público en general, b) elaborar material de divulgación para las comunidades pesqueras y las escuelas de la zona, c) realizar torneos de pesca, d) celebrar actividades de degustación del pez león, e) realizar ferias informativas y crear exhibiciones para acuarios y museos, por último, f) informar del potencial toxicológico de esta especie al personal de salud.

Debido a que existen estrategias regionales para el control del pez león en el Caribe (Gómez-Lozano et al. 2013, Rodríguez et al. 2014), se requiere establecer con base en esas estrategias: lineamientos de manejo estandarizados y promover alianzas interinstitucionales a nivel nacional e internacional para adquirir y transferir conocimiento de experiencias sobre el manejo y control del pez león en la región.

**LITERATURA CITADA**

- Abele, L.G., y W. Kim. 1986. An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida. Volumen 8. The Florida State University, Department of Environmental Regulation. State of Florida, USA.
- Acevedo-Lezama, D. 2015. Ecología Alimentaria el Pez León (*Pterois Spp*) en el Sistema Arrecifal Veracruzano, Suroeste del Golfo De México. Tesis, Tecnológico Nacional de México. Boca del Río, Veracruz, MEX.
- Agudo, E.A., y E. Klein-Salas. 2014. Lionfish abundance, size structure and spatial distribution along the Venezuelan coast (*Pterois volitans*, Pteroinae: Scorpaenidae). *Revista de Biología Tropical* 62:401-407.
- Albins, M. A. 2015. Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 522:231-243.
- Albins, M. A., y P.J. Lyons. 2012. Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow directed jets of water at prey fish. *Marine Ecology Progress Series* 448:1-5.
- Albins, M.A. 2013. Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biological Invasions* 15:29-43.
- Albins, M.A., y M.A. Hixon. 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367:233-238.
- Albins, M.A., y M.A. Hixon. 2013. Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes* 96:1151-1157.
- Alvarado, J.J., y Á. Chiriboga. 2008. Distribución y abundancia de equinodermos en las aguas someras de la Isla del Coco, Costa Rica (Pacífico Oriental). *Revista de Biología tropical*, 56: 99-111.
- Álvarez, R. 2012. Estimating abundance of Marine Otter Populations (*Lontra felina*, Molina 1782) through Binomial N-Mixture Models from replicated counts in Southern Chile. Thesis, Master of Science and the Diploma of Imperial College London. London, GBR.

- Andradi-Brown, D.A., R. Grey, A. Hendrix, D. Hitchner, C.L. Hunt, E. Gress, K. Madej, R.L. Parry, C. Régnier-McKellar, O.P. Jones, M. Arteaga, A.P. Izaguirre, A.D. Rogers, y D.A. Exton. 2017. Depth-dependent effects of culling—do mesophotic lionfish populations undermine current management?. *Royal Society Open Science*, 4: 170027.
- Ángeles-Solís, D., Y. Gómez-Hernández, A.O. Ortiz-Moreno y E. Sosa-Cordero. 2014. Programa de control del pez león *Pterois volitans* (Linnaeus 1758) en la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Páginas 523-541 en Low-Pfeng, A. M., P. A. Quijón, y E.M.P. Recagno, editor. *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. MEX.
- Arredondo-Chávez, A.T. 2016. Comparación trófica del pez león, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) con tres especies de peces arrecifales del Caribe mexicano: a través del uso de isotopos estables y contenido estomacal. Tesis, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Cancún, Quintana Roo, MEX.
- Barbour, A.B., M.L. Montgomery, A.A. Adamson, E. Díaz-Ferguson, y B.R. Silliman. 2010. Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series*, 401: 291-294.
- Barbour, A.B., M.S. Allen, T.K. Frazer, T.K., y K.D. Sherman. 2011. Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PloS one*, 6: e19666.
- Bax, N., A. Williamson, M. Agüero, E. González, y W. Geeves. 2003. Especies exóticas invasoras marinas: una amenaza para la biodiversidad mundial. *Política marina*, 27:313-323.
- Bayraktarov, E., J. Alarcón-Moscoso, A. Polanco, y C. Wild. 2014. Spatial and temporal distribution of the invasive lionfish *Pterois volitans* in coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *PeerJ*, 2, e397.
- Bellard, C., P. Cassey, y T.M., Blackburn. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12: 20150623.
- Bernal, N. A. 2014. Habitat Suitability and Bioenergetics of an Invasive Marine Fish (*Pterois volitans*) in Biscayne Bay, Florida. Thesis, University of Miami, Florida, USA.

- Bernal, N. A., D. L. DeAngelis, P. J. Schofield, y K. S. Sealey. 2015. Predicting spatial and temporal distribution of Indo-Pacific lionfish (*Pterois volitans*) in Biscayne Bay through habitat suitability modeling. *Biological Invasions* 17:1603-1614.
- Betancur-R. R., A. Hines, A. Acero-P., G. Orti, A.E. Wilbur, y D.W. Freshwater. 2011. Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *Journal of Biogeography* 38:1281-1293.
- Biggs, C.R., y J.D. Olden. 2011. Multi-scale habitat occupancy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in coral reef environments of Roatán, Honduras. *Aquatic Invasions* 6:447-453.
- Blackburn, T.M., F. Essl, T. Evans, P.E. Hulme, J.M. Jeschke, I. Kühn, ... y J. Pergl. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS biology*, 12: e1001850.
- Bolaños, N., González, A. Stephens, D. y E. Taylor. 2013. Aportes de Colombia a los Esfuerzos Regionales de los Países del Gran Caribe para el Control del Pez León. *Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 66:168-172.
- Bonilla, H.R., D.P. Ramírez, S.M.M. Merino, y H.P España. 2015. Análisis del nicho ecológico y la distribución geográfica del pez león *Pterois volitans/miles*, en el Atlántico occidental. Páginas 253-272 en Low Pfeng, A.M., P.A. Quijón, y E.M. Peters-Recagno, editores. *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. MEX.
- Bors, E.K. 2017. Spationtemporal population genomics of marine species: invasion, expansion, and connectivity. Doctoral dissertation, Massachusetts Institute of Technology, Massachusetts, USA.
- Borum, J. 1996. Shallow waters and land/sea boundaries. In: Jørgensen B.B. y K. Richardson (eds). *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. American Geophysical Union, Washington D.C. 179–203
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learning*, 45:5–32.
- Brett-Sánchez, C.J. 2012. Composición de la Dieta de *Pterois volitans* en Chichiriviche de la Costa, Edo Vargas – Venezuela. Tesis, Universidad de Simón Bolívar, Sertenejas, VEN.
- Brock, V.E. 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *The Journal of Wildlife Management* 18:297-308.

- Bruno, J.F., A. Valdivia, S. Hackerott, C.E. Cox, S. Green, I.M. Côté, L. Akins, C.A. Layman, y W. Precht. 2013. Testing the grouper biocontrol hypothesis: a response to Mumby et al. PeerJ PrePrints 1: e139v1.
- Bumpus, D. F. 1955. The circulation over the continental shelf south of Cape Hatteras. Eos, Transactions American Geophysical Union 36:601-611.
- Bussing, W.A., y M.I. López. 2010. Peces Costeros del Caribe de Centroamérica Meridional. Revista de Biología Tropical, 58.
- Butterfield, J.S., E. Díaz-Ferguson, B.R. Silliman, J.W. Saunders, D. Buddo, A.A. Mignucci-Giannoni, L. Searle, A.C. Allen, y M.E. Hunter. 2015. Wide-ranging phylogeographic structure of invasive red lionfish in the Western Atlantic and Greater Caribbean. Marine Biology 162:773-781.
- Byrnes, J.E., P.L. Reynolds, y J.J. Stachowicz. 2007. Invasions and extinctions reshape coastal marine food webs. PLoS One 3: e95.
- Caballero, H., y E. Cabrera. 2013. Resultados Comparativos de la Ecología Alimentaria del Pez León (*Pterois volitans/miles*: Scorpaenidae) en Cuba: 2009-2013. Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Corpus Christi, Texas. Series 8:195-198.
- Carbajal-Márquez, E., L. Sierra-Castillo y E. Agar-López. 2016. Situación actual de la pesquería artesanal en la bahía de Tela. Facultad de Ciencias, Escuela de Biología. Universidad Nacional Autónoma de Honduras. Tegucigalpa, HN.
- Carpenter, K.E. 2002. The Living Marine Resources Of The Western Central Atlantic Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes and chimaeras. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marinemammals. Food And Agriculture Organization Of The United Nations [FAO] y American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication 5. Roma, ITA.
- Centro de Estudios Marinos [CEM]. 2013. El nuevo vecino del Vecindario. La Ola. Enero-Marzo: 1: Sección 6-7.
- Chandler, R. B., J.A. Royle, y D.I. King. 2011. Inference about density and temporary emigration in unmarked populations. Ecology, 92:1429-1435.
- Chevalier, P.P., H. Caballero, A. Fernández, R. Corrada, y J. Álvarez. 2013. Bioinvasiones marinas. Protocolo para el estudio del pez león (*Pterois spp.*) en Cuba. En: Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos

tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático. Hernández-Zanuy, A. C., y P. M. Alcolado, editores Red CYTED. Instituto de Iconología, La Habana, CUB.

Claydon J.A.B., M.C. Calosso, y S.B. Traiger. 2012. Progression of lionfish invasion in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series* 448:119–129.

Coalición de Organizaciones de la Sociedad Civil de Tela [COSOCITELA]. 2013. Diagnóstico Comunitario Comunidad Garífuna El Triunfo De La Cruz. Proyecto de Oportunidades Sociales “Nuestra Vida”, USAID. Municipio de Tela, HND.

Coleman, F.C., C.C. Koenig, A. Eklund, y C.B. Grimes. 1999. Management and conservation of temperate reef fishes in the grouper-snapper complex of the Southeastern United States. In: Musick, J. A., editor. *Life in the slow lane*. American Fisheries Society, Bethesda, 233–242.

Cornish, A. y A. M. Eklund. 2003. *Epinephelus striatus*. The IUCN Red List of Threatened Species: e. T7862A12858266.

Côté, I.M., S.J. Green, J.A. Morris Jr., J.L. Akins, y D. Steinke. 2013. Diet richness of invasive Indo-Pacific lionfish revealed by DNA barcoding. *Marine Ecology Progress Series* 472, 249-256.

Côté, I.M., y A. Maljković. 2010. Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 404:219-225.

Courtenay, W.R. 1995. Marine fish introductions in southeastern Florida. *American Fisheries Society Introduced Fish Section Newsletter* 14:2–3.

Cristescu, M.E. 2015. Genetic reconstructions of invasion history. *Molecular Ecology*, 24:2212-2225.

Cure, K., J. L. McIlwain, y M. A. Hixon. 2014. Habitat plasticity in native Pacific red lionfish *Pterois volitans* facilitates successful invasion of the Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 506:243-253.

Cutler, D.R., T.C. Edwards, K.H. Beard, A. Cutler, K.T. Hess, J. Gibson, y J.J. Lawler. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88:2783-2792.

- Dahl, K.A., y W.F. Patterson III. 2014. Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the northern Gulf of Mexico. PloS one 9: e105852.
- Darling, E.S., S.J. Green, J.K. O'Leary, y I.M. Côté. 2011. Indo-Pacific Lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: a comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. Biological invasions 13:2045-2051.
- de la Guardia, E., D.C. Rojas, L. Espinosa, Z. Hernández, L. García, y J.E.A. González. 2017. Distribución y abundancia del pez león *Pterois volitans* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) y especies nativas asociadas en el Parque Marino Cayos de San Felipe, Cuba. Revista de Biología Tropical 65:117-125.
- de León, R., K. Vane, P. Bertuol, V.C. Chamberland, F. Simal, E. Imms, y M.J. Vermeij. 2013. Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. Endangered Species Research 22:175-182.
- Diving Science y Technology [DSAT] y Professional Association of Diving Instructors [PADI]. 1999. Recreational Dive Planner. PADI europea. DEU.
- EcuRed. 2017. Definición de Aguas Someras. Enciclopedia en red del Gobierno de Cuba. <[https://www.ecured.cu/Aguas\\_someras](https://www.ecured.cu/Aguas_someras)>. Acceso 16 de septiembre 2017.
- Eddy, C., J. Pitt, J.A. Morris Jr., S. Smith, G. Goodbody-Gringley, y D. Bernal. 2016. Diet of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. Marine Ecology Progress Series 558:193-206.
- Eggleston, D. B. 1995. Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. Mar Ecol Prog Ser 124:9-22.
- Eggleston, D.B., J.J. Grover, y R.N. Lipcius. 1998. Ontogenetic diet shifts in Nassau grouper: trophic linkages and predatory impact. Bulletin of Marine Science 63:111-126.
- Espinoza, C. y L. Grandas-Nassif. 2015. Protocolo para la Captura, Extracción y Disposición final del pez león en el Caribe costarricense. Fundación Trichechus y Asociación de Pescadores Artesanales del Caribe Sur (APACS). Programa de las Pequeñas Donaciones GEF / PNUD. CRI.

- Estudios, Proyectos y Planificación [EPYPSA]. 2005. Municipalidad de Tela, Plan de Asistencia Técnica Municipal. Secretaria de Gobernación y Justicia, Programa de Reducción de Pobreza y Desarrollo Local, Fase II. Tegucigalpa, HND.
- Estudios, Proyectos y Planificación [EPYPSA]. 2012. Plan de Manejo del Parque Nacional Marino Islas de la bahía, Periodo 2013-2018. Programa consolidación de la gestión de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad centro del Parque Nacional Marino Islas de la bahía. Instituto Hondureño de Turismo, Instituto de Conservación Forestal. Tegucigalpa, HND.
- Evangelista, P.H., N.E. Young, P.J. Schofield, y C.S. Jarnevich. 2016. Modeling suitable habitat of invasive red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) in North and South America's coastal waters. *Aquatic Invasions* 11:313-326.
- Ferreira, B.P., A.L.B. Gaspar, S. Marques, Y. Sadovy, L. Rocha, J.H. Choat, A.A. Bertoni, y M. Craig. 2008. *Cephalopholis fulva* / *Epinephelus fulva*. The IUCN Red List of Threatened Species: e. T132806A3456570.
- Ferreira, C.E., O.J. Luiz, S.R. Floeter, M.B. Lucena, M.C. Barbosa, C.R. Rocha, y L.A. Rocha. 2015. First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One*, 10: e0123002.
- FishBase. 2017. FishBase. Sistema mundial de información sobre la biodiversidad de peces. Estocolmo, SWE. <<http://www.fishbase.org>>. Acceso 18 de agosto 2017.
- Fishelson, L. 1975. Ethology and reproduction of pteroid fishes found in the gulf of Aqaba (Red Sea), especially *Dendrochirus brachypterus* (Cuvier), (Pteroidae, Teleostei). *Pubblicazioni della Stazione Zoologica, Napoli* 39:635-656.
- Fishelson, L. 1997. Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environmental Biology of Fishes*, 50:391-403.
- Fiske, I. y R. Chandler. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43:1-23.
- Fiske, I., y R. Chandler 2017. Overview of unmarked: an R package for the analysis of data from unmarked animals. <<http://cran.cc.uoc.gr/mirrors/CRAN/web/packages/unmarked/vignettes/unmarked.pdf>> Acceso 2 de septiembre 2017.

- Frazer, T.K., C.A. Jacoby, M.A. Edwards, S.C. Barry, y C.M. Manfrino. 2012. Coping with the lionfish invasion: can targeted removals yield beneficial effects?. *Reviews in Fisheries Science* 20:185-191.
- Freshwater, D.W., A. Hines, S. Parham, A. Wilbur, M. Sabaoun, J. Woodhead, L. Akins, B. Purdy, P.E. Whitfield, y C.B. Paris. 2009. Mitochondrial control region sequence analyses indicate dispersal from the US East Coast as the source of the invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* in the Bahamas. *Marine Biology* 156:1213–1221.
- Fundación Hondureña para la protección y conservación de los Cayos Cochinos y Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional [HCRF/USAID]. 2014. Plan de Manejo del Monumento Natural Marino Archipiélago Cayos Cochinos, Periodo 2014-2025. Comité para la Restauración, Protección y Manejo Sostenible del Monumento Natural Marino Archipiélago Cayos Cochinos. Tegucigalpa, HND.
- García-Moliner, G. 2004. *Mycteroperca tigris*. The IUCN Red List of Threatened Species: e. T44682A10924152.
- García-Rodríguez, A. 2015. Principales relaciones ecológicas del pez león (*Pterois volitans/miles*) en arrecifes de La Habana, Cuba. Tesis, Universidad de La Habana. Centro de Investigaciones Marinas. La Habana, CUB.
- García-Rodríguez, A., P. Chevalier, E. Cabrera, H. Caballero, y J. Hernández. 2015. Densidad y biomasa de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) en arrecifes del litoral oeste de la Habana, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 35:21-36.
- Gómez-Lozano, R., L. Anderson, J.L. Akins, D.S.A. Buddo, G. García-Moliner, F. Gourdin, M. Laurent, C. Lilyestrom, J.A. Morris, Jr., N. Ramnanan, y R. Torres. 2013. Estrategia regional para el control del Pez León invasor en el Gran Caribe. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes Coralinos. CDMX, MEX.
- González-Corredor, J. D. 2014. El pez león *Pterois volitans* (Scorpaenidae) como estudio de caso de invasiones biológicas marinas: aspectos biológicos y ecológicos en el Caribe occidental insular colombiano. Tesis, Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe, Santa Marta, COL.

- González-Corredor, J. D. G., A. Acero, y R. García-Urueña. 2016. Densidad y Estructura de Tallas del Pez León *Pterois volitans* (Scorpaenidae) en el Caribe Occidental Insular Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 45: 317-333.
- Graves, S.D., y A.M. Shapiro. 2003. Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biol Conserv* 110: 413–433.
- Gray A.E., T.J. Mulligan, y R.W. Hannah. 1997. Food habits, occurrence, and population structure of bat ray, *Myliobatis californica*, in Humboldt Bay, CA. *Environ Biol Fish* 49:227–238.
- Green, A. L. 1996. Spatial, temporal and ontogenetic patterns of habitat use by coral reef fishes (Family Labridae). *Marine Ecology Progress Series* 1-11.
- Green, S. 2013. El monitoreo: una actividad fundamental, Páginas 59-78 en: J. A. Morris Jr. (ed.) *El pez león invasor: guía para su control y manejo*. Instituto de Pesca del Golfo y el Caribe Serie de Publicaciones Especiales Número 2, Marathon, Florida, USA.
- Green, S.J. 2012. Monitoring: An essential action. p. 51-71. In: J.A. Morris Jr. (Ed.). *Invasive Lionfish: A guide to control and management*. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 1, Marathon, Florida, USA.
- Green, S.J., e I.M. Côté. 2009. Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs* 28:107-107.
- Green, S.J., J.L. Akins, y I.M. Côté. 2011. Foraging behaviour and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 433: 159-167.
- Green, S.J., J.L. Akins, y J.A. Morris, Jr. 2012. *Lionfish dissection: Techniques and applications*. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 139, USA.
- Gress, E., D.A. Andradi-Brown, L. Woodall, P.J. Schofield, K. Stanley, y A.D. Rogers. 2017. Lionfish (*Pterois* spp.) invade the upper-bathyal zone in the western Atlantic. *PeerJ*, 5: e3683.
- Grubich, J. R., M. W. Westneat, y C.L. McCord. 2009. Diversity of lionfishes (Pisces: Scorpaenidae) among remote coral reefs of the Palau Archipelago. *Coral Reefs* 28:807-807.

- Hackerott, S., A. Valdivia, S.J. Green, I.M. Côté, C.E. Cox, L. Akins, C.A. Layman, W.F. Precht, y J.F. Bruno. 2013. Native predators do not influence invasion success of Pacific lionfish on Caribbean reefs. PLoS one, 8: e68259.
- Haddad, V., H.O. Stolf, J.Y. Risk, F.O. França, y J.L. Cardoso. 2015. Report of 15 injuries caused by lionfish (*Pterois volitans*) in aquarists in Brazil: a critical assessment of the severity of envenomations. Journal of venomous animals and toxins including tropical diseases 21:8.
- Harms-Tuohy, C.A., N.V. Schizas, y R.S. Appeldoorn. 2016. Use of DNA metabarcoding for stomach content analysis in the invasive lionfish *Pterois volitans* in Puerto Rico. Marine Ecology Progress Series 558, 181-191.
- Healthy Reefs Initiative [HRI]. 2016. Base de datos y mapas. Geoportal-HRI. HND. <<http://www.healthyreefs.org/cms/es/>>. Acceso 12 de mayo 2017.
- Henly, L. 2017. Impacts of culling invasive lionfish (*Pterois spp.*) on native reef fish assemblages in Honduras. The Plymouth Student Scientist 10:22-40.
- Hernández-Abello, J.M., R.D.P. García-Urueña, y A. 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.
- Hernández-Zúniga, S. 2011. Distribución y Abundancia del Pez León *Pterois volitans* en ambientes geomorfológicos de los arrecifes de coral en la isla de Utila, Honduras. Facultad de Ciencias, Escuela de Biología. Tegucigalpa, HND.
- Hewitt, C.L., M.L. Campbell, R.E. Thresher, y R.B. Martin, editores. 1999. Marine biological invasions of Port Phillip Bay. CSIRO Marine Research, Hobart, AUS.
- Hiemstra, P.H., E.J. Pebesma, C.J.W. Twenhofel, y G.B.M. Heuvelin. 2008. Real-time automatic interpolation of ambient gamma dose rates from the Dutch Radioactivity Monitoring Network. Computers & Geosciences. Paquete R versión 3.3.3. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2008.10.011>>. Consultado 1 de noviembre del 2017.
- Higgs, N.D. 2013. The feeding habits of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* at artificial lobster habitats in the Bahamas. First published online at [www.nickhiggs.com](http://www.nickhiggs.com) 2-2.

- Hijmans, R.J. 2016. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.5-8. <<https://CRAN.R-project.org/package=raster>>. Consultado 1 de noviembre del 2017.
- Hodgson, G., y D. Ochavillo. 2006. MAQTRAC marine aquarium trade coral reef monitoring protocol field manual. California, USA: Reef Check Foundation.
- Humann, P. 2002. Reef Fish Identification Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications, Inc 3ra. edición. USA.
- Humann, P., y N. DeLoach. 1992. Reef Creature Identification: Florida Caribbean Bahamas. New World Publications. Florida, USA.
- Hunt, S.L., T.J. Mulligan, y K. Komori. 1999. Oceanic feeding habits of Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, off northern California. Fish Bull 97:717–721.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. Journal of Fish Biology 17: 411-429.
- Instituto Nacional Agrario [INA]. 2010. Censo Nacional de Empresas Asociativas Campesinas. Instituto Nacional Agrario, Tegucigalpa, HND.
- Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal de Áreas Protegidas y Vida Silvestre [ICF]. 2014. Acuerdo Número 001-2014, Declaración como Sitio de Importancia para la Vida Silvestre (SIPVS) al Sistema Arrecifal Coralino de Tela (SACT). Tegucigalpa, HND.
- Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal de Áreas Protegidas y Vida Silvestre [ICF]. 2015. Aviso de Declaratoria del Área Protegida Refugio de Vida Silvestre Marino bahía de Tela, Ubicado en La bahía de Tela, Municipio de Tela, Departamento de Atlántida, como parte integrante del Sistema Nacional De Áreas Protegidas y Vida Silvestre de Honduras (SINAPH). Tegucigalpa, HND.
- Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal de Áreas Protegidas y Vida Silvestre [ICF]. 2011. Áreas Marinas y Costeras del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Honduras. Tegucigalpa, HND.
- Instituto Nacional de Estadística [INE]. 2016. Resultados del XVII Censo de Población y VI Vivienda a nivel de Municipios. Instituto Nacional de Estadística. Tegucigalpa, HND.
- IUCN. 2000. Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. International Union for the Conservation of Nature, Gland, CHE.

- Johnston, M.W., y S.J. Purkis. 2011. Spatial analysis of the invasion of lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Marine Pollution Bulletin* 62:1218-1226.
- Johnston, M.W., y S.J. Purkis. 2014. Lionfish in the eastern Pacific: a cellular automaton approach to assessing invasion risk. *Biological Invasions* 16:2681-2695.
- Jud, Z.R., C.A. Layman, J.A. Lee, y D.A. Arrington. 2011. Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans/P. miles*. *Aquatic Biology* 13:21-26.
- Jud, Z.R., y C.A. Layman. 2012. Site fidelity and movement patterns of invasive lionfish, *Pterois* spp., in a Florida estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 414:69-74.
- Keith, D.E. 1985. Shallow-water and terrestrial brachyuran crabs of Roatan and the Swan Islands, Honduras. *Sarsia* 70:251-278.
- Kimball, M.E., J.M. Miller, P.E. Whitfield, y J.A. Hare. 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* 283:269-278.
- Kraeer, K. y V. Essen-Fishman. 2008. Ian-symbol-pterois-volitans.svg. Integration and Application Network. <<http://ian.umces.edu/imagelibrary/displayimage-4238.html>>. Acceso 16 de agosto 2017.
- Kulbicki, M., J. Beets, P. Chabanet, et al. 2012. Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 446:189-205.
- Lawrence, R.L., S.D. Wood, y R.L. Sheley. 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (*RandomForest*). *Remote Sensing of Environment* 100:356-362.
- Layman, C.A., y J.E. Allgeier. 2012. Characterizing trophic ecology of generalist consumers: a case study of the invasive lionfish in The Bahamas. *Marine Ecology Progress Series* 448:131-141.
- Lee, J. 2011. Status of the invasive Lionfish, *Pterois volitans*, in the Cayos Cochinos, and recommendations for management. Reporte para Arrecifes de Coral Saludables. Fundación Cayos Cochinos. HND.

- Liaw, A. y M. Wiener. 2002. Classification and Regression by randomForest. R News 2:18-22.
- Lönnstedt, O.M., M.C. Ferrari, y D.P. Chivers. 2014. Lionfish predators use flared fin displays to initiate cooperative hunting. *Biology letters* 10: 20140281.
- Lowry, E., E.J. Rollinson, A.J. Laybourn, et al. 2013. Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecology and Evolution*, 3:182-196.
- Luiz, O.J., S.R. Floeter, L.A. Rocha, y C.E. Ferreira. 2013. Perspectives for the lionfish invasion in the South Atlantic: Are Brazilian reefs protected by the currents?. *Marine Ecology Progress Series* 485:1-7.
- Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, et al. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10: 689–710.
- Mainka, S.A., y G.W. Howard. 2010. Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*, 5:102-111.
- Maljković, A. T.E. Leeuwen, y S.N. Cove. 2008. Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs* 27:501–501.
- Marbuah, G., I.M. Gren, y B. McKie. 2014. Economics of harmful invasive species: a review. *Diversity*, 6: 500-523.
- Marineros, L. 2014. Incidencia y primeros accidentes del pez león (*Pterois volitans*) en aguas continentales del Caribe de Honduras. *Bioma* 15:29-35.
- Marita-Sandel, V. 2011. El pez león (*Pterois volitans/miles* complex) en el Área de Conservación La Amistad-Caribe, Costa Rica- estado actual de la población invasiva y perspectivas para su manejo. Tesis, Universidad Nacional de Costa Rica, Punta Arenas, CRI.
- Matamoras, G. s.f. El Pez León llegó al Caribe hondureño. Roatán Marine Park. <<http://www.infopesca.org/sites/default/files/complemento/actividadesregionales/adjuntos/1215//3.5%20-%20Pez%20Leon%20-%20Honduras.pdf>> Consultado 25 de octubre. 2015.
- Matsumiya, Y., I. Kinoshita, y M. Oka. 1980. Stomach contents examination of the piscivorous demersal fishes in Shijiki Bay [Japan]. *Bulletin of the Seikai Regional Fisheries Research Laboratory* 55:333-342.

- McCleery, C. 2011. A comparative study of the feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Caribbean. *Physis: CIEE Research Station Bonaire* 9:38-43.
- McField, M. 2012. Report card for the Mesoamerican Reef: An Evaluation of Ecosystem Health. Health Reefs for Health People Initiative. 2012. <<http://www.healthyreefs.org/cms/wp-content/uploads/2012/12/2012-Report-Card.pdf>>. Acceso 27 de noviembre 2017.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. 2013. Protocolo para la captura, extracción y disposición final del pez león (*Pterois volitans*) en Colombia. Parques Nacionales Naturales de Colombia [PNN], CORALINA, Invemar. San Andrés Isla. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. COL
- Molnar, J.L., R.L. Gamboa, C. Revenga, y M.D. Spalding. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* 6:485-492.
- Morato, T., E. Solá, M.P. Grós, y G. Menezes. 2003. Diets of thornback ray (*Raja clavata*) and tope shark (*Galeorhinus galeus*) in the bottom long line fishery of the Azores, northeastern Atlantic. *Fish. Bull.* 101: 590–602.
- Morris, J. A., Jr., y P. E. Whitfield. 2009. Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: an updated integrated assessment. NOAA Technical Memorandum.
- Morris, J. A., K. W. Shertzer, y J. A. Rice. 2011. A stage-based matrix population model of invasive lionfish with implications for control. *Biological Invasions* 13:7-12.
- Morris, J.A. Jr. 2013. El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series No. 2, Marathon, Florida, USA.
- Morris, J.A. Jr. y J.L. Akins. 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes* 86: 389-398.
- Morris, J.A., Jr., y S.J. Green. 2013. Las investigaciones sobre el pez león: resultados alcanzados y cuestiones pendientes. En: Morris, J. A., Jr., editor. 2013. El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series, No. 2, Marathon, Florida, USA.
- Mumby P.J., A.R. Harborne, y D.R. Brumbaugh. 2011. Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish. *PLoS ONE* 6: e21510.

- Mumby, P. J., D. R. Brumbaugh, A. R. Harborne, y G. Roff. 2013. On the relationship between native grouper and invasive lionfish in the Caribbean. *PeerJ PrePrints* 1: e45v1
- Muñoz, R.C., C.A. Currin, y P.E. Whitfield. 2011. Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 432:181-193.
- Muñoz-Escobar, L. 2010. Composición dietaría del pez invasor, complejo *Pterois volitans/miles* (Pisces: Scorpaenidae) en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona. Tesis, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, COL.
- Natrajan A.V., y A.G. Jhingran. 1962. Index of Preponderance—a method of grading the food elements in the stomach analysis of fishes. *Indian J Fish* 8:54–59.
- Navarrete-Ramírez, S.M. 2014. Protocolo Indicador Densidad poblacional de pez león (*Pterois volitans*). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Invemar, GEF y PNUD. Santa Marta, COL.
- Nelson, J.S. 1994. Familia Serranidae - Sea basses: groupers and fairy basslets. Froese, R. y D. Pauly Editores. FishBase. Kiel, DEU. <<http://www.fishbase.org/summary/FamilySummary.php?ID=289>>. Acceso 22 de septiembre 2017.
- Ojaveer, H., B.S. Galil, M.L. Campbell, J.T. Carlton, J. Canning-Clode, E.J. Cook, ... y C.H. McKenzie. 2015. Clasificación de especies no indígenas según sus impactos: consideraciones para su aplicación en la gestión marina. *PLoS biology* 13: e1002130.
- Peiffer, F., S. Bejarano, G.P. de Witte, y C. Wild. 2017. Ongoing removals of invasive lionfish in Honduras and their effect on native Caribbean prey fishes. *PeerJ*, 5, e3818.
- Pinkas L., M.S. Oliphant, e I.L. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Calif Fish Game* 152:1–105.
- Pyšek, P., V. Jarošík, P.E. Hulme, J. Pergl, M. Hejda, et al. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biol* 18: 1725–1737.

- Quijano-Puerto, L., L. Perera-Chan, A. Aguilar-Perera, y A.T. Sulub. 2012. Dieta del Pez León Rojo, *Pterois volitans*, en el Parque Nacional Arrecife Alacranes, Sureste del Golfo de México. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Serie 9:333-337.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>. Consultado 1 de noviembre del 2017.
- Reyes-Bonilla, H., D. Petatán-Ramírez, S.M. Melo-Merino, y H. Pérez-España. 2014. Análisis del nicho ecológico y la distribución geográfica del pez león *Pterois volitans/miles*, en el Atlántico occidental. Páginas 253-272 en Low-Pfeng, A. M., P. A. Quijón, y E.M.P. Recagno, editor. Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México. SEMARNAT-INECC-UPEI. MEX.
- Rivera, A., J. Myton, y I. Drysdale. 2014. Arrecifes Resilientes en la bahía de Tela, Honduras. Página 2 en Scherer, M. editor. Boletín Ibermar. Manejo Costero Integrado Ibermar. Red Iberoamericana. ESP.
- Rodríguez, C., M. González, C. González, A. Rivas, F. Gourdin, R. Gómez, R. Torres, J. Ordóñez, y V. Dávila. 2014. Estrategia Regional para el control del Pez León en el Arrecife Mesoamericano. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes Coralinos. Guatemala, GTM.
- Rojas, D.C., P. Monteagudo, J. Schmitter-Soto, R. Corrada Wong, H. Salvat-Torres, E. Cabrera-Sansón, A. García-Rodríguez, A. Fernández-Osorio, L. Espinosa-Pantoja, D. Cabrera-Guerra, L. Pantoja-Echevaria, H. Caballero Aragón, y S. Perera-Valderrama. 2016. Density, size, biomass, and diet of lionfish in Guanahacabibes National Park, western Cuba. Aquatic Biology 24:219-226.
- Royle, J.A. 2004a. Generalized estimators of avian abundance from count survey data. Animal Biodiversity and Conservation, 27:375-386.
- Royle, J.A. 2004b. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. Biometrics 60:108-115.
- Ruiz, G.M., J.T. Carlton, E.D. Grosholz, y A.H. Hines. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. Am Zool 37:621-32.
- Sadovy, Y., L. Rocha, J.H. Choat, A.A. Bertoncini, B.P. Ferreira, y M. Craig. 2008. *Epinephelus guttatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e. T132770A3446706.

- Sampaio, F.D., A.F. Carolina, M.S.T. Vinícius, R.V. Jean, y F.F. Luís. 2015. The precautionary principle and its approach to risk analysis and quarantine related to the trade of marine ornamental fishes in Brazil. *Marine Policy* 51:163-168.
- Schlaepfer, M.A., D.F. Sax, y J.D. Olden. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conserv Biol* 25: 428–437.
- Schofield P.J., L. Akins, D.R. Gregoire-Lucente, R.J. Pawlitz. 2014. Invasive lionfish use a diversity of habitats in Florida. U.S. Geological Survey, Fact Sheet 2014-3032.
- 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* 4:473-479.
- 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* 5:117 122.
- Schofield, P.J., D.H. Huges, T.C. Rezek, D.H. Slone, y J.A. Morris Jr. 2015. Survival and growth of invasive Indo-Pacific lionfish at low salinities. *Aquatic Invasions* 3: 333–337.
- Schofield, P.J., J.A. Morris, Jr., J.N. Langston, y P.L. Fuller. 2017, *Pterois volitans/miles*: U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, USA. <<https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=963>>. Acceso: 4 octubre de 2017.
- Scyphers, S.B., S.P. Powers, J.L. Akins, J.M. Drymon, C.W. Martin, Z.H. Schobernd, P.J. Schofield, R.L. Shipp, y T.S. Switzer. 2015. The role of citizens in detecting and responding to a rapid marine invasion. *Conservation Letters* 8:242-250.
- Secretaría de Agricultura y Ganadería [SAG]. 1959. Ley de pesca Decreto No.154. Dirección General de Pesca y Acuicultura. Tegucigalpa, HND.
- Secretaría de Agricultura y Ganadería [SAG]. 2010. Acuerdo No. 398-2010. Tegucigalpa, HND. <<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/hon112418.pdf>>. Acceso 15 agosto 2017.
- Secretaría de Agricultura y Ganadería [SAG]. 2011. Acuerdo No. 001-2011. Tegucigalpa, HND. <<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/hon100540.pdf>>. Acceso 15 agosto 2017.

- Secretaría de Gobernación y Justicia. 2003. Plan Estratégico de Desarrollo, Municipio de Tela, Departamento de Atlántida, Honduras. Dirección General de Organización y Participación Ciudadana. Municipio de Tela, HND.
- Servicio Geológico de Estados Unidos - Especies acuáticas no indígenas [USGS-NAS]. 2017. United States Geological Survey-Nonindigenous Aquatic Species database (USGS-NAS). <<http://nas.er.usgs.gov>>. Acceso 18 de septiembre 2017.
- Servicio Geológico de Estados Unidos - Especies acuáticas no indígenas [USGS-NAS]. 2010. United States Geological Survey-Nonindigenous Aquatic Species database (USGS-NAS). <<http://nas.er.usgs.gov>>. Acceso 18 de septiembre 2017.
- Smith, N.S., y K.S. Sealey. 2008. The Lionfish Invasion in the Bahamas: What do We Know and What to do About It?. Proc. 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute 419-423.
- Sreeraj, N., R. Raghavan, y G. Prasad. 2006. The diet of *Horabagrus brachysoma* (Gunther), and endangered bagrid catfish from Lake Vembanad (South India). Journal of fish biology 69:637–642.
- Steell, C. 2017. Invasive Lionfish May Be Superfish Hybrids. Hakai Magazine. <<http://bit.ly/2uHcsZK>>. Acceso 3 de octubre 2017.
- Strayer, D.L. 2012 Eight questions about invasions and ecosystem functioning. Ecol Lett 15: 1199–1210.
- Thomaz, S.M., K.E. Kovalenko, J.E. Havel, y L.B. Kats. 2014. Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. Hydrobiologia, 746:1-12.
- Valdez-Moreno, M., C. Quintal-Lizama, R. Gómez-Lozano, y M. del Carmen García-Rivas. 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: e36636.
- Vega, A., E. Reynaldo, A. Fernández, J. Cruz, F. Ocaña, y E. Córdova. 2015. Abundancia y distribución del pez león *Pterois volitans* (Teleostei: Scorpaenidae) en el litoral turístico de Holguín, Cuba. SOLENODON 12:72-83.

- Vegas-Vélez, M. 1980. Introducción a la ecología del bentos marino. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Departamento de Asuntos Científicos, Secretaría de la Organización de los Estados Americanos. Lima, PER.
- Weatherall, P., M.K. Marks, M. Jakobsson, T. Schmitt, S. Tani, J. E. Arndt, M. Rovere, D. Chayes, V. Ferrini, y R. Wigley. 2015. A new digital bathymetric model of the world's oceans. *Earth and Space Science* 2:331-345.
- White, M.K. 2011. Assessment of local lionfish (*Pterois volitans*) densities and management efforts in Bonaire, Dutch Caribbean. *Physis: CIEE Research Station Bonaire* 9:64-69.
- Whitfield, P. E., J.A. Hare, A.W. David, S.L. Harter, R.C. Munoz, y C.M. Addison. 2007. Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. *Biological Invasions* 9:53-64.
- Whitfield, P.E., T. Gardner, S.P. Vives, M. R. Gilligan, W.R. Courtenay Jr., G.C. Ray, y J. A. Hare. 2002. Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series* 235:289-297.
- Wilcox, C.L., H. Motomura, M. Matsunuma, y B.W. Bowen. 2017. Phylogeography of lionfishes (*Pterois*) indicate taxonomic over splitting and hybrid origin of the invasive *Pterois volitans*. *Journal of Heredity* 0: 1-14.
- Williams, L.B. y E.H. Williams, Jr. 1986. Ichthyological notes about fishes collected for parasite examination around Sesoko Island, Okinawa. *Galaxea* 5:217-221
- Williamson, M., y A. Fitter. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661–1666.
- Wilson, S. K., M. Depczynski, R. Fisher, T.H. Holmes, R. A. O'Leary, y P. Tinkler. 2010. Habitat associations of juvenile fish at Ningaloo Reef, Western Australia the importance of coral and algae. *PLoS ONE* 5: e15185.
- Zelaya, M.A.M. 2012. Efectos Tóxicos y Manejo de las Lesiones Provocadas por el Pez (*Pterois volitan*, *P. miles*). *Revista De La Facultad De Ciencias Médicas, UNAH* 9:9-17.
- Zuniga-Andrade, E. 1990. Las modalidades de la lluvia en Honduras. Editorial Guaymuras, Tegucigalpa, HND.





## COMUNICACIONES PERSONALES

PhD. Antonella Rivera, Directora, The Coral Reef Alliance, Costa norte de Honduras.  
Tegucigalpa, HND. arivera@coral.org.



**Anexo 2. Permiso de investigación [resolución-DE-MP-115-2016], otorgados por el Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal Áreas Protegidas y Vida Silvestre y con la constancia del cambio de área de estudio.**

RESOLUCIÓN-DE-MP- 115 -2016

**INSTITUTO NACIONAL DE CONSERVACION Y DESARROLLO FORESTAL AREAS PROTEGIDAS Y VIDA SILVESTRE (ICF).- COMAYAGÜELA, MUNICIPIO DEL DISTRITO CENTRAL, VEINTICUATRO DE OCTUBRE DEL AÑO DOS MIL DIECISEIS.**

**VISTA:** Para Resolver sobre la Solicitud de Permiso de Investigación Científica, presentada por el Abogado RÁUL EDUARDO GRAUGNARD TORRES, quien actúa en su Condición de Apoderado Legal del señor NHERING DANIEL ORTIZ LOBO.

**CONSIDERANDO:** Corre agregado a las presentes diligencias, la Solicitud de Permiso de Investigación Científica denominada “Estado de la Población Invasiva y Perspectivas para el Manejo del Pez León (*Pterois volitans* L.), a efectuarse en el Norte de Honduras.

**CONSIDERANDO:** El Departamento de Vida Silvestre emitió Dictamen Técnico ICF-DVS-145-2016, el cual señala que es Factible el Permiso de Investigación Científica denominada “Estado de la Población Invasiva y Perspectivas para el Manejo del Pez León (*Pterois volitans* L.)

**CONSIDERANDO:** Que el objetivo general de la investigación es evaluar la densidad poblacional, los hábitos alimentarios y la distribución probabilística del Pez León (*Pterois volitans* L.) para proponer recomendaciones para el manejo en el Parque Nacional Marino Islas de la Bahía y el Monumento Natural Marino Archipiélago de Cayos Cochinos.

**CONSIDERANDO:** El área de estudio es el Parque Nacional Marino Islas de la Bahía y el Monumento Natural Marino Archipiélago de Cayos Cochinos.

**POR TANTO**

El Director Ejecutivo de Instituto Nacional De Conservación Y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas Y Vida Silvestre, en uso de las facultades que la Ley le confiere y con fundamento en los artículos 80 y 340 de la Constitución de la República; 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27 y 72 de la Ley de Procedimiento Administrativo; 1, 2, 3, 11, 108, 115 de la Ley Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre; 26, 27, 28, 29 y 30 del Manual de Normas Técnico-Administrativas para el Manejo y Aprovechamiento Sostenible de la Vida Silvestre.

**RESUELVE**

Extender el Permiso de Investigación Científica denominada “Estado de la Población Invasiva y Perspectivas para el Manejo del Pez León (*Pterois volitans* L.), bajo los siguientes términos:

77

1/2

Raul

RESOLUCIÓN DE-MP-115-2016

APARTADO POSTAL NO. 3483. TELEFONO (504) 2223-7703 / 2223-8587. CGL BRISAS DE OLANCHO, COMAYAGÜELA, M.D.C.



\*\*\*  
INSTITUTO NACIONAL  
DE CONSERVACIÓN Y DESARROLLO FORESTAL  
ÁREAS PROTEGIDAS Y VIDA SILVESTRE

1. Conceder el Permiso de investigación a Nhering Daniel Ortiz Lobo, por un periodo de un (1) año, a partir de la Notificación de la presente Resolución.
2. Los investigadores que realicen investigaciones en Áreas Protegidas o sitios de importancia para la vida silvestre deben regirse por los lineamientos y normativa ya establecidos en estos. El ICF será el encargado de comunicar a los comanejadores la programación y desarrollo de la investigación, los cuales podrían ser beneficiarios de capacitaciones, donaciones, entre otros.
3. Es importante resaltar que el investigador capacitará a pescadores artesanales con el procesamiento y manejo del Pez león, para lo cual se solicitará el informe correspondiente (fotografías, lista de asistencia y otros medios de verificación).
4. El ICF a través del Departamento de Vida Silvestre, está facultado para detener el desarrollo de las investigaciones en caso de que no estén logrando y/o cumpliendo con los objetivos propuestos y presentados en la solicitud, previa discusión de las razones entre las partes o se demuestre abuso en contra de lo establecido en la solicitud de investigación original.
5. Los investigadores están obligados a presentar dos (2) copias del documento final en forma impresa y digital al Departamento de Vida Silvestre, en idioma Español.- Deberán también presentar los resultados de la investigación en un periodo de uno (1) a seis (6) meses después de finalización de la investigación.
6. Debido a que esta investigación es de interés Nacional y financiada por el Proyecto Marino Costero, Secretaría de Energía, Recursos Naturales, Ambiente y Minas (MIAMBIENTE) , Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) ya que contribuirá a controlar y erradicar la especie Exótica e invasora, **Pez León** (*Pterois volitans* L.), queda exenta de pagar el canon por Investigación.-  
**NOTIFIQUESE.**

DIRECCION EJECUTIVA



SECRETARIA GENERAL



2/2

RESOLUCIÓN DE-MP-115-2016

APARTADO POSTAL, NO. 3481, TELÉFONO (504) 2223-7703 / 2223-8587, COL. BRISAS DE OLANCHO, COMAYAGUELA, M.D.C.



## CONSTANCIA

El Suscrito Sub Director de Áreas Protegidas y Vida Silvestre del Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre (ICF) a solicitud del Señor **Nhering Daniel Ortiz Lobo**, estudiante de magister de la Universidad Nacional de Costa Rica, y tal como consta en el Memorandum OL-ICF-TELA-063/2017, emitido por la Jefatura de la Oficina Local de Tela de este Instituto Forestal, en cuanto a la investigación realizada por el Señor Nhering Daniel Ortiz Lobo la cual llevo a cabo bajo el titulo denominado "**Estado Actual de la Población y Perspectivas para el Manejo del Pez León (Pterois volitans Linnaeus 1785)**", misma que se llevó a cabo en el área marítima de la Bahía de Tela, comprendiendo las zonas desde los farallones del Parque Nacional Blanca Janeth Kawas Fernández, Tela Centro, hasta los farallones del Parque Nacional Punta Izopo.

En el marco del Estudio el pasante ha cumplido con las directrices técnicas y legales establecidas para este tipo de investigación.

Y para los fines que al interesado convengan, se le extiende la presente constancia en la ciudad de Comayagüela, Municipio del Distrito Central, a los veinticuatro (24) días del mes de marzo del año 2017.

Ing. Angel Roberto Matute  
Subdirector de Áreas Protegidas y Vida Silvestre



Abg. Gudrit Mariel Muñoz  
Secretaria General



**Anexo 3. Densidad del pez león (*P. volitans/miles* complex) en diferentes regiones del rango nativo e invasivo.**

Densidad (peces/m <sup>2</sup> )	Densidad (peces /100m <sup>2</sup> )	Densidad (peces/ ha)	Ubicación	Profundidad (m)	Método y área (m <sup>2</sup> )	Año	Muestra (n)	Análisis	Autores
0.008	0.8	Aproximación 80	Eliat, Golfo de Aqaba, Mar Rojo (Rango Nativo)	NA	NA	NA	NA (dos especies)	NA	Green y Côté 2009, basándose en Fishelson 1997
Pa:0.00044 Pr:0.00131 Db y Pv: 0.00022	Pa:0.044 Pr:0.131 Db y Pv: 0.022	Pa: 4.4 Pr:13.1 Db y Pv: 2.2	Archipiélago de Palau (Rango Nativo)	2-36	Rotenona (Ictiotoxina rotenona – 4kg)	2008	15 (cuatro especies)	NA	Grubich 2009
0.00251	0.251	25.1 → general Db:12.6 Dz:1.9 Pa:28.5 Pm: 25.1 Pr:8.6	Kenya (Rango Nativo) Parque Nacional Marino de Mombasa. Área: 11,500 ~ 1.15 ha.	2-18	Censos visuales	2010	70 (cinco especies)	NA	Darling et al. 2011

0.00212 → SCUBA 0.00052 → ROV	0.212 → SCUBA 0.052 → ROV	21.2 → SCUBA 5.2 → ROV	Costa de Carolina del Norte	35-50	Censos visuales. Vehículo micro operado - ROV)	2001	17 - NA	Promedio en cada transecto	Whitfield et al. 2007
0.015	1.5	150	Costa de Carolina del Norte	29-46	Censos visuales	2008	Promedio 21	NA	Morris y Whitfield 2009
0.039	3.9	>390	Nueva Providencia, Bahamas	12-20	Censos visuales	2008	NA	NA	Green y Côté 2009
0.01017	1.017	101.7	Nueva Providencia, Bahamas Área: 37,500 ~ 3.75 ha.	5-20	Censos visuales	2008	239 (dos especies)	NA	Darling et al. 2011
0.00093 0.00312 0.00406 0.02281 0.02156	0.093 0.312 0.406 2.281 2.156	9.3 31.2 40.6 228.1 215.6	Bonaire	6 12 16 24 32	Censos visuales – área: 8,000 por sitio (Total: 40,000)	2010	NA	Promedio en cada transecto - Valor p.	White 2011

0.00919	0.919	91.9	Costa Rica	0-7	Transectos visuales	2011	22	Promedio en cada transecto	Marita-Sandel 2011
0.000951 → Arrecife de profundidad 0.000087 → Pasto marino 0.000052 → Arrecife protegido 0.000012 → Arrecife expuesto 0.000006 → Manglar	0.0951 → Arrecife de profundidad 0.0087 → Pasto marino 0.0052 → Arrecife protegido 0.0012 → Arrecife expuesto 0.0006 → Manglar	9.51 → Arrecife de profundidad 0.87 → Pasto marino 0.52 → Arrecife protegido 0.12 → Arrecife expuesto 0.06 → Manglar	Islas Turcas y Caicos (Territorio británico)	10-30 <5m	Múltiples fuentes de datos.	2007-2010	880.5 → Arrecife de profundidad 669.5 → Pasto marino 1662.5 → Arrecife protegido 379.5 → Arrecife expuesto 91.5 → Manglar	Unidad de esfuerzo (Número de individuos por observador y hora).	Claydon et al. 2012
0.2333 → foto identificación 0.037903 → censo visual	23.33 → foto identificación 3.7903 → censo visual	2,333 → foto identificación 379.03 → censo visual	Colombia (archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina)	Litoral hasta una profundidad de 20 m.	Captura recaptura mediante foto identificación - Transectos visuales –	2011-2013	215 (estructura de tallas)	Promedio en cada transecto	Tesis: González-Corredor 2014  González-Corredor,

					área: 1200 en 3 localidades (Total: 3,600)				Acero, y García- Urueña. 2016
0.0006 - 0.0007 0.0055	0.06 0.07 0.55	6 - Mochima 7 – Morrocoy 55 - Chuspa	Venezuela (Morrocoy, Ocumare, Chichirivichi, Chuspa, Mochima)	5-20	Censos visuales – área: 120 en 5 localidades (Total: 600)	NA	62	Promedio en cada transecto PERMANOVA	Agudo y Klein-Salas. 2014
2013 → Artificial: 0.147 - Natural 0.0049	2013 → Artificial: 14.7 - Natural 0.49	2013 → Artificial: 1 470 - Natural 49	Estados Unidos – Norte del Golfo de México (Estado de Alabama)	ROV 17-73 Buceo 24-35	Censos visuales (vehículo micro operado - ROV). Pesca submarina. Área ROV: 176.7 por transecto.	ROV 2010- 2013  Buceo 2013- 2014	934 capturados	Promedio por transecto	Dahl y Patterson III 2014
0.00029	0.029	2.9	Colombia - Parque Natural Nacional Tayrona (TNNP)	10	Censos visuales Área: 600	2012	123	Promedio por transecto	Bayraktarov et al. 2014

0.0066 → 2012 0.0101 → 2013	0.66 → 2012 1.01 → 2013	66 → 2012 10,100 → 2013	Cuba (litoral turístico de Holguín)	1-30	Transectos visuales (protocolo nacional) – área: 600	2012- 2013	173	Promedio en cada transecto	Vega, et al. 2015
0.016	1.6	160	Cuba (arrecifes del oeste de La Habana)	10-12	Censos visuales (protocolo nacional) – área: 1000 en 5 localidades (Total:5000)	2012- 2014	NA	Promedio en cada transecto	Tesis: García- Rodríguez 2015 García- Rodríguez, et al. 2015
0.00147→ 2012 0.0118 → febrero 2013 0.132→ julio 2013 0.048 → Densidad media 2013	0.147→ 2012 1.18 → febrero 2013 13.2 → julio 2013 4.8 → Densidad media 2013	14.7 → 2012 118 → febrero 2013 1,320 → julio 2013 <b>480</b> → Densidad media 2013	Martinica, Antillas francesas	5 - 20	Censos visuales, área = 250 en 39 transectos (área total= 9,750)	2012 (marzo- julio)	39 → 2012	Promedio en cada transecto – Transecto de cinturón (método menos eficiente)	Trégarot et al. 2015

0.01 → 2010 ≥0.05 → 2011	1 → 2010 ≥5 → 2011	100 → 2010 ≥500 → 2011	Cuba (Parque Nacional Guanahacabibes)	15-25	Censos visuales (protocolo nacional) Área: 600 en 6 localidades (Total: 3,600)	2010- 2014	411 (contenido estomacal)	Promedio en cada transecto	Rojas, et al. 2016
0.0065 → manglares 0.004 → arrecifes a 15m 0.003 → arrecifes a 25m	0.65 → manglares 0.4 → arrecifes a 15m 0.3 → arrecifes a 25m	65 → manglares 40 → arrecifes a 15m 30 → arrecifes a 25m	Cuba - Parque Nacional "Cayos de San Felipe"	15-25	Censos visuales con estéreo video (transecto protocolo nacional)	2013- 2015	91 contados	Promedio en cada transecto	de la Guardia, et al. 2017

Nota: el color "rojo" se debe a los valores originales sacados de los artículos. Las especies mencionadas en los artículos: Fishelson (1997): *Dendrochirus brachypterus*, *Pterois volitans* / Grubich, (2009): *P. antennata*, *P. radiata*, *D. biocellatu*, *P. volitans* / Darling et al. (2011): *P. volitans* y *P. miles* (Atlántico noroccidental y Caribe), *P. antennata*, *P. miles*, *P. radiata*, *D. brachypterus*, y *D. zebra* (Kenia).

**Anexo 4. Índices de Importancia Relativa (IRI) de las Familias identificadas en el contenido estomacal del pez león en el Atlántico y el Caribe.**

<b>Honduras</b> <b>n= 53</b>	<b>Bahamas</b> <b>(Morris y</b> <b>Akins 2009)</b> <b>n=699</b>	<b>Costa Rica</b> <b>(Marita-</b> <b>Sandel 2011)</b> <b>n=458</b>	<b>Bonaire</b> <b>(McCleery</b> <b>2011)</b> <b>N=70</b>	<b>México</b> <b>(Quijano-</b> <b>Puerto et al.</b> <b>2012) n=217</b>	<b>Venezuela</b> <b>(Brett-</b> <b>Sánchez</b> <b>2012) n= 216</b>	<b>Cuba</b> <b>(Caballero y</b> <b>Cabrera 2013)</b> <b>n=777</b>	<b>Cuba</b> <b>(García-</b> <b>Rodríguez</b> <b>2015)</b> <b>n= 269</b>	<b>Bermudas</b> <b>(Eddy et al.</b> <b>2016) n=1508</b>
Labridae	Gobiidae	Acanthuridae	Pomacentridae	Pomacentridae	Gobiidae	Pomacentridae	Pomacentridae	Rhynchocinetidae
Penaeidae	Labridae	Apogonidae	Blenniidae	Gobiidae	Pomacentridae	Gobiidae	Scaridae	Labridae
Grammatidae	Grammatidae	Blenniidae	Gobiidae	Labridae	Chaenopsidae	Scaridae	Mullidae	Holocentridae
Blenniidae	Apogonidae	Chaetodontidae	Serranidae	Haemulidae	Scaridae	Mullidae	Labridae	Blenniidae
Gobiidae	Pomacentridae	Gerreidae	Mullidae	Blenniidae	Apogonidae	Holocentridae	Acanthuridae	Munidae
Tripterygiidae	Serranidae	Gobiidae		Labrisomidae		Labridae	Gobiidae	Serranidae
Pomacentridae	Blenniidae	Haemulidae		Grammatidae		Acanthuridae		Haemulidae
Serranidae	Atherinidae	Holocentridae		Lutjanidae		Grammatidae		Scaridae
	Mullidae	Labridae		Scaridae		Monacanthidae		Gobiidae
	Monacanthidae	Pomacentridae		Apogonidae		Synodontidae		Calappidae
		Priacanthidae		Mullidae				
		Sciaenidae		Holocentridae				
		Serranidae		Serranidae				