



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
SEDE CARIBE

El pez león *Pterois volitans* (Scorpaenidae) como estudio de caso de invasiones biológicas marinas: aspectos biológicos y ecológicos en el Caribe occidental insular colombiano

Juan David González Corredor

Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe

Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR

Santa Marta, Colombia

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

Juan David González Corredor

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de: Magíster en Ciencias en Biología - Línea Biología Marina

Director: Ph.D., Arturo Acero Pizarro
Profesor Titular Universidad Nacional de Colombia sede Caribe

Línea de investigación: Biología de peces marinos neotropicales
Grupo de investigación: Fauna marina colombiana: Biodiversidad y usos

Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe
Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR
Santa Marta, Colombia
2014

Resumen

En los últimos años se ha reconocido la problemática causada por especies invasoras, consideradas el segundo causal de pérdida de diversidad después de la degradación del hábitat. El pez león (*Pterois volitans*), una especie originaria del Pacífico occidental, fue visto por primera vez al sur de la Florida en 1985. A partir de 2000 se ha dispersado y establecido en la costa este de EEUU, Bermudas, las Bahamas, y desde el 2007 se ha expandido por el Caribe, registrándose en localidades oceánicas y continentales de Colombia en 2008 y 2009, respectivamente. Esta especie se ha constituido en una seria amenaza para los deteriorados arrecifes colombianos y es considerada altamente perjudicial. La única forma de combatirla con alguna posibilidad de éxito es estudiándola. Dado que la invasión al Caribe oceánico es reciente, San Andrés permite profundizar en el conocimiento de los diferentes aspectos de esta invasión y se constituye en un experimento natural para entender cómo se comporta una población cuando coloniza un lugar. Estimar la abundancia y densidades, estructura de tallas, así como conocer la comunidad íctica acompañante en el ambiente insular del Caribe colombiano, permitirá hacer aproximaciones válidas a estrategias que mitiguen el efecto deletéreo del invasor. Se muestrearon 1200 m² repartidos en tres estaciones en la isla. Se propuso la captura-recaptura mediante fotoidentificación como metodología alternativa para la estimación poblacional y de monitoreo; de lo cual se hallaron densidades de 2333 ind/ha para una población de 6751702 individuos. Igualmente se estimó este parámetro mediante censos visuales con densidades de 379 ind/ha para una población de 1096826 individuos. Se encontró una talla promedio de 29 cm. En los transectos muestreados fueron censadas 100 especies de peces. Adicionalmente se llevó a cabo el monitoreo de una zona de manglar y pastos marinos en el costado oriental de la isla en donde no fue detectado ningún individuo de la especie. Se propone y recomienda el uso de la captura-recaptura como alternativa de monitoreo de especies invasoras en el ámbito invadido.

Palabras clave:

Especies invasoras, *Pterois volitans*, experimento natural, San Andrés, abundancias y densidades, estructura de tallas, captura-recaptura.

Abstract

The problems produced by invading species have been recognized in the last years, considering the situation the second cause of biodiversity lost, after habitat degradation. The lion fish (*Pterois volitans*), a species native to the Western Pacific, was first detected in southern Florida in 1985. Since 2000 the species began dispersing, extending first to the east coast of the United States, Bermuda, and Bahamas, and, after 2007, have expanded to the Caribbean, appearing in Colombian oceanic and continental localities in 2008 and 2009, respectively. This species has become a strong threat for the degraded Colombian reefs, being considered highly deleterious. The only possibility to fight lionfish invasion with some possibility of success is studying it. Since the invasion to the oceanic Caribbean is fairly recent, San Andrés allows deepening in knowing several aspects of the invasion and constitutes a natural experiment to understand the colonization process and behavior. Estimations of its abundance, densities and size structure, as well as knowledge of the reef fish community in the island environment of the Colombian Caribbean should allow making valid approximations to mitigating strategies. 1200 m² distributed in three stations were studied in the island. Photoidentification capture-recapture techniques are proposed as an alternative methodology to estimate and monitoring populations. A density of 2333 ind/ha and a total population 6751702 individuals were found. Those parameters were also estimated using visual censuses, finding a density of 379 ind/ha and a total population 1096826 individuals. A mean size of 29 cm was found. One hundred fish species were censused in transects. Additionally, a mangrove and seagrass zone at the east coast of the island was monitored but no lionfish specimens were detected. Capture/recapture is proposed as an alternative to monitor invading species in natural habitats.

Keywords:

Invading species, *Pterois vlitans*, Natural experiment, San Andrés Island, Abundances and densities, Size structure, Capture-recapture

Contenido

Resumen	3
1. Introducción	7
2. Área de estudio	12
2.1 Aspectos generales	12
2.2 Estaciones seleccionadas	12
3. Metodología	14
3.1 Fase de campo	14
3.1.1 Abundancias y densidades	14
3.1.2 Estructura de tallas	16
3.1.3 Censo de la comunidad íctica acompañante.....	16
3.2 Tratamiento fotográfico	16
3.3 Análisis de datos	19
3.3.1 Abundancias y densidades: captura recaptura.....	20
3.3.2 Abundancias y densidades: censo visual.....	21
3.3.3 Estructura de tallas	21
3.3.4 Comunidad íctica acompañante.....	21
4. Resultados	22
4.1 Fotoidentificación y recapturas	22
4.2 Abundancias y densidades por captura recaptura	23
4.3 Abundancias y densidades por censo visual	25
4.4 Estructura de tallas de <i>Pterois volitans</i> en San Andrés	28
4.5 Comunidad íctica asociada	31
4.6 Monitoreo en OPRP	34
5. Discusión	36
5.1 Fotoidentificación y recapturas	37
5.2 Abundancias y densidades por captura recaptura	40
5.3 Abundancias y densidades por censo visual	42
5.4 Estructura de tallas	46
5.5 Ictiofauna arrecifal acompañante	47

5.6 Monitoreo OPRP	49
6. Conclusiones y recomendaciones	50
7. Agradecimientos	53
8. Bibliografía	54
ANEXO 1. Recapturas (emparejamientos correctos) de la especie <i>P. volitans</i> en la isla de San Andrés, encontrados por HotSpotter	62
ANEXO 2. Lista de especies ícticas inventariadas en las estaciones muestreadas en la isla de San Andrés, Caribe colombiano. BB=Bajo Bonito, NV-VE=Nirvana-Villa Erika, WP=West Point.....	68
ANEXO 3. Especies encontradas en el Old Point Regional Park en la isla de San Andrés, Caribe occidental insular colombiano.....	74

1. Introducción

La capacidad de dispersarse es una de las características que hace exitosa a una especie en un medio cambiante. Igualmente, el moverse hace posible que los organismos puedan colonizar nuevos ambientes y extender su área de distribución, eventualmente dando origen a nuevas especies. Así, las comunidades biológicas que conocemos en la actualidad son el resultado de numerosas invasiones que han tenido lugar desde la aparición de la vida en este planeta (Gutiérrez 2006) y que han ocurrido de manera natural.

La sociedad moderna ha alterado radicalmente el patrón natural que rige la distribución geográfica y el movimiento de las especies, características que están restringidas por importantes barreras ambientales y climáticas. Este aislamiento geográfico y genético de las comunidades nativas ha sido clave para los diversos procesos evolutivos y el mantenimiento de la riqueza biológica en las variadas regiones del planeta (Primack *et al.* 2001). El proceso de intercambio e introducción de especies se ha incrementado junto con el aumento del tránsito e intercambio entre continentes. La piscicultura, o la acuicultura en general, es uno de los mecanismos universales de introducción deliberada de especies acuáticas, bien sea en ríos, lagunas costeras, aguas marinas u otros ecosistemas acuáticos (Vilâ *et al.* 2008).

De hecho, el intercambio biótico está considerado, junto con el cambio climático y los cambios de uso del terreno, como uno de los principales motores de alteración global de los ecosistemas y pérdida de los bienes y servicios que obtenemos de éstos (Vilâ *et al.* 2008). Así, el grado del movimiento de especies transportadas por los humanos no tiene precedentes a escala geológica, y ha sido descrito por C. Elton como “una de las más grandes convulsiones históricas de la flora y fauna del mundo” (Gutiérrez 2006).

Cuantificar el impacto de una especie introducida en un nuevo ambiente sigue siendo uno de los aspectos más difíciles de las invasiones biológicas (Parker *et al.* 1999, Bax *et al.* 2001). A menudo sucede que no hay información acerca del estado de la comunidad antes de la llegada del invasor y una vez que éste se establece, proponer medidas de control y manejo se vuelve más difícil (Parker *et al.* 1999). Dichas especies traen consecuencias negativas sobre la salud y el bienestar económico humano (Rodríguez 2001). De hecho, los impactos económicos de la introducción de especies exóticas tienden a ser los más difundidos. Generalmente son cuantificados a través de los daños que causan a las actividades humanas o mediante la estimación de los fondos necesarios para erradicarlas. Los alcances y costos generados por el impacto negativo de las especies invasoras son enormes; por esta razón, existen iniciativas globales y nacionales para prevenirlos y mitigarlos (Gast 2008, MAVDS Resoluciones 0848 de 2008 y 0207 de 2010).

Por su localización en el trópico y su posición geográfica en el continente, Colombia posee una enorme diversidad de sistemas ambientales en sus mares y costas, los cuales, en términos de extensión geográfica, representan casi la mitad del territorio nacional y en su conjunto reúnen una riqueza invaluable de recursos (Invemar 2005). Sin embargo esta gran diversidad se ve vulnerada por la introducción de especies exóticas, convirtiéndose en un factor determinante de amenaza a la diversidad nativa (Baptiste *et al.* 2010).

Una especie exótica es aquella que se encuentra fuera de su área de distribución natural, pasada o presente y, particularmente, proviene de un país diferente (Baptiste *et al.* 2010). El establecimiento de las especies depende de una serie de factores y la gran mayoría de las especies exóticas no logra establecerse porque el nuevo ambiente no es adecuado para sus requerimientos (Primack *et al.*

2001). En el caso en que las condiciones ambientales sean adecuadas puede no establecerse porque el número de colonizadores fue muy pequeño o porque de alguna manera, las especies residentes resisten la invasión (Gutiérrez 2006).

Sin embargo, un cierto porcentaje de especies no sólo llega a establecerse, sino que también se dispersa a expensas de las formas nativas. Estas especies exóticas que desplazan a las nativas a través de depredación, competencia, enfermedades o alteración del hábitat son denominadas especies invasoras o plaga (Primack *et al.* 2001), pues interfieren con la dinámica de los sistemas naturales al provocar el reordenamiento de la estructura de la comunidad original (Gutiérrez 2006). Tanto así, que las introducciones biológicas se consideran el segundo causal de extinción de especies después de la degradación del hábitat (Lowe *et al.* 2000, Rodríguez 2001, Gutiérrez 2006).

Las especies invasoras están presentes en todas las categorías de los organismos vivos, en todos los tipos de ecosistemas y se encuentran ampliamente distribuidas en el mundo (Gast 2008). La colecta excesiva de peces tropicales por los aficionados a los acuarios, es ejemplo de cómo algunas comunidades biológicas completas son el blanco para satisfacer una enorme demanda internacional. Se ha estimado que se venden entre 500 y 600 millones de peces tropicales en el mercado de acuarios de todo el mundo. Los exportadores más importantes están fundamentalmente en los países en desarrollo, a menudo en los trópicos y subtropicos, y los importadores más importantes se encuentran en los países desarrollados y en Asia del este, incluyendo Canadá, la Unión Europea, China, Japón y Estados Unidos (Primack *et al.* 2001).

Los atributos que posee una especie para invadir dependen de su interrelación con la comunidad que invade. Un ejemplo de ello es *Pterois volitans* (Linnaeus 1758), cuyas características son: alta tasa reproductiva, libera de 10.000 a 20.000 huevos cada 4 días (Fishelson 1975, Morris 2009, Morris *et al.* 2011, Zachary y Layman 2012); carnívoro generalista, se alimenta de una amplia gama de peces y crustáceos (Albins y Hixon 2008, Morris y Akins 2009, Green *et al.* 2011); alta capacidad de dispersión, se ha registrado desde La Florida hasta Las Antillas Menores en todo el Gran Caribe, siendo la más rápida invasión documentada de un pez marino en la historia (Hammer *et al.* 2007, Freshwater *et al.* 2009, Morris *et al.* 2009, Schofield *et al.* 2009, Betancur-R. *et al.* 2011); generalista de hábitat, ha sido observado en fondos duros y blandos, ambientes estuarinos, ecosistemas de manglar y praderas de fanerógamas, desde zonas litorales hasta 300 m de profundidad (Barbour *et al.* 2010, Smith 2010, Arbeláez y Acero 2011, Jud *et al.* 2011, Zachary y Layman 2012, Morris y Green 2013); y por último, característica sin la cual no, se padecen los estragos de la invasión, el estar asociada al humano por ser una popular especie de acuarios (Schultz 1986, Green y Côté 2008, Freshwater *et al.* 2009, Morris y Akins 2009, Zachary y Layman 2012).

El pez león *P. volitans*, de la familia Scorpenidae, tiene un ámbito natural de distribución que va desde el sur de Japón y Korea hasta la costa este de Australia, Indonesia, Micronesia y la Polinesia Francesa en el Pacífico occidental, y desde el oeste de Australia hasta las Islas Marquesas y Oeno en las Islas Pitcairn en el Pacífico sur y central (Schultz 1986, Kulbicki *et al.* 2012). Pero, por ser peces de acuario populares, ha sido ampliamente comercializado y ahora se encuentra en casi todo el mundo (Freshwater *et al.* 2009).

Aunque nativa de la región oceánica Indo-Pacífica, la primera captura del pez león documentada en el Atlántico Occidental data de 1985 en playa Dania en Florida y desde 1992 se ha registrado la presencia de la especie en diferentes puntos de la costa este de los EEUU, particularmente al sur de la Florida (Whitfield *et al.* 2002, Hare y Whitfield 2003, Ruiz-Carus *et al.* 2006, Reef Environmental Education Foundation 2008, USGS 2008, Morris *et al.* 2009). Para 2004, la distribución del pez león se había ampliado a las Bahamas (Whitfield *et al.* 2007, Snyder y Burgess 2007, Reef Environmental Education Foundation 2008, USGS 2008, Morris *et al.* 2009); más

recientemente, en 2007, la especie fue registrada en las islas Turcas y Caicos y Cuba (Chevalier *et al.* 2008), en las islas Caimán, Jamaica, República Dominicana (Guerrero y Franco 2008) y las islas Vírgenes, Belice y Barbados en 2008 (REEF 2008, USGS 2008, Morris *et al.* 2009). El pez león apareció por primera vez en el Caribe insular colombiano en la isla de Providencia en 2008 (Guerrero y Franco 2008; Schofield *et al.* 2009). Posteriormente, entre mayo y junio de 2009, González *et al.* (2009) registraron la especie por primera vez en el Caribe continental colombiano, en el Parque Nacional Natural Tayrona (Acero 2009) donde seis individuos fueron observados, fotografiados y colectados con arpón mecánico.

Se sabe que la destrucción de la estructura y la composición originales de las comunidades genera nichos disponibles para especies particularmente invasivas, las cuales se adaptan a condiciones marginales y/o cambiantes (Gutiérrez 2006). El deterioro de los ecosistemas marinos colombianos afecta en gran medida la supervivencia de las especies convirtiéndose en una seria amenaza, especialmente para las endémicas de áreas reducidas o con un hábitat restringido. Bahías, estuarios y lagunas costeras de nuestro país se ven seriamente afectados. Ecosistemas tan productivos como los arrecifes de coral y los manglares también están perdiendo parte de su cobertura viva por la muerte de las especies que los sostienen (Mejía y Acero 2002). Es así como la invasión del pez león se ha visto favorecida por los factores estresantes que azotan las formaciones arrecifales en el Caribe colombiano.

Albins y Hixon (2008) registraron las primeras evidencias del impacto del invasor en las comunidades de peces locales, demostrando que éste redujo el reclutamiento de peces en arrecifes experimentales de las Bahamas en cerca del 80%. La introducción de este invasor en el Atlántico tiene un potencial efecto negativo sobre las especies depredadoras nativas, como pargos y meros (Hamner *et al.* 2007). Contrario a otros invasores, que pueden ser relativamente inocuos, el pez león ha sido considerado altamente perjudicial y virulento, con un gran potencial negativo sobre la diversidad y pesquerías que hasta ahora se comienza a entender. Sus efectos incluyen depredación sobre reclutas de otras especies (incluyendo elementos claves para la salud arrecifal), competencia con piscívoros nativos, desplazamiento de otras especies, efecto sinérgico con otros factores estresantes (cambio climático, sobrepesca y contaminación), peligro potencial para bañistas, buzos y pescadores debido a la presencia de veneno en sus largas espinas, además de la capacidad y habilidad para invadir múltiples hábitats que van desde los márgenes exteriores de los arrecifes hasta el interior de lagunas de manglar (Gutiérrez 2006, Vilá 2008, Barbour *et al.* 2010).

Por esto, es de vital importancia el desarrollo de investigación y generación de conocimiento al respecto del escorpaenido que nos invade. Se hace imperante generar estrategias para atenuar las devastadoras consecuencias que puede traer esta especie tanto al ya afectado equilibrio ambiental, como a la economía pesquera y turística de la región. Varios países de la región han lanzado planes de manejo y control de la especie (Puerto Rico, Bahamas, Islas Caimán, Antillas Francesas, México, AMP's de EE.UU y Bonaire) (Buddo 2013). En Colombia, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial incluyó al pez león dentro de la lista de especies invasoras (Resolución 0207, 3/02/10), ya que cumple con las características de una especie nociva que puede amenazar ecosistemas, hábitats o especies.

El establecimiento y la expansión del pez león del Indo-Pacífico *P. volitans* en el Atlántico occidental norte y el mar Caribe es una de las más estudiadas y mejor documentadas invasiones de peces marinos hasta la fecha. La última década ha sido testigo del aumento en las poblaciones de peces león a lo largo de la costa este de EE.UU. y su rápida dispersión a través de todo el Gran Caribe (Schofield 2010, Betancur-R. *et al.* 2011). No obstante, hasta el momento no es claro cuáles son los efectos que trae la introducción de esta especie a los ecosistemas arrecifales y marinos en el

país, igualmente el desconocimiento acerca del estado actual de la población en el país y particularmente en el archipiélago es total, hasta ahora.

La experimentación (en sentido estricto) requiere la manipulación de las condiciones ambientales que hipotéticamente determinan algún tipo de respuesta ecológica; es fácil comprender que para la investigación de muchos fenómenos ecológicos esta manipulación resulta, cuando menos, técnicamente muy complicada y costosa. No obstante, en sentido más amplio puede hablarse de “experimentos naturales” para denominar aquellas investigaciones en las que se aprovechan variaciones naturales de los factores ambientales objeto de estudio, para realizar las observaciones o medidas (Universidad de Murcia, 2009).

En este sentido y dado que la invasión de *P. volitans* al Caribe occidental colombiano es reciente (2008), el presente estudio en la isla de San Andrés está enmarcado dentro de lo que se considera un experimento natural para tratar de entender cómo se comporta una población cuando coloniza un nuevo lugar y permite profundizar en el conocimiento de los diferentes aspectos de la invasión. Así mismo, contribuye al conocimiento real del estado del ataque en el Caribe insular colombiano.

Comprender lo que impulsa y regula la dinámica poblacional de las especies invasoras es fundamental para predecir y hacer gestión eficaz frente a la invasión. La investigación científica rigurosa se considera indispensable para poder implementar opciones de manejo viables (Sealey *et al.* 2008) y entender los mecanismos subyacentes a esta invasión sin precedentes. Las estimaciones de densidad poblacional son necesarias para definir el estado poblacional de una especie. Así mismo, son el primer paso para establecer estrategias de manejo, aprovechamiento y conservación (Lara-Díaz *et al.* 2011).

Una forma de estimar el tamaño de una población es capturar y marcar individuos de la población y posteriormente muestrear para ver qué fracción de los individuos llevan marcas (Petersen 1896). Este estudio propone el uso de la técnica de la fotoidentificación para el método de captura recaptura como alternativa para la estimación teórica de la abundancia y densidad del pez león, así como tener una primera aproximación de la dinámica poblacional de la especie. Paralelamente, se realizó la aproximación práctica llevando a cabo censos visuales, para poder comparar los resultados con los obtenidos por otros investigadores en el Gran Caribe.

Zachary y Layman (2012) hicieron un experimento de marcaje y recaptura con el pez león para comprobar fidelidad al sitio y patrones de movimiento en un estuario en la Florida. Entre los trabajos realizados de captura marcaje recaptura en Colombia se encuentran el desarrollado por Flórez-González (1986) en el cual fotoidentificó 90 individuos de ballena jorobada (*Megaptera novaengliae*), por marcas naturales en la región ventral de la cola y por características del dorso para hacer una evaluación del estado poblacional de la especie en el pacífico colombiano. Posteriormente Duarte y Acero (1992) realizaron un ensayo de marcaje recaptura en peces arrecifales para estimación de tasas de crecimiento de peces del género *Acanthurus* en el Caribe colombiano. En términos metodológicos, este es un trabajo pionero para el pez león tanto en el ámbito invadido como en el natural de distribución. Igualmente se constituye en el primer trabajo de captura recaptura mediante fotoidentificación de un pez arrecifal en Colombia.

La foto-identificación es una técnica no invasiva y económica que permite identificar a los individuos por sus marcas naturales a través de la fotografía y es ampliamente usada en diversos taxa (Stevick *et al.* 2001) como ballenas, cebras, tigres, entre otros. El uso de esta técnica ha incrementado el entendimiento sobre características de la población como patrones de movimiento, posición geográfica, tasas de nacimiento y mortalidad, comportamiento, supervivencia, reclutamiento, abundancias y estructura de poblaciones de cetáceos y otras especies (Wilson *et al.*

1999, Karanth 2006). Estudios de captura-recaptura usando marcas naturales de los animales son apropiados en situaciones donde la captura es particularmente difícil o en las que se quiere causar el menor disturbio posible en el ambiente.

A pesar de su reciente y creciente popularidad, hay poca información científica sobre la abundancia de peces león en los arrecifes de coral tanto en su área de origen como en el área invadida. La información acerca de abundancias y densidades en los arrecifes de coral del Caribe colombiano es poca. Atendiendo a la necesidad de estudios en cuanto a abundancias y densidades de la especie para la isla de San Andrés y a su privilegiada condición de manejo y conservación como parte de una Reserva de Biósfera, el objetivo del presente estudio es documentar aspectos de la biología y ecología de *P. volitans* en la isla de San Andrés (Caribe occidental colombiano), utilizando principalmente la herramienta de fotoidentificación para la técnica de captura-recaptura del pez león. Igualmente, proponer una alternativa de monitoreo a través de esta técnica para calcular la abundancia y densidad de la especie en la isla y para la región en general.

De esta manera, el presente trabajo se constituye en un estudio de línea base que pretende dar una primera aproximación acerca de la ecología y biología de la especie en cuanto a abundancias, densidades, estructura de tallas y posibles efectos sobre la comunidad íctica arrecifal local. Este estudio fue posible gracias a la colaboración de investigadores en ciencias de la computación del Rensselaer Polytechnic Institute de Nueva York, grupo de identificación animal. Esta investigación se llevó a cabo con la financiación del Sistema de Información de la Investigación de la Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe y se desarrolló en el marco del proyecto “Invasión del pez león: biología, ecología y origen” (Acero 2012).

2. Área de estudio

2.1 Aspectos generales

El archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina está formado por un conjunto de islas oceánicas, atolones y bancos coralinos alineados en dirección NE, paralelos a la elevación de Nicaragua, que se originaron aparentemente a partir de volcanes dispuestos a lo largo de fracturas tectónicas de la corteza oceánica, orientadas predominantemente hacia el NE y SW (Geister 1973). El archipiélago es uno de los sistemas arrecifales más grandes del Atlántico y constituye la mayor extensión de arrecifes coralinos de Colombia. La UNESCO le dio la nominación al archipiélago como Reserva de Biósfera y se nombró *Seaflower* (CORALINA 2003); y desde 2005 esta isla hace parte de la sección sur de un Área Marina Protegida (AMP) establecida al interior de la Reserva.

La isla de San Andrés está compuesta de calizas arrecifales pleistocenas y miocenas (Geister 1973). Se trata de elevaciones de origen volcánico recubiertas ulteriormente por material carbonático producido por la biota arrecifal, conformando atolones rodeados por extensiones considerables con formaciones coralinas, llanuras sedimentarias (algunas veces vegetadas por algas o pastos marinos) que forman una plataforma insular o un banco de escasa profundidad (hasta 40 m). Está rodeada por una terraza submarina de 200-500 m de ancho, fuera de esta terraza el talud submarino desciende a todos los lados con un declive bastante escarpado hasta más de 1000 m de profundidad (Geister 1973).

Por su condición oceánica, las aguas son transparentes y la influencia continental es despreciable. La isla se localiza al suroeste del archipiélago (Figura. 1) entre 12°28' y 12°36' N y 81°40' y 81°44' W, a 240 km de la costa centroamericana (Barriga *et al.* 1969, IGAC 1986). Su área es de 27 km² aunque la plataforma con el complejo arrecifal coralino que la rodea es casi tres veces superior (IGAC 1992).

La economía del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, al igual que la mayoría de economías del Caribe insular, ha pasado de ser un importante centro de exportación de productos primarios a concentrarse especialmente en el sector de los servicios. Sin embargo, y pese a la importancia que ha tomado el turismo, no ha dejado de lado un sector tradicional de la economía, la pesca. El sector pesquero juega un importante rol económico, social y cultural y contribuye significativamente a la seguridad alimentaria, la generación de empleo e ingreso de divisas (James y Castro 2012). El archipiélago alberga un grupo étnico minoritario denominado “raizal” que es reconocido por la Constitución de 1991. Los raizales tienen un dialecto, cultura y costumbres propias, similares a otras comunidades caribeñas insulares, y han existido durante más de 300 años. Son una comunidad con alta dependencia de los recursos naturales, ya que sus principales actividades económicas se basan en la pesca, agricultura, ganadería y turismo (Taylor *et al.* 2012).

2.2 Estaciones seleccionadas

Las estaciones fueron escogidas buscando que estuvieran presentes los organismos objeto de estudio. Se establecieron y georreferenciaron tres estaciones de muestreo en San Andrés y una estación de monitoreo en el área más extensa de manglares de la isla (Figura 1). Se realizaron salidas desde agosto de 2011 hasta marzo de 2013.

Los sitios de muestreo escogidos fueron los siguientes: uno en la zona protegida del costado nororiental de la isla, ya que en este flanco se encuentran las mayores formaciones arrecifales en el

sitio conocido como Bajo Bonito (N12°35'43.74", W 81°42'40.44"), a un ámbito de profundidad entre 18 y 22 m. Es un bajo arrecifal en parche que se extiende por varios cientos de metros. Se ubica a unos 400 m de la costa (IDEA 2010). En el costado occidental de la isla (flanco protegido) se ubicaron dos estaciones: Nirvana-Villa Érika (N 12°30'13.20", W 81°43'48.06") y West Point (N12°29'38.10", W81°44'5.64"). En estas se trabajó en el primer cantil a un ámbito de profundidad de 10 m a 14 m, que se encuentra a 40 m de la costa. Estas estaciones fueron seleccionadas por su facilidad de acceso, buscando que no fueran sitios muy visitados por turistas y operadores de buceo y por presentar características contrastantes en cuanto a profundidad y ecología en comparación con Bajo Bonito.

Debido a los registros de la presencia del invasor en ecosistemas de manglar y praderas de fanerógamas en la región (Barbour *et al.* 2010, Arbeláez y Acero 2011, Jud *et al.* 2011, Zachary y Layman 2012, Morris y Green 2013), la estación de monitoreo se estableció en el Old Point Regional Park en el costado oriental de la isla en el cuerpo de agua de Bahía Hooker, la cual es un área de cría y conservación para especies de importancia comercial y ecológica constituida por ecosistemas de bosques de manglar y pastos marinos (Invemar-Coralina 2009).



Figura 1. Isla de San Andrés en el mar Caribe colombiano, con la localización de las estaciones de muestreo. Imagen de Labsis, Invemar (2013).

3. Metodología

3.1 Fase de campo

En agosto de 2011 se realizó una primera salida para establecer las estaciones, trazar los transectos, probar y entrenarse en los métodos. En cada uno de los sitios se registraron las coordenadas geográficas mediante una unidad portátil GPS (sistema de posicionamiento global, por sus siglas en inglés, GARMIN e-Trex). En las estaciones Bajo Bonito (BB) y West Point (WP) se tendieron transectos de banda de 100 m de largo por 3 m de ancho para un área de 300 m² en cada una. En la estación Nirvana-Villa Érika (NV-VE) se tendió un transecto de banda de 200 m de largo por 3 m de ancho cubriendo un área de 600 m². En total para los tres sitios se obtuvo un área muestreada de 1200 m². En el Old Point Regional Park (OPRP) se tendieron dos transectos de 400 m de largo por 2 m de ancho en ecosistema de manglar para un total de 1600 m² y un transecto de 400 m de largo por 2 m de ancho en ecosistema de pastos marinos para un área cubierta de 800 m².

El largo y ancho de los transectos se determinó previamente con cinta métrica. Estos fueron marcados al comienzo, en la mitad y al final con cinta flagging fosforescente y biodegradable. Esta marca fue renovada cada vez que se muestreo ya que por su cualidad biodegradable tendía a desaparecer en el tiempo. Igualmente diferentes organismos se iban adhiriendo a éstas haciendo difícil reconocerlas. Los muestreos se llevaron a cabo desde febrero de 2012 hasta marzo de 2013. Durante este período se realizaron ocho salidas de campo, cada una de diez días de duración en las cuales se realizaron los muestreos, monitoreos y se obtuvieron los datos de ecología y biología de la especie (densidades, abundancias y tallas). Los muestreos se hicieron con los equipos de buceo autónomo de la Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe. Para el monitoreo del OPRP se utilizó el equipo básico.

El patrón de comportamiento diario del pez león fue descrito como un régimen con un máximo de actividad de búsqueda de alimento en la penumbra crepuscular, tanto al alba como al anochecer (Green *et al.* 2011); durante el día, el pez león suele descansar y esconderse bajo las cornisas y los salientes de las estructuras de gran tamaño y alto relieve de su hábitat (Darling *et al.* 2011, Green *et al.* 2011). Por lo tanto, nadar por encima de su hábitat no era suficiente para detectar la mayoría de los individuos que permanecían escondidos, siendo necesario realizar una búsqueda minuciosa nadando lentamente y observando con mucha atención para descubrir los lugares donde el pez león se refugiaba.

3.1.1 Abundancias y densidades

Para estimar las abundancias y densidades de *P. volitans* se usaron dos metodologías. Una aproximación práctica consistió en llevar a cabo censos visuales en un área conocida, que es un método efectivo para estimar abundancias en peces arrecifales (Brock 1954) y que, además, es el mismo que han usado diferentes investigadores en la región para evaluar este mismo parámetro (Whitfield *et al.* 2007, Green y Côté 2009, Morris y Whitfield 2009, Benkwitt 2013). Mediante el uso de este método se llevó a cabo el conteo de todos los individuos objeto de estudio en un área conocida en cada uno de los transectos establecidos.

El otro método usado fue el de captura recaptura mediante la técnica de fotoidentificación, que es una aproximación teórica a la estimación de esta característica poblacional. Los métodos de marca recaptura se usan para estimar tamaños poblacionales; han sido desarrollados y principalmente utilizados para estudios en los que los animales son físicamente capturados en trampas de algún

tipo, marcados ya sea por la aplicación de un tag, mutilación, genéticamente o colocándoles transmisores (entre otros), liberados, y después recapturados o vistos sin necesidad de capturarlos de nuevo (Lemos *et al.* 2005).

Los peces león presentan varias dificultades para ser capturados vivos y manipulados. Por un lado, el trabajo en el agua representa evidentes dificultades logísticas y limitaciones de movimiento en un medio que no es el propio. Por otro lado, la bien sabida peligrosidad que representan las espinas venenosas del invasor (13 en la dorsal, 2 en las pélvicas y 3 en la anal) hacen que la captura física de los individuos no sea la más factible. De igual manera, estos métodos requieren de recursos económicos y esfuerzo de muestreo elevados además del hecho que los individuos podrían desarrollar algún tipo de aprendizaje que los hiciera desconfiar ante la presencia de los buzos.

La técnica más común usada para capturar y marcar animales, sin necesidad de atraparlos y manipularlos físicamente, es tomar fotografías de las marcas naturales de los animales. Claramente, esta técnica es apropiada únicamente si los individuos de la especie/población son suficientemente diferentes (Hammond *et al.* 1990) y/o de la habilidad del investigador para diferenciarlos. Esta técnica se basa en la identificación de individuos y la estimación del área efectiva de muestreo, de acuerdo al ámbito hogareño de la especie. Es una técnica no invasiva y económica que permite identificar a los animales por sus marcas naturales a través de la fotografía. El uso de esta herramienta ha sido importante para el estudio y entendimiento de características de poblaciones animales y es ampliamente utilizada en diversos taxa (Stevick *et al.* 2001). La técnica no depende de un muestreo al azar del área; más bien se pretende maximizar la probabilidad de captura para los animales dentro del área de muestreo. Con más peces león fotografiados, y más fotografías de cada individuo, se produce una estimación más precisa de la abundancia (Silver 2004).

El pez león *P. volitans* es un llamativo y atractivo pez de arrecife fácilmente reconocible para el público en general por su vistoso ornamento en las aletas dorsales y pectorales con enormes espinas y radios y su pigmentación siguiendo un patrón de barras blancas y rojizas o negruzcas. Cada individuo de una especie tiene rasgos únicos que lo diferencian de sus congéneres a manera de huella digital y el patrón de ornamentación de rayas del pez león le da una identidad a cada individuo de la población que hace posible diferenciarlo de los demás.

En todos los puntos de muestreo se fotografió cada individuo para lograr su posterior recaptura mediante fotoidentificación. Se intentaron tomar al menos tres fotografías a cada uno de los individuos por un mismo costado (izquierdo o derecho), ya que el patrón de coloración y rayas cambia de uno a otro. Los peces león son casi simétricos lateralmente en el diseño, pero no son idénticos, además la foto tiene que ser lo más perpendicular posible para que el patrón se pudiera observar y comparar. La obtención de buenas fotografías fue parte fundamental de la fotoidentificación, lo suficiente como para que cuando los animales marcados fueran fotografiados de nuevo, se pudieran reconocer con certeza.

El uso de programas de identificación animal presenta ventajas sobre las capacidades del cerebro humano de instantáneamente rotar, compensar, ajustar y reconocer imágenes similares (Mizroch y Harkness 2000). Este sistema hizo posible el trabajo con catálogos extensos ya que busca coincidencias rápidamente. Además, la disponibilidad en el mercado de cámaras económicas de alta definición, brindó la posibilidad de una aproximación alternativa al monitoreo y análisis de la población (Crall *et al.* 2012). Todas las fotografías fueron tomadas con una cámara digital Sony Cyber-Shot DSC- w170 Super Steady Shot de 10 mpx y 5x de zoom óptico propiedad de la Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe.

En el último período de muestreo (marzo de 2013) se llevó a cabo la extracción de todos los individuos presentes en los transectos con el uso de arpón mecánico. Dichos ejemplares fueron medidos y fotografiados para compararlos con los individuos fotografiados el período inmediatamente anterior (octubre de 2013) y conocer si había sido recapturado alguno.

3.1.2 Estructura de tallas

En todos los transectos se registró la talla de cada uno de los individuos observados. La talla estimada se obtuvo usando una vara de PVC de 1 m de largo graduada cada 5 mm (modificado de Brock 1954) para lograr aproximar el valor al centímetro más cercano. El pez león usualmente es observado “manteniendo su territorio” y no muestra ninguna señal de miedo hacia los buzos (Myers 1991). Esta característica del comportamiento permitió acercar el instrumento a los individuos para obtener el valor aproximado de la talla.

Igualmente, el uso de la vara graduada permitió llegar a sitios donde no era fácil meter las manos debido a los hábitos que presenta la especie (preferencia por grietas y cuevas), además de evitar posibles accidentes con las espinas. Así mismo, cuando no fue viable lograr medir los peces, el uso de la vara posibilitó (en algunos casos) marcar el punto donde comienza y termina el cuerpo del individuo para obtener un valor aproximado para la talla.

3.1.3 Censo de la comunidad íctica acompañante

Los inventarios brindan información básica necesaria para la creación e implementación de planes de manejo más específicos tendientes a la perpetuación y mantenimiento de las zonas de reserva (Carrillo *et al.* 2000, Ojasti 2000). Igualmente y de acuerdo con Sargeant y Douglas (1997), una de las actividades más sencillas y apropiadas de llevar a cabo para ejercer acciones de manejo y conservación dentro de cualquier área protegida, es la obtención de datos sobre la abundancia relativa de las especies inventariadas, los cuales resultan de gran utilidad para la detección de cambios en la dinámica de las poblaciones de fauna silvestre, permitiendo así comprender la dinámica de las especies y estar en la capacidad de identificar el efecto del pez león sobre estas.

El censo de peces de la comunidad se realizó nadando libremente durante 30 minutos sobre cada uno de los transectos. Esta técnica fue desarrollada e implementada por la fundación REEF (www.reef.org) y el programa internacional AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment) el cual sirve para caracterizar poblaciones de peces arrecifales (Schmitt y Sullivan 1996). Se anotaron en una tabla acrílica todas las especies de peces observadas y sus abundancias relativas según los códigos de abundancia: [A] por un solo individuo observado; [B] por pocos (2-10); [C] por común (11-100); [D] por abundante (más de 100); y [E] por muy abundante (mucho más de 100).

3.2 Tratamiento fotográfico

Todas las fotos fueron etiquetadas teniendo en cuenta localidad (SA-WP, SA-BB, SA-NV), número de individuo y foto del individuo (a,b,c,d...) así: SA-WP-01-a,b,c,d indica que para el primer individuo de San Andrés en la localidad West Point se tomaron cuatro fotos. De esta manera se creó una base de datos y se generó un consecutivo para cada una de las estaciones BB, NV-VE y WP. Las fotografías fueron analizadas en Estados Unidos por colaboradores del Rensselaer Polytechnic Institute (Troy, NY, EE.UU.) quienes desarrollaron el software HotSpotter para identificación animal.

Dado que se obtuvo una base de datos extensa (aproximadamente 1000 imágenes), con el programa PhotoShop se optimizaron las imágenes, es decir se buscó el mejor equilibrio entre el peso y la calidad de la imagen con el fin de hacer más fácil su envío y descarga en medios electrónicos, se hizo menos pesada sin afectar en lo absoluto la calidad visual de la imagen. Con las fotos que estaban más oscuras o borrosas se mejoró el tono, el contraste y el color para poder rescatar y resaltar el patrón de líneas y coloración del pez león para que el HotSpotter pudiera reconocer en las imágenes las marcas que hacen único a cada individuo (Figura 2). Posteriormente se eliminaron las fotografías no utilizables para distinguir individuos.

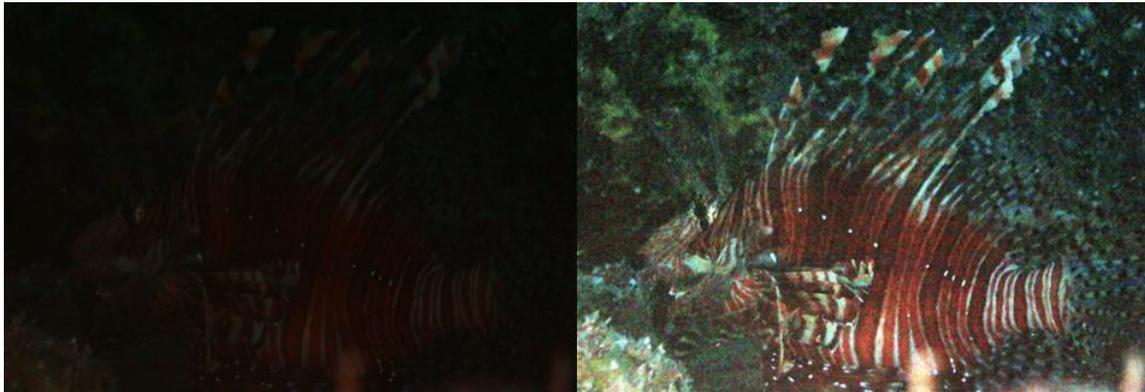


Figura 2. Imagen original vs. imagen optimizada para resaltar el patrón de rayas del *P.volitans*.

Una vez arregladas las imágenes fueron enviadas a los colaboradores quienes, con la ayuda del programa HotSpotter, buscaron las posibles parejas (que corresponderían a recapturas) entre las imágenes de la base de datos. Este programa representa una técnica rápida y precisa para la identificación individual de animales de una base de datos. No es específica de la especie y se ha aplicado a cebras, jirafas, leopardos y pitones. Los colaboradores tuvieron que ajustar el algoritmo y adecuar el programa para que pudiera ser usado en *P. volitans* (J. Crall *com. pers.*) ya que sólo había sido probado en animales terrestres que presentan mayores facilidades para ser fotografiados, por lo tanto mayores facilidades para que el software reconozca a los individuos.

Básicamente, el algoritmo del HotSpotter trabaja dentro de una región de interés en cada imagen. De esta, extrae un grupo de puntos clave o “hotspots” y calcula vectores descriptores para estos puntos clave que se observan como pequeñas manchas elípticas. Una vez ha hecho esto con todas las fotos, las manchas elípticas intentan encontrar la mancha elíptica que sea más similar visualmente en todas las demás imágenes de la base de datos. A cada pareja que encuentra la llama “emparejamiento de punto clave” para cada una de las imágenes, a cada uno de estos emparejamientos se les asigna un valor dependiendo de qué tan distinguible (qué tan único) es, comparado con las otras manchas elípticas de la base de datos (J. Crall *com. pers.*).

Después de que cada mancha elíptica en la imagen consultada encuentra su pareja en la base de datos, se hace la sumatoria de los valores asignados a cada emparejamiento de punto clave, para obtener un puntaje de imagen y ese es el “puntaje de emparejamiento”. Para cada pareja de imágenes se hace la sumatoria de los puntajes de cada hotspot (punto clave o mancha elíptica), las parejas de imágenes con los puntajes acumulados más altos son mostradas al usuario como posibles coincidentes. Para *P. volitans* puntajes mayores a 50 son considerados “emparejamientos correctos” (Figura 3), entre 20 y 40 “posibles emparejamientos” (Figura 4) y menores a 20 “emparejamientos incorrectos” (Figura 5) (J. Crall *com. pers.*).

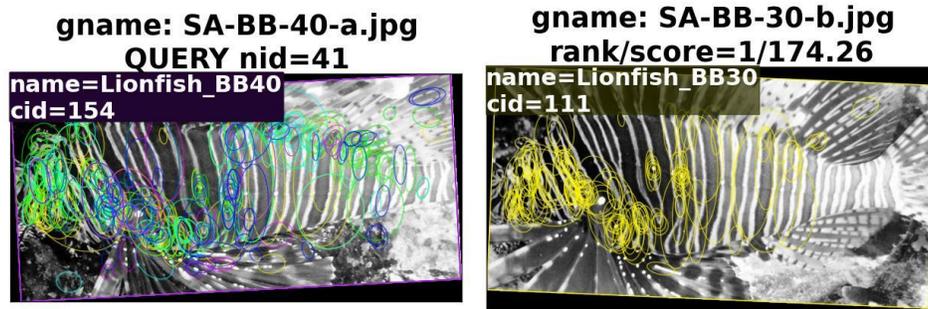


Figura 3. Emparejamiento correcto entre el individuo SA-BB-40 y el individuo SA-BB-30. Puntaje de emparejamiento = 174.26. Es decir, corresponde a una recaptura correcta.

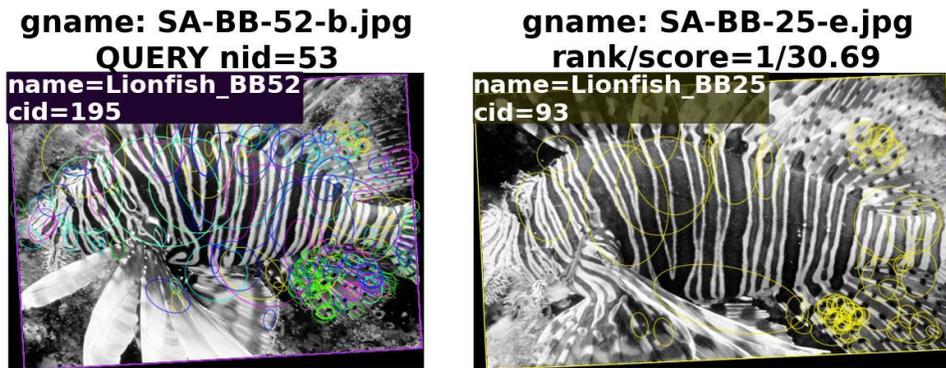


Figura 4. Posible emparejamiento entre el individuo SA-BB-52 y el individuo SA-BB-25. Puntaje de emparejamiento = 30.69. En este caso el “posible emparejamiento” es incorrecto. Es decir, no corresponde a una recaptura.

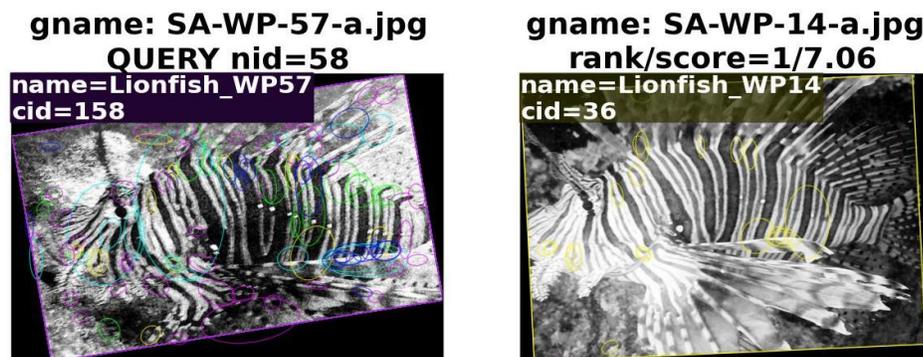


Figura 5. Emparejamiento incorrecto entre el individuo SA-WP-52 y el individuo SA-WP-14. Puntaje de emparejamiento = 7.06. Es incorrecto, no corresponde a una recaptura.

Cuando se tienen los emparejamientos correctos y los posibles emparejamientos, se verificaron las imágenes cotejándolas con la base de datos original y se establecieron las parejas correctas que correspondieron a las recapturas (Figura 6). Posteriormente, estas fotografías fueron sometidas a un análisis cruzado de opiniones (Kelly *et al.* 2008), donde tres observadores diferentes identificaron cada pez león a nivel de individuo con sus respectivas recapturas, con base en las características físicas y marcas naturales de los animales. Cabe mencionar que en los casos en los que el HotSpotter mostró “posibles emparejamientos”, fue necesario revisar uno a uno los casos ya que los hubo correctos e incorrectos.

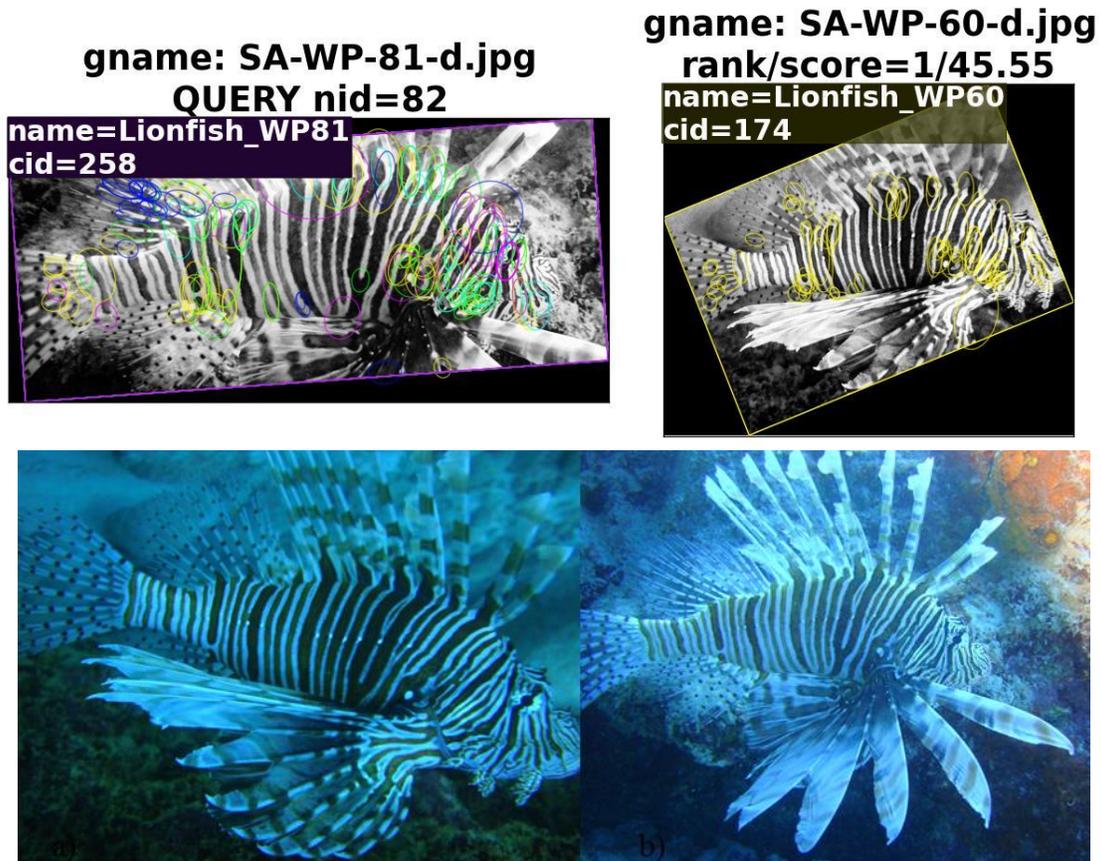


Figura 6. En la parte superior se observa la pareja encontrada por el HotSpotter, corresponde a un emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-81 y el individuo SA-WP-60 (Puntaje de emparejamiento = 45.55). En la parte inferior se observan las imágenes de la base de datos original de estos dos individuos a) SA-WP-60 fotografiado en agosto de 2012 y b) SA-WP-81 el mismo individuo recapturado en octubre de 2012.

Debido a la naturaleza críptica de la especie y al potencial peligro que representan sus espinas ponzoñosas, resultó (en algunas ocasiones) complicado obtener un óptimo registro fotográfico que se ajustara a los requerimientos del software HotSpotter para que las imágenes pudieran ser reconocidas y analizadas. Por otra parte, el no contar con un flash adecuado en la cámara hizo que varias de las fotografías tomadas no fueran utilizables. Por esta razón, se obtuvo un gran número de fotografías que no cumplía con las condiciones mínimas para ser utilizadas en la fotoidentificación, por lo que se calculó el porcentaje de fotos efectivas de la siguiente forma:

$$\% \text{ Fotos efectivas} = \frac{\# \text{ fotos efectivas}}{\# \text{ total de fotos}} \times 100$$

3.3 Análisis de datos

Inicialmente se exploraron los datos con estadística descriptiva. Posteriormente se aplicaron pruebas de estadística paramétrica según correspondiera. Se llevó a cabo el análisis de los parámetros poblacionales a partir de las recapturas según lo propuesto por Fisher y Ford (1947).

3.3.1 Abundancias y densidades: captura recaptura

Una de las características más importantes a considerar en los métodos de marcaje recaptura es si la población es abierta o cerrada. Una población cerrada no cambia de tamaño durante el periodo de estudio, es decir, se desprecian los efectos de nacimientos, muertes y de la migración. Por el contrario, las poblaciones abiertas, cambian de tamaño a causa de los fenómenos mencionados y son un caso más realista (Romero *et al.* 2001). Consecuentemente la investigación realizada corresponde al estudio de una población abierta.

Con la certeza de las recapturas se generó una base de datos con las historias de captura. Debido a que se realizaron más de tres muestreos se vio la conveniencia de registrar la información en una tabla de arreglo triangular llamada diagrama de Trellis (Tabla 1) en la cual se vaciaron los datos de recapturas (m_{ij}) según Fisher y Ford (1947), en donde cada animal recapturado contribuyó con una marca para cada día en que fue capturado (Lemos *et al.* 2005). Además de posibilitar el análisis, tanto el uso del diagrama de Trellis como de la historia de capturas permitieron observar de manera clara el período que duró cada individuo en ser recapturado desde el marcaje al igual que las veces que fue recapturado cada individuo.

Tabla 1. Diagrama de Trellis para ocho ocasiones de muestreo donde n_i = animales capturados el día i , r_i = animales liberados el día i , m_{ij} = animales recapturados el día i con marca del día j .

Día i	n_i	r_i	1	2	3	4	5	6	7	8
1	--	r_1	--							
2	n_2	r_2	m_{21}	--						
3	n_3	r_3	m_{31}	m_{32}	--					
4	n_4	r_4	m_{41}	m_{42}	m_{43}	--				
5	n_5	r_5	m_{51}	m_{52}	m_{53}	m_{54}	--			
6	n_6	r_6	m_{61}	m_{62}	m_{63}	m_{64}	m_{65}	--		
7	n_7	r_7	m_{71}	m_{72}	m_{73}	m_{74}	m_{75}	m_{76}	--	
8	n_8	--	m_{81}	m_{82}	m_{83}	m_{84}	m_{85}	m_{86}	m_{87}	--

Teniendo en cuenta que los tiempos entre un período de muestreo y otro no fueron constantes, que en todas las estaciones no se realizaron el mismo número de muestreos y que hubo varias ocasiones de captura y varias de recaptura, se utilizó el método propuesto por Fisher y Ford (1947) para analizar la dinámica poblacional y estimar el tamaño poblacional al igual que las densidades basándose en la historia de recapturas ya que este modelo tiene en cuenta estas características de muestreo.

Una vez obtenidos los datos de abundancia por medio de las recapturas para un área conocida, los valores se transformaron con un factor de diez mil para poder expresar los resultados en número de peces ha^{-1} para tener datos más asimilables y que fueran comparables con los obtenidos por otros investigadores para otras localidades de la región. A pesar de que en la región ésta se constituye en la primera aproximación que se hace usando esta metodología, ya ha habido algunos estudios que registran datos acerca de las densidades de *P. volitans* en el rango invadido. Con el dato de densidad (ind/ha) se hizo la estimación a la totalidad de hectáreas de fondos duros en la isla desde el litoral hasta una profundidad de 20 m, para obtener así un valor estimado de la población del invasor en la isla hasta ese ámbito de profundidad.

3.3.2 Abundancias y densidades: censo visual

Los datos de abundancia se abordaron con estadística descriptiva. Se hizo un diagrama de cajas para observar cómo se comportan las densidades en las diferentes localidades. Para cada estación se obtuvo el dato de densidad en cada ocasión de muestreo. De igual manera, para cada sitio se calculó la densidad promedio estimada como el valor promedio de la densidad obtenida en cada transecto durante todos los muestreos realizados.

Con el software de uso libre R se hizo un análisis de varianza (ANOVA) a una vía para establecer si existían o no diferencias estadísticamente significativas en cuanto a las densidades entre las estaciones. Se aplicó el test de Shapiro-Wilk, para comprobar los supuestos de normalidad de los residuales después de haber aplicado el ANOVA. Posteriormente se aplicó el test de Bartlett para verificar el supuesto de homocedasticidad. Finalmente se efectuó el test de Tukey para saber cuál de las estaciones presentó diferencia en cuanto a densidades con respecto a las otras.

Una vez obtenidos los datos de abundancia mediante el censo visual para un área conocida, los valores se transformaron igualmente con un factor de diez mil para poder expresar los resultados en número de peces ha^{-1} para tener datos más asimilables y que fueran comparables con los obtenidos para otras localidades de la región. Con el valor de densidad (ind/ha) se hizo la estimación a la totalidad de hectáreas de fondos duros en la isla desde el litoral hasta una profundidad de 20 m, para obtener así un valor estimado de la población del invasor en la isla.

3.3.3 Estructura de tallas

En un comienzo los datos de tallas fueron analizados mediante estadística descriptiva. Se realizaron diagramas de cajas e histogramas de frecuencia, así como gráficos de barras para observar cómo fue el comportamiento de las tallas en y entre las estaciones muestreadas durante el tiempo de estudio. Para cada estación se obtuvo el dato de la talla promedio encontrada en cada ocasión de muestreo. Así mismo, para cada una de éstas se calculó la talla promedio estimada como el valor promedio de la talla obtenida en cada uno de los transectos durante todo el tiempo de muestreo.

Posteriormente se verificó si había diferencias significativas en cuanto a talla entre estaciones, para esto se realizó un análisis de varianza (ANOVA) a una vía. Se usó la prueba Shapiro-Wilk para comprobar que los residuales del análisis de varianza mencionado cumplieran o no el supuesto de normalidad. Finalmente la homogeneidad de varianzas se comprobó aplicando un test de Bartlett. Estos análisis fueron llevados a cabo utilizando el software estadístico de uso libre R.

3.3.4 Comunidad íctica acompañante

Inicialmente la riqueza y abundancia se exploraron globalmente utilizando estadística descriptiva. Se hizo un análisis cualitativo de la comunidad para cada una de las estaciones y para todas en conjunto para ver cuáles fueron las especies, géneros y familias dominantes. Igualmente se llevaron a cabo análisis de clúster con el software Palenontological Statistic (PAST) versión 1.34, que fueron usados para agrupar las estaciones de acuerdo a la presencia ausencia de sus especies y abundancias relativas. Para este análisis se usó el coeficiente de similaridad de Jaccard. Los índices de diversidad, como Shannon, dominancia y equidad (Magurran 1988), también se realizaron con la ayuda del programa PAST y se usaron para comparar los atributos del conjunto de especies censadas en cada transecto.

4. Resultados

4.1 Fotoidentificación y recapturas

De los tres transectos muestreados se obtuvieron un total de 1408 imágenes que corresponden a 221 individuos. Para BB 343 imágenes de 52 individuos. Para NV-VE 496 imágenes de 83 individuos. Para WP 569 imágenes de 86 individuos. Del total de imágenes obtenidas fueron seleccionadas 849 eligiendo las fotografías de mejor calidad y que mejor cumplieran con los requerimientos necesarios para realizar el análisis de fotoidentificación y donde se observaran mejor las características del patrón de coloración del león. Se calculó el porcentaje de fotos efectivas así:

$$\% \text{ de fotos efectivas} = \frac{849}{1408} \times 100 = 60.30 \%$$

Los resultados de 14 meses de muestreo en el área de estudio permitieron la identificación de 221 individuos a través del análisis fotográfico, de los cuales se logró la recaptura en 21 ocasiones (Anexo 1). Esto corresponde a una tasa de recaptura del 9.5%. 14 individuos presentaron un evento de recaptura (82.36%) después de haber sido marcados. Dos individuos fueron recapturados en dos ocasiones (11.76%). Sólo un individuo logró ser recapturado en tres ocasiones (5.89%) después de haber sido marcado. En total se logró la recaptura de 17 individuos correspondientes al 7.7% del total de individuos marcados.

En la estación BB se recapturó un individuo en una ocasión de muestreo (0.46%). En la estación NV-VE fueron recapturados cuatro individuos una sola vez (1.81%). En la estación WP hubo 16 eventos de recaptura (7.2%). Fueron recapturados 12 individuos, 9 individuos fueron recapturados en una ocasión, 2 lo fueron en dos ocasiones y un individuo fue recapturado en tres ocasiones de muestreo (Tabla 2). Del total de las recapturas 4.8% se logró en BB, 19.0% en NV-VE y 76.2% en WP.

Tabla 2. Datos de recaptura de pez león durante el tiempo de muestreo en la isla de San Andrés. Cód. ind. m: código del individuo el día de la marca. Fm: fecha de marca. Tm: talla el día de la marca. Cód. ind. r: código del individuo el día de la recaptura. Fr: fecha de recaptura. Tr: talla el día de la recaptura.

BB					
Cód. ind. m	Fm	Tm (cm)	Cód. ind. r	Fr	Tr (cm)
SA-BB-30-abcd	Ago-2012	29	SA-BB-40-abcd	Oct-2012	32
NV-VE					
Cód. ind. m	Fm	Tm (cm)	Cód. ind. r	Fr	Tr (cm)
SA-VE-02-abc	Mar-2012	27	SA-VE-10-ab	Abr-2012	30
SA-VE-15-a	Abr-2012	29	SA-VE-41-abcd	Ago-2012	35
SA-VE-28-abcde	Jun-2012	27	SA-VE-48-abcde	Oct-2012	30
SA-VE-49-abcd	Oct-2012	32	SA-VE-55-abcd	Mar-2013	29
WP					
Cód. ind. m	Fm	Tm (cm)	Cód. ind. r	Fr	Tr (cm)
SA-WP-27-abc	Feb-2012	32	SA-WP-30-abcde	Abr-2012	36
SA-WP-02-abc	Feb-2012	--	SA-WP-37-a	Abr-2012	31
SA-WP-09-ab	Feb-2012	21	SA-WP-35-a	Abr-2012	25
SA-WP-18-abcd	Feb-2012	39	SA-WP-39-a	Abr-2012	36
SA-WP-17-abcde	Feb-2012	32	SA-WP-41-abc	Jun-2012	37
SA-WP-31-abc	Abr-2012	30	SA-WP-52-abc	Jun-2012	40

SA-WP-46-abcd	Jun-2012	31	SA-WP-65-ab	Ago-2012	--
SA-WP-56-abc	Jun-2012	38	SA-WP-82-abcd	Oct-2012	43
SA-WP-84-abcdef	Oct-2012	29	SA-WP-92-abcde	Mar-2013	30
SA-WP-15-ab	Feb-2012	24	SA-WP-54-abc	Jun-2012	32
SA-WP-15-ab	Feb-2012	24	SA-WP-83-abcdef	Oct-2012	34
SA-WP-22-ab	Feb-2012	--	SA-WP-47-abc	Jun-2012	20
SA-WP-22-ab	Feb-2012	--	SA-WP-68-abcd	Ago-2012	22
SA-WP-38-a	Abr-2012	25	SA-WP-49-abcd	Jun-2012	30
SA-WP-38-a	Abr-2012	25	SA-WP-60-abcde	Ago-2012	34
SA-WP-38-a	Abr-2012	25	SA-WP-81-abcdefg	Oct-2012	37

En promedio (\pm DE) se registraron eventos de recaptura cada 3.6 meses (\pm 1.7). De los 21 eventos de recaptura uno (4.8%) se obtuvo con un mes de diferencia, ocho (38.1%) fueron recapturas con dos meses de diferencia, siete (33.3%) correspondieron a recapturas después de cuatro meses de haber sido marcados y dos (9.5%) fueron de cinco meses. Dos (9.5%) correspondieron a recapturas con seis meses de diferencia y hubo un (4.8%) evento de recaptura con un lapso de ocho meses después de la ocasión de marcaje. Los individuos que fueron recapturados después de seis meses presentaron eventos de recaptura en muestreos anteriores, sino que desde la ocasión en que fueron marcados hasta la última fecha en que fueron recapturados transcurrió ese lapso de tiempo.

4.2 Abundancias y densidades por captura recaptura

La historia y los datos de recaptura fueron consignados en el siguiente diagrama de arreglo triangular (diagrama de Trellis). El vaciado y análisis de los datos de las recapturas se hizo según lo propuesto por Fisher y Ford (1947). En este diagrama cada animal contribuye con una marca para cada día en que fue capturado (Tabla 3).

Tabla 3. Vaciado de los datos de recapturas en diagrama de Trellis según lo descrito por Fisher y Ford (1947) para el período de muestreo donde n_i = animales capturados el día i , r_i = animales liberados el día i , m_{ij} = animales recapturados el día i con marca del día j .

Día	Capturados	Liberados	m_{ij} Capturados en i y marcados en j							
			feb-12	mar-12	abr-12	may-12	jun-12	ago-12	oct-12	mar-13
I	n_i	r_i								
feb-12	48	48	xx							
mar-12	13	13	0	xx						
abr-12	31	31	4	1	xx					
may-12	6	6	0	0	0	Xx				
jun-12	27	27	3	0	2	0	xx			
ago-12	46	46	1	0	2	0	1	xx		
oct-12	29	29	1	0	1	0	2	1	xx	
mar-13	21	0	0	0	0	0	0	0	2	Xx

Como se mencionó anteriormente, el análisis poblacional corresponde al de una población abierta ya que está sujeta a ganancias por nacimientos e inmigraciones y que está sufriendo pérdidas por muertes y emigraciones. Según Lemos *et al.* (2005), este método estima cuál es la probabilidad de sobrevivir entre el día i y el día $i+1$, dicha estimación recibe el nombre de tasa de sobrevivencia, y

es denotada por S_i . A partir de los datos obtenidos de las historias de recaptura de los individuos y asumiendo una $S = 0.816$ se obtuvieron los siguientes valores para la población del pez león durante el período de estudio, en los tres sitios de muestreo correspondientes a 1200 m² en la isla de San Andrés en el ámbito de profundidad trabajado (Tabla 4):

Tabla 4. Valores estimados para la población de *P.volitans* en un área de 1200 m² a partir de $S = 0.816$ donde N_i = tamaño de la población el día i , B_i = número de ganancias de la población, D_i = número de pérdidas de la población.

Día i	N_i	B_i	D_i
feb-12	--	--	--
mar-12	548,35	-220,42	100,90
abr-12	227,04	234,97	41,78
may-12	420,23	-91,46	77,32
jun-12	251,46	415,22	46,27
ago-12	620,40	-49,29	114,15
oct-12	456,96	347,55	84,08
mar-13	720,43	--	--

De acuerdo con Begon (1979), el significado de los valores negativos observados en B es puramente matemático, estando por lo tanto sujetos a error, e incluso cuando biológicamente las estimaciones tienen límites (S debe estar entre 0 y 1; B y D , siempre con valores positivos), la estimación matemática puede sobrepasar dichos límites, produciendo resultados ilógicos (Lemos *et al.* 2005).

Fisher y Ford (1947) señalan que para saber si la S estimada presenta un valor confiable, es necesario que se comparen, con una prueba de χ^2 , los valores de tasa de sobrevivencia observados (tds) con los de la tasa de sobrevivencia esperados (TDS). Al comparar estos valores se determinó que no hubo diferencias significativas por lo que se aceptó la estimación de S como confiable. A un 95% de confiabilidad, el valor de χ^2 con 4 grados de libertad es 9.488, el valor obtenido para la prueba χ^2 con los valores de tds y TDS fue de 3.201. Ya que el valor obtenido es menor se asume confiable la estimación de S .

Como se observa en la Tabla 4 el tamaño de la población osciló entre 227 individuos en abril de 2012 a 720 individuos en marzo de 2013. Esta estimación corresponde a 1200 m² que es el área en la cual fue usado el método de captura recaptura aplicando la técnica de fotoidentificación. Es decir, se obtuvo un promedio de 463 individuos en 1200 m² (\pm DE: 183). Se estimó este valor a hectáreas y se obtuvo una densidad de 3858 ind/ha (\pm 1525). Usando el estimativo conservador de Densidad - DE se obtuvo un valor de 2333 ind /ha. Calculándolo a la totalidad del área de fondos duros presentes en San Andrés hasta una profundidad de 20 m (la cual corresponde a 2894 ha), y conociendo las localidades donde ha sido observado el invasor (Figura 7) las cuales se encuentran hasta la isóbata de los 20 m (según Murcia *et al.* 2012), se calculó el tamaño de la población en 6751702 individuos presentes hasta este ámbito de profundidad en la isla.

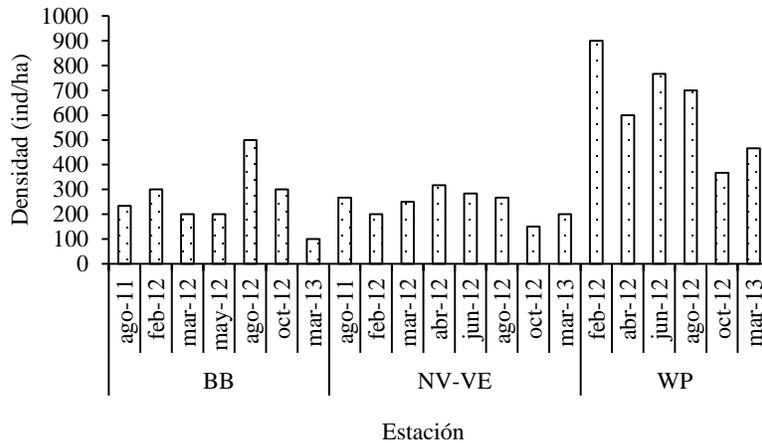


Figura 8. Variación de las densidades de *P. volitans*, durante el tiempo de muestreo (agosto de 2011 – marzo de 2013) en las diferentes estaciones en la isla de San Andrés.

Las densidades fueron cambiantes durante todo el período de muestreo. Para BB se obtuvo una densidad máxima en agosto de 2012 de 500 ind/ha y una mínima de 100 ind/ha en marzo de 2013. En la estación NV-VE se observaron densidades de 317 ind/ha en abril de 2012 mientras que en octubre del mismo año las densidades fueron de 150 ind/ha. La estación WP fue la que presentó las densidades más altas durante todo el tiempo de muestreo, observándose densidades de hasta 900 ind/ha en febrero de 2012 y para el mes de octubre del mismo año las densidades más bajas observadas en dicha estación fueron de 367 ind/ha.

Si bien los valores de densidades variaron a lo largo del tiempo, la tendencia fue la misma, la localidad WP presentó siempre las densidades más altas. Incluso en los muestreos en que BB y NV-VE presentaron sus picos altos de densidad, éstas fueron invariablemente inferiores a las de WP. Así mismo, los valores de densidades de estas dos estaciones estuvieron cercanos durante el período de muestreo. Los promedios (\pm DE) de las densidades observadas fueron: BB 262 (\pm 125) ind/ha, NV-VE 242 (\pm 54) ind/ha y WP 633 (\pm 197) ind/ha (Figura 9).

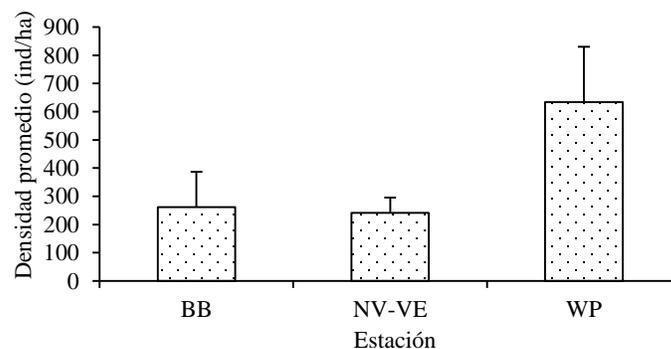


Figura 9. Promedio de las densidades (ind/ha) de *P. volitans*, en cada estación en la isla de San Andrés.

La Figura 10 es otra de las herramientas de la estadística descriptiva que permite apreciar visualmente las diferencias entre las medianas y el conjunto de datos correspondientes a las densidades poblacionales del pez león entre las estaciones muestreadas. En esta se puede ver cómo es la dispersión de los puntos, así como los valores máximos y mínimos. Igualmente se puede observar que la densidad máxima de 500 ind/ha encontrada en la estación BB corresponde a un

valor atípico o *outlier* para esa estación. En ninguna de las otras estaciones se presentaron valores atípicos en las densidades poblacionales de *P. volitans*.

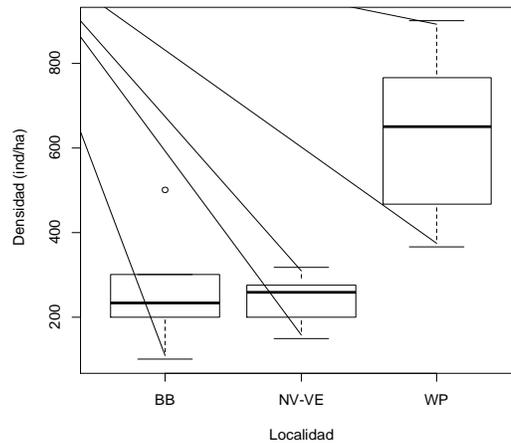


Figura 10. Diagrama de cajas para las densidades (ind/ha) de *P. volitans*, por estación muestreada en la isla de San Andrés.

Un ANOVA a una vía permitió establecer que existen diferencias en cuanto a las densidades entre las estaciones (Tabla 5). Con el test de Shapiro-Wilk se comprobó la normalidad de los residuales producto del análisis de varianza ($W = 0.9793$, $p = 0.9144$); posteriormente se aplicó el test de Bartlett, como el supuesto de homocedasticidad no se cumplió se realizó la transformación $x^{0.25}$ con lo cual se obtuvo $K = 3.0535$, $p = 0.2172$.

Tabla 5. Análisis de varianza para las densidades (ind/ha) de *P. volitans*, en las estaciones estudiadas.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	g.l.	Cuadrado medio	Estadístico F	Valor p
Estación	4.638	2	2.3188	16.04	0.0001
Residuos	2.602	18	0.1445		

Puesto que $p < 0.05$ se asumió que por lo menos una de las estaciones presentó diferencias significativas en cuanto a densidades con respecto a las demás. Por lo tanto se efectuó un test de Tukey para verificar cuál de las estaciones presenta una densidad estadísticamente diferente a las demás (Tabla 6).

Tabla 6. Pares de estación y su correspondiente valores p resultado del test Tukey HSD.

Pares	Valor p
BB-NV-VE	0.9920997
WP-NV-VE	0.0002024
WP-BB	0.0003548

En la Tabla 6 se puede notar que la estación que presentó diferencias en cuanto a las densidades poblacionales de pez león con respecto a las otras fue WP, donde se observaron las mayores

densidades. Con los resultados obtenidos durante la investigación se estimó una densidad promedio (\pm DE) para las tres estaciones muestreadas de 379 (\pm 220) ind/ha. Esta densidad calculada para el área total (2894 ha) de fondos duros presentes en la isla hasta un ámbito de profundidad de 20 m da un valor estimado de tamaño poblacional de 1096826 individuos de la especie invasora *P. volitans*.

4.4 Estructura de tallas de *Pterois volitans* en San Andrés

En la Figura 11 se puede observar cuál fue la tendencia en la estructura de tallas del pez león en cada una de las estaciones a lo largo del muestreo. Se ve que no hubo época en la que haya habido promedio de tallas pequeñas que indicaran algún evento de reclutamiento. Las tallas extremas fueron eventos extraños en los monitoreos, se puede observar que los promedios de tallas en las estaciones en las distintas fechas estuvieron muy cercanos unos con otros. En la estación BB se obtuvo el mayor promedio de tallas en mayo de 2012 con un valor de 33.8 cm. El valor más bajo se obtuvo en agosto de 2011 con 24 cm. En NV-VE el valor promedio más alto fue de 31.3 cm en marzo de 2013 y el más bajo en agosto de 2012 con 24.9 cm. En WP el valor promedio más alto fue de 31.1 cm en febrero de 2012, mientras que el más bajo fue de 25.7 cm en marzo de 2013.

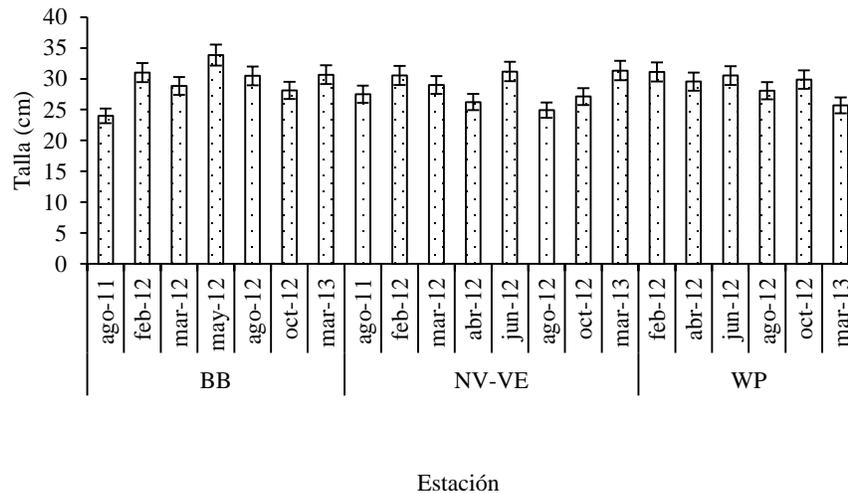


Figura 11. Variación de los promedios de las tallas de *P. volitans*, durante el tiempo de muestreo en las diferentes estaciones muestreadas en la isla de San Andrés.

En la Figura 12 se puede observar que la estación que presentó las mayores tallas promedio (\pm DE) fue BB (29.5 ± 3 cm), seguida de WP (29.3 ± 2 cm), mientras que en NV-VE (28.3 ± 2.4 cm) se vieron las tallas promedio más pequeñas. No obstante, todos los promedios presentaron valores muy cercanos. La tendencia en los promedios estuvo marcada por las tallas extremas (grandes y/o pequeñas).

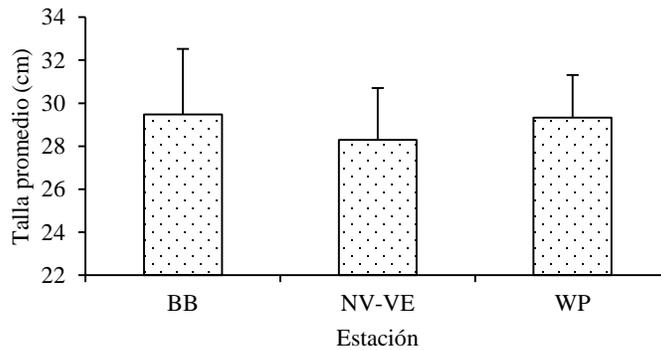


Figura 12. Promedio de las tallas de *P. volitans*, en cada estación muestreada en la isla de San Andrés.

La Figura 13 muestra claramente que la tendencia en las tallas la dieron los valores atípicos. Por ejemplo en la estación NV-VE se observaron dos valores atípicos en las tallas que estuvieron por fuera del cuartil inferior, mientras que en BB y WP sólo hubo un valor atípico en cada una. Estos dos datos atípicos encontrados en NV-VE podrían explicar el valor más bajo en el promedio de tallas del pez león. No obstante es evidente que las medianas de los tres conjuntos de datos se encuentran en la misma región, lo que hace pensar que no hay diferencias en cuanto a tallas entre estaciones. Igualmente se observa que la estación WP presentó las tallas más grandes y las más pequeñas. BB y NV-VE presentaron distribución de tallas similares, pero los dos valores atípicos observados en NV-VE hacen que el promedio esté por debajo.

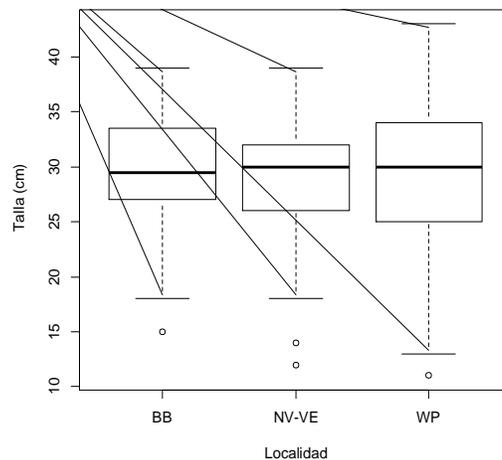


Figura 13. Diagrama de cajas para tallas (cm) de *P. volitans*, por estación muestreada en la isla de San Andrés.

Como se mencionó anteriormente la estación NV-VE presentó los valores promedio más pequeños en sus tallas. Sin embargo fue la estación WP en la que se observaron las tallas más pequeñas: 11 cm que corresponde al atípico de la Figura 14. Además se encontró un individuo con una talla de 13 cm y otro de 14 cm. En la estación NV-VE los *outliers* correspondieron a tallas de 12 y 14 cm (Figura 13) y la siguiente talla es de 18 cm. En BB el valor atípico corresponde a un individuo de 15 cm. Estos valores podrían explicar el comportamiento de los promedios.

En la Figura 14 se observa que en la estación WP se presentaron los valores más pequeños y más grandes (11 y 43 cm respectivamente). De igual manera en esta estación hubo tres individuos que superaron los 40 cm. En las estaciones NV-VE y BB el individuo más grande fue de 39 cm, en BB 3 individuos presentaron esta talla, mientras que en NV-VE tan sólo un individuo la presentó. Las tallas en la estación BB estuvieron siempre distribuidas hacia la mitad del intervalo.

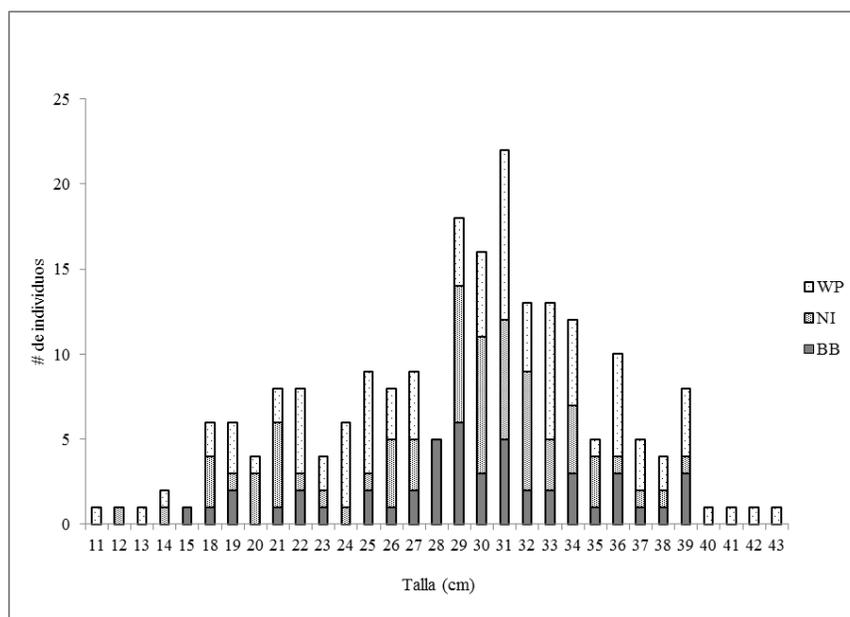


Figura 14. Histograma de frecuencia de tallas de *P. volitans*, en las tres estaciones de muestreo en la isla de San Andrés.

En total se midieron 215 individuos. 48 en BB, 71 en NV-VE y 96 en WP. La talla promedio en las tres estaciones fue de 29.03 cm. El 8.4% (18) de los individuos medidos fueron peces menores a 20 cm. Fue el ámbito de tallas en donde hubo menos individuos. La mayor frecuencia en las tallas se encontró en los individuos entre 20 y 30 cm, los cuales representaron el 47.9% (103) de los individuos medidos. El 43.7% (94) de los individuos presentó tallas superiores a los 30 cm. Tanto en BB como en NV-VE la frecuencia de tallas de los peces fue superior entre los 20 y 30 cm de LT. Sin embargo en la estación WP la mayor frecuencia de tallas observada fue en el ámbito de > 30 cm (Tabla 7).

Tabla 7. Distribución de frecuencias de talla (Longitud Total LT en cm) de *P. volitans*, en cada una de las estaciones muestreadas en la isla de San Andrés.

	cm	BB	NV-VE	WP	Total
LT	< 20	4	6	8	18
	20 - 30	23	38	42	103
	> 30	21	27	46	94
	«	15	12	11	
	»	39	39	43	
Total		48	71	96	215
Promedio		29,48	28,30	29,33	29,02
DE		5,71	5,68	6,59	6,10

Para verificar si existieron diferencias en las tallas entre las estaciones estudiadas se realizó un ANOVA a una vía, con la estación como factor y la talla como variable respuesta (Tabla 8). El test de Shapiro-Wilk permitió comprobar que los residuales del análisis de varianza mencionado no cumplieron el supuesto de normalidad por lo que se transformó con $x^{1.5}$ para obtener ($W = 0.9896$, $p = 0.1239$); la homogeneidad de varianzas se comprobó aplicando un test de Bartlett ($K = 2.2194$, $p = 0.3297$).

Tabla 8. Análisis de varianza para las tallas (cm) de *P. volitans*, en las estaciones estudiadas en San Andrés.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	g.l.	Cuadrado medio	Estadístico F	Valor p
Estación	57	2	28.39	0.761	0.469
Residuos	7912	212	37.32		

Puesto que el p-valor fue > 0.05 se sume que no hay diferencias estadísticamente significativas en lo referente a las tallas entre las estaciones muestreadas en San Andrés.

4.5 Comunidad íctica asociada

Un total de 100 especies fueron censadas en las tres estaciones durante el período de muestreo. Este número de especies estuvo representado en 8 órdenes, 35 familias y 62 géneros (Anexo 2). 64 especies en BB (4 órdenes, 24 familias y 38 géneros); 66 especies en NV-VE (5 órdenes, 25 familias y 39 géneros); y 70 especies en WP (7 órdenes, 31 familias y 48 géneros) (Figura 15).

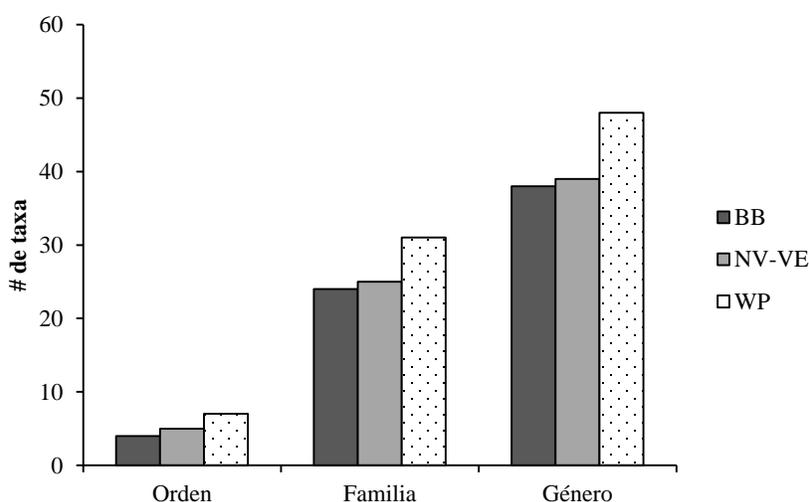


Figura 15. Riqueza de los taxa en las estaciones muestreadas en la isla de San Andrés.

Los Perciformes fueron el orden más rico, con 81 especies, seguido por Tetraodontiformes 9 especies, Beryciformes 4 especies, Syngnathiformes 2 especies, mientras que los Anguilliformes,

Pleuronectiformes, Orectolobiformes y Scorpaeniformes estuvieron representados por una especie cada uno (Figura 16).

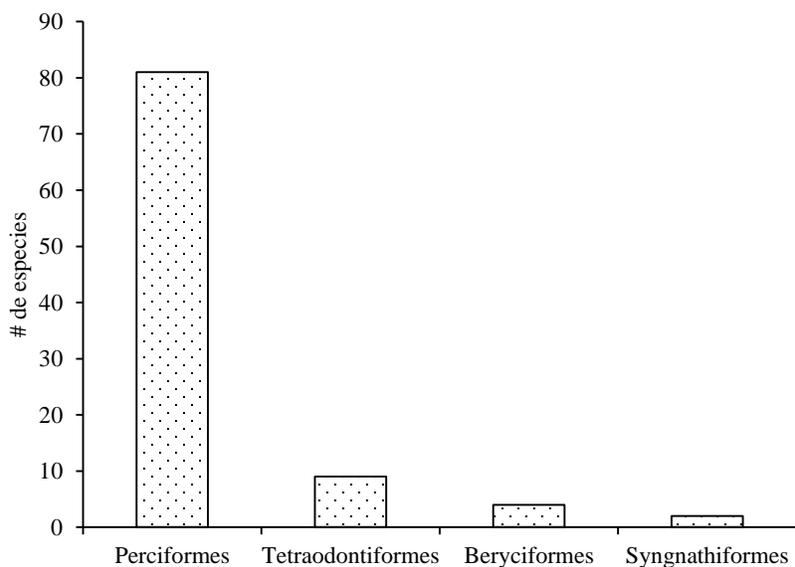


Figura 16. Riqueza de especies en los órdenes encontrados durante el tiempo de muestreo en la isla de San Andrés.

Las familias con mayor riqueza de especies fueron: Serranidae (14), Pomacentridae (10), Labridae y Scaridae (7), Haemulidae (6), Lutjanidae (5), Chaetodontidae, Carangidae, Pomacanthidae y Holocentridae (4), Acanthuridae (3); las 24 familias restantes estuvieron representadas por a lo sumo dos especies (Figura 16).

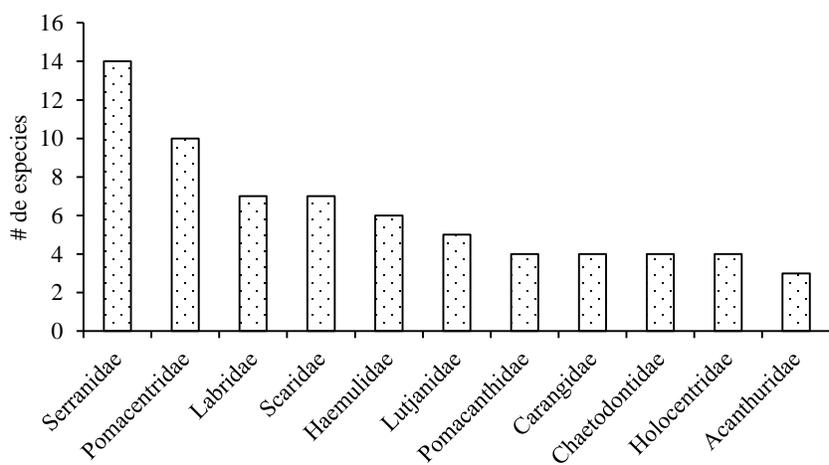


Figura 17. Riqueza de especies en las familias encontradas durante el tiempo de muestreo en la isla de San Andrés.

Diez de los géneros concentran la mayor riqueza de especies *Hypoplectrus* (8), *Haemulon* y *Stegastes* (5), *Halichoeres*, *Sparisoma* y *Lutjanus* (4), *Chaetodon*, *Chromis*, *Scarus* y *Acanthurus*, (3). Los 52 géneros restantes presentan de una a dos especies (Figura 18).

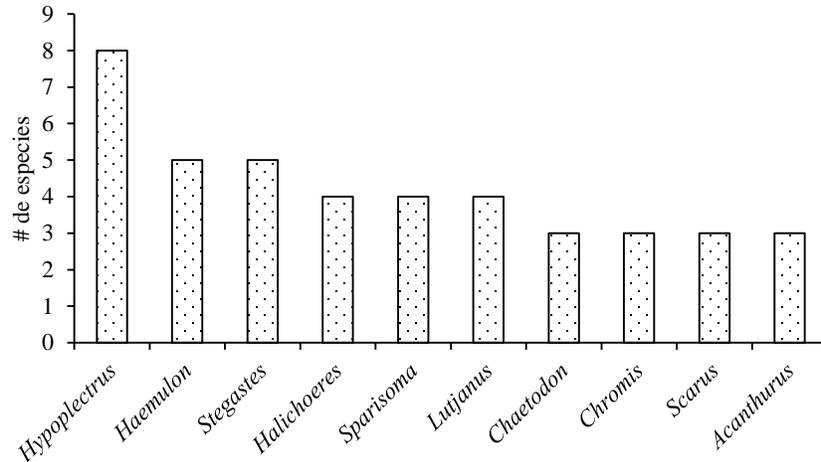


Figura 18. Riqueza de especies en los géneros encontrados durante el tiempo de muestreo en la isla de San Andrés.

Con el programa PAST se obtuvieron los siguientes índices de diversidad (Tabla 7)

Tabla 9. Índices de diversidad Shannon, Dominancia y Equidad para las tres estaciones muestreadas en San Andrés.

Índice	Localidad		
	BB	NV-VE	WP
Shannon (H)	1,674	2,31	1,754
Dominancia (D)	0,3151	0,2565	0,3047
Equidad (J)	0,4026	0,5513	0,4129
# de especies	64	66	70

De igual manera, se llevó a cabo un análisis de clúster (Figura 19) que es un índice de similaridad para observar cómo se agrupan las estaciones de acuerdo a la composición y abundancia de la ictiofauna presente. Para este análisis se usó el coeficiente de similaridad de Bray Curtis (0.75).

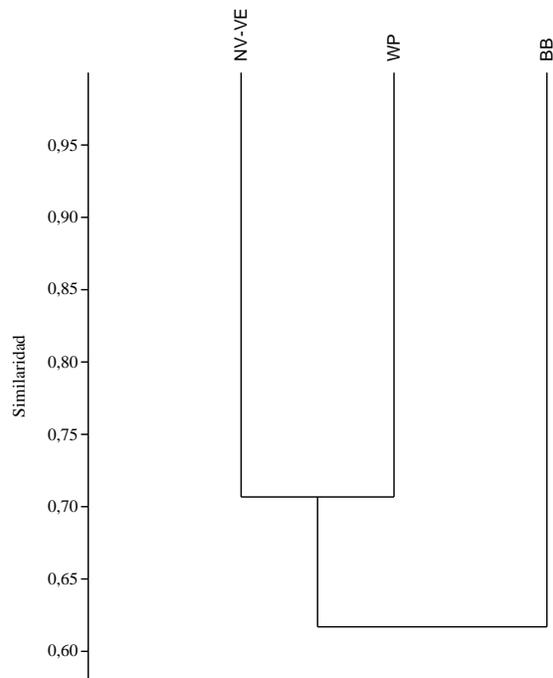


Figura 19. Clúster de similaridad entre las estaciones muestreadas durante el tiempo de muestreo en la isla de San Andrés.

En la Figura 19 se observa que la estación BB es la más disímil en comparación con las otras dos estaciones. No obstante ninguno de los tres transectos de muestreo presenta grandes diferencias con respecto a los demás, ya que todos se encuentran por debajo del índice de similaridad. En la tabla 7 se pueden ver los índices de diversidad de cada localidad. Se observa que aunque WP fue la estación con más especies, NV-VE tiene H mayor. Este índice es coherente con los de J y D en donde NV-VE presenta mayores y menores valores respectivamente. Sin embargo, estos índices están muy cercanos unos a otros en todas las estaciones.

4.6 Monitoreo en OPRP

Desde agosto de 2011 hasta marzo de 2013 se llevó a cabo el monitoreo en los ecosistemas de manglar y pradera de pastos marinos en nueve ocasiones para documentar la presencia del invasor en alguno de estos ecosistemas. Durante los recorridos de 1600 m² en el ecosistema de manglar y de 800 m² en el ecosistema de pastos marinos no fue observado ningún individuo de *P. volitans*, estos monitoreos fueron realizados siempre por el investigador y un colaborador entrenado en la búsqueda de los organismos objeto de estudio. En los trece meses en que se hizo el monitoreo no se registró la presencia del invasor, ni en las observaciones *in situ*, ni por anécdotas o información suministrada por alguna otra persona.

En cada uno de los ecosistemas se hizo el inventario de la comunidad íctica, se registraron 36 especies. 29 de ellas en el manglar (27 Perciformes, 2 Tetraodontiformes y una de Beloniformes y de Clupeiformes). Se registraron 14 familias de las cuales Scaridae presentó cinco especies, seguida por Pomacentridae con cuatro especies y Gerreidae y Haemulidae tres especies cada una. El resto de familias estuvieron representadas por a lo sumo dos especies. 20 géneros se encontraron en este

ecosistema de los cuales *Haemulon* y *Stegastes* fueron los que presentaron mayor número de especies con tres cada uno. Se observaron 17 especies en la pradera de fanerógamas (16 Perciformes y una de Tetraodontiformes y Beloniformes). En este ecosistema se observaron 10 familias de las cuales Scaridae presentó la mayor riqueza con cuatro especies, seguida por Pomacentridae con tres especies. Las demás familias estuvieron representadas por una o dos especies. Se registraron 13 géneros de los cuales *Sparisoma* fue el que tuvo la mayor riqueza con tres especies, los demás géneros estuvieron representados por una o dos especies (Anexo 3).

5. Discusión

Uno de los problemas ambientales que ha suscitado mayor interés mundial en los últimos años es la pérdida de biodiversidad como consecuencia de las actividades humanas, ya sea de manera directa (sobreexplotación) o indirecta (alteración del hábitat) (Moreno 2001). El rápido aumento en el tránsito de personas y mercancías ligado a la creciente globalización ha multiplicado tanto la escala espacial de las introducciones como el número de organismos y especies que se transportan de una región a otra. Estos dos rasgos (gran escala espacial y aceleradas tasas de cambio) son comunes a todos los procesos que forman parte del llamado “cambio global”: conjunto de cambios ecológicos que están ocurriendo a escala planetaria que han sido inducidos por el hombre (Vilâ *et al.* 2008).

Más de 120 especies de peces han sido introducidas en sistemas marinos y estuarios y con frecuencia estos peces exóticos son más grandes y más agresivos que la fauna de peces nativos y eventualmente pueden provocar la extinción local de las poblaciones (Primack *et al.* 2001). El hecho de que el pez león esté entre los 10 peces marinos más valiosos importados en los Estados Unidos (Ruiz-Carus *et al.* 2006), representa un desafío que va más allá de la investigación biológica y la proposición de planes de manejo de la especie. Es un llamado a los estados y entes encargados de generar las políticas ambientales y de comercio, para que éstas sean verdaderamente responsables y que no volvamos a tropezarnos con la misma piedra (que para el caso *P. volitans* parece ser de dimensiones colosales). De igual manera, no pueden dejarse de lado los programas de investigación, sensibilización y educación que son el cimiento de las decisiones que se tomen en el futuro.

Uno de los principios del concepto de “resistencia biótica” es el hecho de que los organismos foráneos se vuelven exitosos cuando vienen de un lugar con mayor riqueza de especies que el área a la cual invaden (Kimbrow *et al.* 2013). Los arrecifes en el Caribe por su historia biogeográfica, sólo sostienen aproximadamente 22% de las especies de peces que se pueden encontrar en el Indo-Pacífico (Bellwood y Wainwright 2002), son ecosistemas poco diversos y alterados, que favorecen el éxito del invasor originario de un ambiente altamente competitivo. De hecho, la mayor causa de mortalidad en su ámbito natural de distribución es la depredación y la muerte de las larvas por inanición (Fishelson 1997). En el ámbito invadido mueren por debajo de los 10° C (Kimball 2004) o por extracción mecánica. No existe documentación científica sobre depredadores o enfermedades que pudieran controlar las altas densidades observadas en el área invadida, todas las publicaciones y registros corresponden a observaciones anecdóticas.

Así mismo, y a pesar de que la comunidad científica y los políticos reconocen que las introducciones de especies exóticas progresivamente son una amenaza para la integridad marina (Bax *et al.* 2003), se considera que el manejo de ellas en el ámbito marino tiene una particular dificultad. Esto se debe a que muchos de los métodos de control actúan de forma localizada, mientras que las especies marinas tienden a tener un amplio ámbito de distribución. Razón por la cual es urgente la unión de esfuerzos para el conocimiento, manejo y control de la especie en nuestras aguas, así como la implementación de métodos alternativos que brinden posibilidades reales y aplicables de monitorear y conocer el estado y dinámica de la población de pez león en el Gran Caribe para tener alguna probabilidad de hacer frente o al menos lograr mitigar los efectos de esta invasión.

5.1 Fotoidentificación y recapturas

849 fotografías de pez león pudieron ser usadas para el análisis de identificación de los individuos. Esto corresponde al 60.3 % de efectividad en las fotos obtenidas lo cual sugiere que hubo un esfuerzo relativamente adecuado en la obtención de las imágenes. En otros estudios en los que se ha utilizado la herramienta de fotoidentificación realizados en animales tetrápodos terrestres se han obtenido valores por encima del 80%. No obstante, el hecho de haber realizado el trabajo con un pez de arrecife supuso un reto metodológico no sólo en términos de identificación individual, sino respecto a la habilidad del investigador de poder obtener imágenes de suficiente calidad para ser utilizables en el proceso de fotoidentificación.

De igual manera, si bien la cámara utilizada en esta metodología permitió cumplir los objetivos, el haber contado con un mejor flash seguramente hubiera aumentado el valor del porcentaje de fotos efectivas, ya que la mayoría de las imágenes descartadas (aproximadamente 70 %), lo fueron porque la fotografía estaba demasiado oscura. Inclusive después de haber hecho el proceso de optimización de la imagen en Photo Shop era imposible observar el patrón de coloración de los individuos fotografiados. Esto debido principalmente a que los transectos escogidos estaban ubicados en áreas cavernosas y en ocasiones sin suficiente luz solar para obtener buenas imágenes.

Igualmente hubo otras imágenes (aproximadamente 30 %) que fueron descartadas porque la foto obtenida no era lo suficientemente perpendicular como para observar las marcas de los peces. Esto se debió en algunas ocasiones a que los individuos se asustaban con la presencia del investigador y no daba el tiempo suficiente para obtener buenas imágenes; en varios de estos casos sólo se obtuvo registro de la aleta caudal y/o de otras partes del animal insuficientes para el proceso de fotoidentificación. Por esta razón se considera que el porcentaje de fotos efectivas obtenido es aceptable, teniendo en cuenta la posibilidad que tienen los individuos de moverse en un espacio tridimensional y los equipos con los que se contó para la investigación.

Así mismos, durante el desarrollo del proyecto se observó que en algunas ocasiones, especialmente en las que el león se encontraba en lugares oscuros, una vez disparado el flash, el animal se tornaba “nervioso”, situación que hizo difícil (algunas veces) obtener buenas fotografías después de haber accionado la cámara por primera vez. Una de las formas de evitar que se presente cautela de los animales hacia las cámaras es hacer uso de equipos que utilicen infrarrojo en lugar de flash, o si el animal se encuentra en una zona con disponibilidad de luz, desactivar el flash y utilizar únicamente la luz del día (Rowcliffe *et al.* 2008).

El uso del software HotSpotter fue fundamental ya que el reconocimiento de los animales requiere la comparación de cada imagen con las de una base de datos donde cada individuo ha sido identificado anteriormente. Después, ya sea añadiendo al registro de un animal previamente identificado o creando un nuevo registro para un individuo, se continúa alimentando la base de datos, obteniendo así los datos de recapturas o de nuevos individuos marcados. Hasta para una población pequeña este procedimiento puede ser tedioso y propenso al error, además de ser difícilmente usado en grandes poblaciones. Claramente, los métodos computacionales para reconocimiento animal son necesarios (Crall *et al.* 2012) y en el caso de *P. volitans* fue parte indispensable en el proceso de fotoidentificación teniendo en cuenta que se obtuvo una base de datos relativamente extensa con 849 imágenes correspondientes a 221 individuos para comparar.

Se eligió la herramienta de fotoidentificación para el método de captura recaptura ya que se ha observado que una vez el pez se asienta en un lugar, tiende a permanecer en éste sin aparentemente importarle las altas densidades o presencia de competidores. Por esta razón se escogieron estaciones

que proveyeran refugio a los leones para garantizar que no hubiera mucho movimiento y lograr recapturas. Esto mismo lo observaron Zachary *et al.* (2012) quienes, utilizando el método del marcaje recaptura, encontraron que de 73 recapturas, el 56% correspondieron a individuos que permanecieron en el mismo lugar donde fueron marcados ($\pm 0,5m$) y el 18% a peces que se movieron menos de 10 m. Tan solo el 3% de las recapturas representa individuos que se movieron más de 100 m durante el período de ese estudio (10 meses) en un estuario en EE.UU. Esta alta fidelidad al sitio puede deberse tanto a la gran oferta de presas, las cuales no ven al pez león como un enemigo, así como a la ausencia de depredadores, situación que es común a la mayoría de especies invasoras.

La tasa de recaptura del 9.5% obtenida en el transcurso del estudio es baja comparada con la obtenida por Zachary *et al.* (2012) quienes obtuvieron una excepcionalmente alta tasa de recaptura de pez león del 80% en el estuario Loxahatchee, al sur de la Florida. Sin embargo, estos autores sugieren que un esfuerzo de marcaje realizado en un hábitat tridimensional más complejo daría tasas de recaptura inferiores asociadas a la topografía de estos sistemas. Igualmente dicho estuario funciona como un “sistema cerrado” ya que para salir de éste tendrían que moverse una distancia de aproximadamente 700 m, y se sabe que *P. volitans* presenta alta fidelidad a un mismo sitio y bajas tasas de movimiento cuando es adulto. Por otro lado, si se compara con el trabajo realizado por Duarte y Acero (1992) en el cual marcaron y recapturaron peces del género *Acanthurus* y obtuvieron una tasa de recaptura del 8% de estos peces arrecifales en Santa Marta, no resulta muy disímil al 9.5% obtenido en un sistema tridimensional comparable.

En la estación BB tan sólo se registró un evento de recaptura. Este hecho se le atribuye a dos factores. Por un lado esta es la estación que está más abierta por ser un bajo arrecifal continuo de varias hectáreas de extensión, teniendo en cuenta que se trabajó siempre en un área de 300 m² anteriormente georreferenciada. Esta situación hace que sea menos probable recapturar los individuos previamente marcados (fotografiados) ya que los peces pueden encontrar refugio en cualquier lugar donde se muevan. En ese mismo sentido, la complejidad topográfica del bajo confiere suficiente disponibilidad de refugio dentro de la matriz arrecifal y que muchos individuos pasen inadvertidos, incluso para ojos expertos. Por otro lado, este es un sitio que es constantemente visitado por turistas y operadores de buceo quienes ejercen fuerte presión sobre el pez invasor por medio de la extracción mecánica y/o manual.

La estación NV-VE tiene dos zonas contrastantes (en el aspecto turístico), incluso estando conectadas. Quedaron ubicados 200 m² en NV y 400 m² en VE. Si bien Nirvana es frecuentemente visitada por buzos y turistas, Villa Erika no lo es tanto. De hecho, la parte del transecto que quedó ubicada en VE corresponde a una cueva al estilo de un túnel y cavernas de difícil acceso y tránsito. Tanto así que todas las recapturas logradas (cuatro en total) sucedieron en las cuevas y túnel, la porción del transecto que queda expuesta (NV) siempre estuvo sujeta a extracción y por lo tanto no se registraron recapturas en este área. Aun cuando en esta estación se muestrearon 600 m² (en las otras dos estaciones se muestreó un área de 300 m²) y a pesar de la geología y topografía del lugar no hubo tantos eventos de recaptura como se hubiera esperado. Sin embargo, esta última razón (complejidad geomorfológica) podría explicar la no consecución de las mismas, ya que al ser un ambiente tan intrincado, los peces león pueden encontrar refugio en cualquier lugar y pasar desapercibidos para el investigador. Igualmente al realizar el trabajo en un túnel la visibilidad disminuye considerablemente, con la consecuente dificultad para detectar todos los individuos presentes en el área muestreada, quedando posiblemente excluidos varios del registro fotográfico.

El hecho de que WP haya sido la estación en donde hubo más eventos de recaptura hace pensar que, a pesar de estar en un área supuestamente de fácil acceso (por quedar ubicada en el flanco protegido no muy lejos de la costa), no es un sitio muy visitado por turistas y operadores de buceo. Igualmente

es un lugar que confiere refugio y recursos al pez león, ya que el área muestreada incluye dos cuevas y una formación a manera de “domo” gigante que ofrece recurso constante para que varios individuos de la población no tengan la necesidad de moverse demasiado. En este transecto no sólo se logró el mayor número de recapturas, sino que fue en el único lugar en donde se recapturaron individuos en más de una ocasión. Así mismo, fue la estación en la cual se obtuvieron recapturas después de 6 y 8 meses de haber sido marcados.

Por otra parte, durante el muestreo realizado en marzo de 2013, en el cual sólo se lograron dos recapturas, se detectó un error en la metodología implementada. Al ser ésta la última ocasión de muestreo, se procedió a extraer todos los individuos presentes en las estaciones. En cada uno de los transectos cada individuo colectado se introdujo en una nasa de buceo y una vez en tierra se llevó a cabo el registro fotográfico, ya que si se tomaba la foto en el agua era posible perder algunos de los peces por el disturbio generado inherente a la actividad que se estaba realizando. El hecho de obtener el registro fotográfico fuera del agua, implicó que hubiera fricción entre los individuos dentro de las nasas y mientras se nadaba para salir del agua. Esto trajo como consecuencia que los individuos perdieran sus marcas por la fricción de unos con otros haciendo imposible la tarea de individualizarlos. Por lo tanto, es altamente probable que en esta ocasión de muestreo se hubieran podido lograr más recapturas aumentando así el índice, ya que las dos obtenidas corresponden al pequeño grupo de peces a los cuales no se les borraron sus marcas.

Zachary *et al.* (2012) obtuvieron una media de tiempo entre captura y recaptura de aproximadamente dos meses. Al igual que el mayor tiempo en libertad de un individuo fue de aproximadamente 6.5 meses, mientras que en el presente trabajo se obtuvo una media de 3.6 meses y un máximo de 8 meses de un individuo desde el evento de marcaje hasta su última recaptura. Según Gillanders *et al.* (2003), los estudios de marcaje generalmente subestiman los patrones de movimiento de los peces ya que los esfuerzos de recaptura ocurren en puntos cercanos a donde fueron marcados. Esta situación no es concordante con el hecho de que si bien *P. volitans* puede recorrer grandes distancias en su estado larval llevado por las corrientes, las migraciones una vez ha reclutado son relativamente reducidas, lo cual sugiere la posibilidad de controlar las poblaciones en sitios muy puntuales, de importancia ecológica, económica o paisajística, al igual que en zonas con altas densidades.

Conocer o estimar qué tanto se mueven los peces león una vez se han establecido en un lugar va a tener implicaciones serias en el manejo y control de la población, ya que en sistemas en donde la especie muestra alta fidelidad al sitio y el rango de movimiento es pequeño, el control de una población localizada puede ser factible. De igual forma y de acuerdo con Zachary *et al.* (2012) el control localizado será menos efectivo si el pez león mostrase mayor ámbito de movimiento y menor fidelidad al sitio en otras áreas invadidas.

Llevar a cabo investigaciones en poblaciones de animales requiere información real de posición y movimiento de los individuos. Tradicionalmente esta información se ha obtenido fijando marcas y transmisores en animales capturados. Estos métodos son costosos y físicamente invasivos, requiere tener acceso a estos y no son muy efectivos en grandes poblaciones (Elbin y Burger 1994, Zhang *et al.* 2004). La disponibilidad en el mercado de cámaras de alta definición económicas, brinda la posibilidad de una aproximación alternativa al monitoreo y análisis de poblaciones de pez león. De acuerdo con Crall *et al.* (2011) las imágenes de los animales pueden ser tomadas por cualquiera que tenga una cámara (científicos, sus asistentes, operadores de turismo, incluso aficionados), ofreciendo un potencial enorme para la obtención de bancos de fotos. Fundamentalmente explotando la riqueza de los datos fotográficos obtenidos para el invasor se puede tener información sobre dinámica para los análisis de las poblaciones de *P. volitans* en aguas colombianas y del ámbito invadido en general, así como acerca de localización y movimientos.

Otros métodos utilizados para realizar estimaciones poblacionales implican inversión más alta de recursos, que generalmente son limitados. Es por ello que se considera que el método aquí descrito es de gran utilidad sobre todo en sitios donde se carece de estudios sobre abundancias y densidades, así como de dinámica poblacional de la especie. Realizando los monitoreos periódicamente, podemos obtener información sobre estado y tendencias poblacionales, además de patrones conductuales como horarios de actividad o época de reproducción. Es necesario aclarar que este método idealmente puede ser complementado con otras herramientas directas (conteos y capturas), que nos permitan obtener la mayor información posible sobre la especie en el área de interés. La misma metodología puede ser extrapolada al estudio y manejo de otras poblaciones de otras especies, ya que prácticamente el único limitante es encontrar el rasgo que haga único a cada individuo de la población.

5.2 Abundancias y densidades por captura recaptura

Un aspecto de singular importancia en el estudio de los animales silvestres es el de conocer la dinámica de sus poblaciones, pues por medio de la demografía es posible advertir si el tamaño de una población está en aumento, disminuyendo o permanece constante (Lemos *et al.* 2005). Este conocimiento es de gran utilidad para entender cuestiones que incluyen conocer el estatus de una población, la definición de estrategias de manejo y control de plagas o especies invasoras e incluso para conocer la acción de la selección natural en lo que se ha denominado un “experimento natural”.

Existen varios programas de computadora para analizar datos poblacionales según marca recaptura u otros diseños. Se pueden encontrar varios de estos programas en la página web del Patuxent Wildlife Research Center <http://www.mbrpwr.usgs.gov/software.html>, donde además se puede ver una descripción corta de cada uno para el análisis de poblaciones animales. El programa que más se utiliza para el análisis de abundancia de animales a través de fotografías por cámaras-trampa o bancos de fotos es el programa MARK aplicación CAPTURE. Inicialmente se intentaron ingresar los datos en el software de uso libre MARK, pero los datos obtenidos durante el muestreo no cumplieron con las exigencias que requiere el programa. Una de estas es el hecho de contar con al menos 10% de recapturas del total de animales marcados. De igual forma, estos programas trabajan mejor con tamaños de muestra grandes. Otro aspecto importante para poder usar estos programas era contar con varias ocasiones de muestreo. Al tener 9.5% de recapturas, un tamaño muestral relativamente pequeño (221 marcas) y ocho muestreos realizados, el programa no corre los datos y cuando lo hace arroja información incoherente o no analizable desde el punto de vista biológico.

Debido a esto se decidió llevar a cabo el análisis manualmente. Existen varios métodos para analizar los datos de marcaje recaptura, la más simple de todas y de la cual se derivan la mayoría de métodos es la estimación propuesta por Petersen (1896). Al saber que se trabajó en una población abierta en la que hay entradas (por nacimientos e inmigraciones) y salidas (por muertes y emigraciones), en un período largo de tiempo (14 meses) con varios eventos de muestreo, diferentes períodos de tiempo entre una ocasión de muestreo y otra. De acuerdo con Lemos *et al.* (2005), para un muestreo con estas características se pueden usar tres métodos: Fisher y Ford, ideal para tamaños de muestra pequeños y mínimo tres muestreos requeridos; Leslie, Chitty y Chitty también requiere mínimo tres muestreos y no hay un tamaño de muestra idóneo, y Jolly-Seber, ideal para tamaños de muestra grandes y mínimo tres muestreos.

El análisis de los datos se llevó a cabo mediante los tres métodos anteriormente mencionados y se obtuvieron los siguientes resultados de densidad poblacional (ind/ha \pm DE): Fisher y Ford (FF)

3858 ± 1525 (el tamaño poblacional osciló entre 227 y 720 individuos en el área muestreada); Jolly-Seber (JS) 3783 ± 4525 (el tamaño poblacional osciló entre 25 y 1274 individuos en el área muestreada); y Leslie, Chitty y Chitty (LCC) 3433 ± 3150 (el tamaño poblacional osciló entre 25 y 749 individuos en el área muestreada). Como se observa, la menor desviación estándar se obtuvo para el método de FF; de igual manera fue con este método en donde hubo menos diferencia en los valores del tamaño poblacional. Mientras que en los métodos de JS y LCC se observan diferencias de tres y dos, respectivamente, órdenes de magnitud en cuanto al tamaño de la población, con el de FF estos valores siempre permanecen en el ámbito de los cientos. Por estas razones se usó el método de Fisher y Ford para el análisis de los datos de recaptura.

La mayor desventaja que este método presenta, es la estimación de una tasa de sobrevivencia constante (S), la cual además, asume que es independiente de la edad de los animales, condiciones que pocas veces se dan en la naturaleza. Sin embargo, la estimación de la tasa de sobrevivencia se obtiene tomando en cuenta los días sobrevividos desde el día en que fueron marcados los individuos, hasta el último día de muestreo, por todos y cada uno de los animales marcados en la población (Lemos *et al.* 2005).

Lo anteriormente descrito significa que la sobrevivencia obtenida de esta forma indica el promedio de la probabilidad de sobrevivir que tienen todos los individuos que fueron marcados en la población y que pudieron ser recapturados. Esto da como resultado, que muchas veces la S estimada se acerque en gran medida a la S que presenta la mayoría de los animales en la población estudiada. Sin embargo, como Manly (1970) lo manifiesta, en situaciones donde se tiene una alta mortalidad infantil, este método no es el más adecuado, puesto que produciría resultados muy alejados de la realidad. Manly (1970), al realizar una simulación con datos obtenidos por computadora, recomienda el uso de este método sobre el de JS y el de LCC, en aquellos casos en donde el número de muestreos no es muy grande, argumentando que la estimación más confiable en estos casos la da el método de FF.

Si bien los resultados obtenidos mediante este análisis dan densidades de 2333 ind/ha, las cuales están muy por encima de lo que se ha estimado para el ámbito invadido por medio de censos visuales, también es cierto que debido al comportamiento críptico, usualmente crepuscular o nocturno, los peces león son difíciles de observar (Fishelson 1997) mediante un buceo errante. De igual manera algunos autores señalan que los censos visuales pueden presentar cierta dificultad para registrar adecuadamente y subestimar la densidad de especies crípticas (Brock, 1982). Así mismo, Kulbicki *et al.* (2012) estiman que tan solo 1/8 del total de peces león se detectan durante un censo visual en el área natural de distribución. Por lo tanto es probable que los estimados poblacionales del pez león en hábitats arrecifales complejos subrepresenten la abundancia local real, en especial de especímenes juveniles (Morris *et al.*, 2009). Sale y Douglas (1981) encontraron una diferencia entre 40 y 82% en la abundancia de peces comparando los censos visuales con otros métodos de muestreo, razón por la cual la implementación de un método alternativo para estimar este parámetro poblacional resulta valioso.

Por otra parte, mediante censo visual, Hackerott *et al.* (2013) observaron una localidad con densidades de 52 ind/100 m² en un parche arrecifal en la isla Eleuthera (Bahamas), lo cual equivale a 5200 ind/ha, densidades que son el doble a las registradas con el método de recaptura en el presente trabajo. Esta situación permite pensar que la estimación realizada sigue siendo conservadora y el valor de la densidad poblacional hallado con este método puede estar cercano a la realidad. Ya que las abundancias y densidades de las especie continúan incrementando, es importante mencionar que la erradicación completa del pez león en el Atlántico no se considera factible (Whitfield, *et al.* 2007; Albins y Hixon 2008, Bervoets 2009, Kojis 2009) y que, por lo tanto, se quiere suprimir continuamente las poblaciones del pez león por medio de remociones

planificadas y oportunas, e iniciar esfuerzos de control orientados en localizaciones estratégicas en áreas críticas y limitadas geográficamente.

Igualmente, hay que tener claro que la estrategia de manejo y control común, como es la remoción física de los peces, presenta limitaciones en cuanto a recursos, número de buzos y especialmente en lo referente a las profundidades, ya que ha sido registrado a profundidades de hasta 300 m, dónde encuentra hábitats rocosos que le confieren refugio (Albins y Hixon 2011). No obstante, el control exitoso de una población invasora por debajo de cierto umbral puede favorecer las especies nativas hasta tal grado, que pueden recuperar y aún más disminuir la abundancia de la especie exótica (Wittenberg y Cock 2001). Por esto es importante la identificación de hábitats críticos y refugios con altas densidades del pez león que tienen alta prioridad para el manejo y en las que se deberían concentrar los recursos y esfuerzos de mitigación. Así se podrá maximizar la eficiencia, lo que llevaría a una protección más efectiva de los recursos naturales nativos presentes en localidades como la Reserva de la Biósfera Seaflower.

Así mismo y consecuente con lo anterior, se sabe que la introducción de especies acuáticas exóticas se asocia a la extinción del 54% de la fauna acuática nativa mundial (Harrison y Stiassny 1999), del 70% de los peces de Norteamérica (Lassuy 1995) y del 60% de los peces mexicanos (Contreras-Balderas 1999). La invasión del pez león representa una amenaza que aumenta de manera progresiva y genera impactos económicos y ambientales en el Caribe colombiano, por lo que es urgente tomar medidas para hacerle frente. Ya que, según A. Acero (*com. pers.* 2012) si no se controla con rapidez la distribución y densidades de la especie, esta podría reducir o hasta extinguir varias de las especies locales.

5.3 Abundancias y densidades por censo visual

Como se discutió anteriormente, el muestreo por censo visual subestima las abundancias reales de pez león. Sin embargo, el método del conteo de peces de esta manera es el que más se utiliza actualmente, debido a que es el más amigable con el ambiente en comparación con otros métodos utilizados y da una información confiable sobre la estructura de las comunidades de peces en un ecosistema determinado. Igualmente, cabe mencionar que es el método utilizado por otros autores (Whitfield *et al.* 2007, Green y Côté 2009, Morris y Whitfield 2009, Darling 2011, Kulbicki *et al.* 2012, Hackerott *et al.* 2013) para hacer las estimaciones de abundancia de la especie, tanto en el ámbito invadido como en el nativo y con los cuales se comparan los resultados obtenidos en el presente estudio. En consecuencia se considera que los resultados obtenidos para abundancias y densidades a partir de este método resultan ser estimaciones conservadoras, que ofrecen una aproximación válida y dan una idea de cómo se encuentran las poblaciones en nuestras aguas en comparación con otras localidades en el ámbito invadido así como las de la distribución natural.

En primera instancia las estaciones ubicadas en el flanco protegido de la isla (WP y NV-VE) presentan condiciones ambientales y características ecológicas relativamente similares ya que son cercanas (separadas aproximadamente 1 km). A pesar de esto se observó una gran diferencia en cuanto a los valores promedio de densidad encontrados en cada una de las estaciones. WP (633 ind/ha) presentó valores que son más del doble de lo encontrado en NV-VE (242 ind/ha), aun cuando en esta última hay oferta relativamente apropiada de refugio y alimento ya que existen fracturas que forman cavernas, además de estar incluida dentro del transecto una cueva a manera de túnel. Esta situación lleva a pensar que la localidad NV-VE está sujeta a remoción y extracción mecánica de pez león por parte de turistas, buzos y pescadores, mientras que en WP no parece

ocurrir esta circunstancia. Este hecho se le puede atribuir a que la estación NV-VE presenta mejores facilidades de acceso en comparación con WP.

Por otra parte, la estación BB (262 ind/ha) también presentó densidades inferiores a las encontradas en WP y con un valor muy cercano a las observadas en NV-VE. En este caso parece ocurrir lo mismo, los valores de densidad inferiores se atribuyen a la constante visita de operadores de buceo, los cuales están ejerciendo presión sobre el invasor. Esto no quiere decir que en estas estaciones (NV-VE y BB) la especie ocurra a densidades bajas, todo lo contrario, las densidades encontradas siguen siendo elevadas y son motivo de preocupación. De hecho, en el ámbito invadido *P. volitans* presenta densidades varias veces mayores a las que se han observado en su ámbito nativo en el Indo-Pacífico. En las Bahamas incluso logró convertirse en uno de los organismos más abundantes en los ecosistemas afectados, por lo cual se supone que la especie podrá cambiar las interrelaciones ecológicas sustancialmente (Whitfield *et al.* 2007). Sin embargo, en la isla de San Andrés sí está ocurriendo a densidades menores en las mencionadas estaciones con respecto a WP.

Las estaciones BB y NV-VE presentan valores cercanos en cuanto a las densidades encontradas aunque se trata de dos ambientes contrastantes. Mientras que en BB se trabajó a una profundidad de 20 m en NV-VE se laboró entre 10-14 m. Así mismo y como ya se ha mencionado, BB corresponde a un bajo arrecifal bien conformado de varias hectáreas de extensión mientras que la estación NV-VE es un arrecife bastante menos complejo. Con base en esto, se puede concluir que los valores de densidad encontrados en los sitios muestreados no se ven afectados por la profundidad ni la complejidad ecológica del lugar, pero sí por la presión que se pueda ejercer y los esfuerzos de remoción a los que está sujeto el invasor. Situación ésta contraria a lo que sucede en WP en donde es evidente, no sólo por las densidades observadas sino por las historias de recaptura, que la presión sobre la especie puede ser menospreciada. De igual manera, esta estación ofrece el refugio y el alimento necesarios para una especie que muestra predilección por ambientes cavernosos.

Por otro lado, es factible que la capacidad de carga de las cuevas en WP sea elevada ya que sigue manteniendo la población y esta sigue en aumento por lo que puede ser considerada una zona “clave” para los futuros esfuerzos encaminados a la extracción de la especie. De no ser por la mencionada presión que ejercen buzos y pescadores sobre las poblaciones en las estaciones NV-VE y BB, las densidades encontradas serían más elevadas. Este hecho insinúa que lo único que hasta el momento podría de alguna manera “mantener a raya” al invasor es el control y erradicación manual por lo que ningún esfuerzo ni acción a este respecto pueden ser considerados inútiles.

De acuerdo con lo anterior, Hackerott *et al.* (2013) sugieren que las “bajas” densidades observadas en zonas de reserva (en comparación con otras localidades) se deben más al control y manejo (extracción mecánica) que a competencia por hábitat, espacio o depredación. Estos autores observaron densidades elevadas del invasor tanto en áreas con alta presencia de depredadores como en aquellas sometidas a presión pesquera. Así mismo, Morris *et al.* (2010) y Barbour *et al.* (2011) desarrollaron modelos poblacionales para simular el esfuerzo de remoción que es necesario para poder controlar el crecimiento poblacional del depredador invasivo. Según estos modelos se requiere de un esfuerzo de remoción elevado y persistente, ya que las poblaciones del pez león tienen el potencial de recuperarse rápidamente de altas tasas de remoción. La alta biomasa presentada por el pez león en la isla sugiere la necesidad de generar planes adecuados de aprovechamiento de la especie, tanto a nivel local como regional, además de la identificación de puntos con altas densidades que permita ser eficientes en el manejo de la problemática.

Según Kulbicki *et al.* (2012), las especies de *Pterois* no son fáciles de observar en el Pacífico y sus densidades son notablemente más bajas que las observadas en su ámbito invadido. De hecho, su presencia se ha registrado en los principales fondos marinos y tipos de sustratos del Atlántico donde

se ha instalado y en profundidades que van desde la costa hasta más de 300 m, según figura en el Banco de Datos sobre Especies Invasoras del US Geological Service (USGS) (Morris y Green, 2013). El hecho que en algunas áreas los peces león se convirtieron en más abundantes que sus equivalentes ecológicos, como los meros nativos (Whitfield *et al.* 2007) o depredadores tope como los pargos, es alarmante y un argumento más para entender que el monitoreo es fundamental en la proposición e implementación de estrategias de control, así como la identificación de áreas especialmente importantes para llevarlos a cabo.

El primer registro que se tiene del área natural de distribución es el documentado por Fishelson (1997) para el Mar Rojo en donde se da una densidad de 80 ind/ha. *P. volitans* presenta densidades de 2.2 ind/ha en el Archipiélago de Palau. No obstante, las densidades encontradas para las cuatro especies presentes en este archipiélago son de aproximadamente 22 ind/ha (Grubich *et al.*, 2009). Así mismo, Darling *et al.* (2011) registran densidades del invasor del Atlántico occidental de 20 ind/ha (aprox.) en arrecifes de Kenya. Sin embargo, la densidad combinada de las cinco especies de pez león presentes en estos arrecifes es de 72 ind/ha. De igual manera, Kulbicki *et al.* (2012), durante jornadas de censos visuales para detectar especies de *Pterois* presentes en el Indo-Pacífico, observaron que *P. volitans* resultó ser la especie más común y con mayores densidades en el Pacífico. Específicamente el censo de pez león en Filipinas y Micronesia arrojó densidades entre 6 y 33 ind/ha.

El primer cálculo de densidades de pez león en el ámbito invadido figura en el trabajo hecho por Whitfield *et al.* (2007), donde se muestra que en 2004 había un promedio de 21 ind./ha en 17 sitios frente a la costa de Carolina del Norte, con localidades que presentaron densidades hasta de 72 ind/ha. En 2008, la densidad máxima de pez león registrada en esa misma zona fue de 450 ind./ha, con densidades medias de aproximadamente 150 ind/ha (Morris y Whitfield 2009). Green y Côté (2009) registraron densidades de 393 ind/ha para New Providence (Bahamas). En el estudio realizado por Darling *et al.* (2011), también en las Bahamas, hallaron que *P. volitans* ocurre a densidades cinco veces superiores (102 ind/ha) en el Gran Caribe que las que presenta *P. miles* (su equivalente ecológico) en los arrecifes en Kenya. Hackerott *et al.* (2013) muestrearon 71 localidades en México, Belize, Cuba y Bahamas entre 2009 y 2012 encontrando densidades promedio alrededor de 440 ind/ha.

En San Andrés el promedio de todas las estaciones muestreadas fue de 379 ind/ha con una densidad máxima hallada de 633 ind/ha y una mínima de 242 ind/ha para el período de tiempo comprendido entre febrero 2012 y marzo 2013. Como se mencionó anteriormente, Fishelson (1997) es quien registra las mayores densidades para el área natural de distribución, teniendo este valor como referente para la isla se tienen densidades cinco veces superiores a las que se pueden observar en su ámbito nativo, oscilando este valor entre tres y ocho veces según la localidad. Igualmente hay que señalar que en estaciones como WP se llegaron a encontrar densidades que son once veces superiores a las registradas para el mar Rojo. Igualmente, si se comparan los valores obtenidos con los registrados por otros autores para otras áreas nativas de distribución de la especie en donde se habla de densidades cercanas a los 20 ind/ha, esta relación sería aún más alarmante.

En contraste con lo observado en el Atlántico Occidental, en su ámbito nativo (archipiélago de Palau) no se observa al pez león errando sobre el arrecife, se lo encuentra escondido dentro de la matriz arrecifal y con densidades de aproximadamente 2.2 ind/ha (Grubich *et al.* 2009). Las altas densidades encontradas en el Caribe, así como la ausencia de un control natural, podrían explicar esta conducta de estar suspendido o forrajeando sobre el arrecife. Estos autores también señalan que las bajas abundancias encontradas en Palau y comportamiento críptico pueden estar relacionados con dificultad en la consecución de recursos y tasas de mortalidad superiores a las encontradas en el ámbito invadido.

Fishelson (1997) afirma que al ser los Pteroinae uno de los taxa más importantes en cuanto a depredación de peces en los arrecifes tropicales del Indo-Pacífico, los peces león suelen vivir en pequeños grupos cuando se encuentran en estado juvenil y durante los eventos reproductivos, cuando crecen y llegan a la adultez tienden a dispersarse y llevar una vida más solitaria siempre buscando la sombra en el arrecife. Este hecho contrasta con lo observado en su rango invadido, donde no es extraño encontrar grupos de varios individuos de tamaño considerable. Es común hallar grupos de 12 o más peces en espacios relativamente pequeños. En las zonas en las que no se realiza mayor control se han encontrado densidades hasta de diez individuos alrededor de una sola esponja barril (*Xetospongia muta*).

En New Providence (Bahamas), entre los años 2008 y 2010, el aumento en las poblaciones del pez león coincidió con el rápido declive de peces nativos. Durante este período, el pez león presentó un incremento entre 23% y 40% de la biomasa total de los depredadores que viven en el área estudiada que incluyó a 16 peces nativos ecológicamente similares, en términos de tamaño corporal y dieta. En ese período, la biomasa combinada de 42 especies de peces observadas en la dieta de *Pterois*, experimentó una disminución del 65% en el área muestreada (Green *et al.* 2012). Si no hay una pronta gestión para hacerle frente a las poblaciones en aumento de este invasor, probablemente la biomasa de los peces presa correrá con la misma suerte en el resto del Gran Caribe.

Ruttenberg *et al.* (2012) encontraron un incremento de 375% en los cayos de la Florida entre 2010, cuando se registraron 1.6 ind/ha y 2011 para esta misma localidad, cuando se registran densidades de 6 ind/ha. Es decir, aumentó casi cuatro veces su abundancia en tan solo un año. Como se puede ver, las densidades de *P. volitans* siguen aumentando lo cual es motivo de preocupación dado el potencial efecto negativo que puede traer la especie a nuestros arrecifes. Por esta razón es preciso realizar un monitoreo sistemático y a largo plazo de las densidades en áreas específicas. La ejecución de este tipo de programas durante la invasión facilitará a los administradores y entes encargados información decisiva sobre la velocidad de la invasión y la eficacia de las medidas de control. Igualmente, permitirá saber si ha aumentado, disminuido o permanecido igual en el área estudiada. Esta información ayudará en la consecución y asignación de recursos de gestión en el tiempo y el espacio. Realizando los monitoreos periódicamente se podrá tener información sobre estado y tendencias poblacionales del invasor en nuestras aguas.

En el experimento realizado por Benkwitt (2013), en el cual incrementó las densidades de *P. volitans* hasta en un 150%, no se observó ningún indicio de que la población estuviera llegando a su umbral y mucho menos que ésta comenzara a declinar o al menos a estabilizarse. Resulta contrastante a lo encontrado en experimentos similares realizados a otras especies de peces arrecifales, en donde bajo estas mismas condiciones dichas poblaciones muestran mortalidad densodependiente. Estos resultados indican que la población del invasor todavía no ha llegado al límite, todo lo contrario, sigue tolerando el incremento de la densidad poblacional sin que este hecho parezca afectarlo demasiado. Esto sumado a la ausencia de depredadores naturales en el ambiente invadido y a la bien conocida defensa que posee el león, hace pensar que todavía la potencial catástrofe ecológica no ha alcanzado el clímax.

A pesar de que las poblaciones siguen en aumento, todavía no se conoce su potencial alterador a largo plazo, por lo cual es relevante monitorear las poblaciones ya existentes en el área y establecer una línea base para poder valorar el progreso de la invasión en el futuro. Se especula que una vez ha reclutado el león, al momento en que éste alcanza una masa crítica, emigra y coloniza otros espacios (A. Acero *com. pers.*). En ese punto podría observarse agresividad entre ellos, mientras esto no suceda seguirá ocurriendo lo que hasta ahora se ha visto: muchos individuos en un mismo espacio y poblaciones que aumentan exponencialmente sin aparentemente presentar algún tipo de autorregulación. Mayores densidades implicarán mayores migraciones ontogénicas, una vez

superan la capacidad de carga de los ambientes colonizados, seguirán aumentando su ámbito de distribución.

5.4 Estructura de tallas

La distribución de tallas estuvo dominada por individuos grandes (> 20 cm) en todas las estaciones de muestreo. Barbour *et al.* (2010) y Claydon *et al.* (2012) han propuesto la hipótesis de que el pez león prefiere aguas someras cuando es pequeño o inmaduro para después migrar a aguas más profundas e incrementar su tamaño. Claydon *et al.* (2012) registraron que la mayoría de los peces colectados en aguas poco profundas durante el estudio, correspondían a peces sexualmente inmaduros, por debajo de 150 mm (LT). Estos resultados no tienen correspondencia con los obtenidos en el estudio realizado donde las estaciones presentaron promedios de talla similares independientemente de la profundidad, como se constata con el análisis de varianza realizado. Si bien la estación BB (que es la más profunda) presenta el mayor valor promedio en cuanto a las tallas, fue en la estación WP donde se encontraron los individuos más grandes (43 y 42 cm) y los más pequeños (11 cm). Mientras que en NV-VE, que está al mismo ámbito de profundidad que WP presentó el menor promedio en las tallas.

En todas las ocasiones de muestreo se encontraron promedios de talla superiores a los 23 cm (LT), es decir, siempre se obtuvo información de especímenes adultos. Las tallas pequeñas en los muestreos fueron eventos raros, lo cual sugiere que, por un lado, no se detectó ningún evento de reclutamiento, que no están reclutando en estos sitios específicamente y que si lo hacen tienen una baja supervivencia porque están siendo removidos por depredadores nativos, o que existe un sesgo en los observadores que hizo más difícil detectar los individuos de tallas menores en los transectos establecidos en la isla. De acuerdo con esto, Morris *et al.* (2009) mencionan la dificultad para detectar individuos juveniles de especies crípticas en hábitats complejos. Este hecho sumado a la poca visibilidad presente en algunos transectos pudo ser determinante en no encontrar individuos pequeños. Sin embargo, vale la pena reiterar que el tamaño grande fue una constante en los 15 meses de muestreo en todas las estaciones mientras que las tallas menores fueron extrañas. A este respecto, Darling *et al.* (2011) afirman que la diversidad y abundancia de los depredadores en el Caribe es baja en comparación con las del Pacífico tropical, hecho que favorece la baja mortalidad y mayor tamaño corporal de la especie en el área invadida.

Benkwitt *et al.* (2013) mencionan la densodependencia del león con respecto al crecimiento corporal en experimentos de campo controlados realizados en pequeños arrecifes, encontrando que en donde hay más individuos el crecimiento en talla es menor. Sin embargo, lo observado en el campo durante el estudio realizado no concuerda con lo obtenido por ese autor, ya que en la estación WP donde se obtuvieron las mayores densidades (633 ind/ha), los individuos no resultaron presentar las menores tallas (29.3 cm). Igualmente, el transecto ubicado en la localidad BB, donde se obtuvieron densidades promedio de 242 ind/ha, es el sector donde se encuentran los animales de mayores tallas (29.5 cm).

Esta situación sugiere algunas consideraciones en lo que atañe a la invasión en la isla hasta el momento. La localidad NV-VE es el área (de las muestreadas) que es más visitada por operadores de buceo y turistas que van con la intención de pescar al invasor como uno de los objetivos de la salida. Como consecuencia de esto se observan las menores densidades (242 ind/ha) y las menores tallas promedio (28.3 cm). Diferentes autores proponen la erradicación o, más bien, el control manual como la alternativa de manejo más viable, ya que se ha observado que en zonas que están

supeditadas a este tipo de acción, las densidades de *P. volitans* no parecen aumentar. Igualmente la frecuencia de tallas pequeñas aumenta, trayendo como consecuencia la disminución (en tamaño y abundancia) de especies depredadas, favoreciendo algunas especies de importancia comercial y ecológica (Barbour *et al.* 2011, Frazer *et al.* 2012, Benkwitt *et al.* 2013).

Ruttenberg *et al.* (2012) mencionan un aumento en las tallas en tan solo un año. En los cayos de la Florida se pasó de tener en 2010 un ámbito entre 3 y 22 cm, promedio 14 cm, a tener en 2011 un ámbito de 6 a 34 cm, promedio 18 cm. Este aumento en talla se evidenció en un incremento de seis veces la biomasa registrada el año inmediatamente anterior. De igual manera se ha comprobado que el pez león consume presas que superan en 40% su propio tamaño. Por esta razón, la vulnerabilidad de las especies autóctonas a la acción depredadora de los peces león depende del tamaño que éstos alcancen en la zona. Puesto que en el área invadida los peces león crecen por encima de 40 cm LT, los peces y crustáceos hasta de 15 cm pueden servirles de alimento (Green 2013).

Fishelson (1997) afirma que un pez león adulto de 400 g (en su ámbito nativo) consume alrededor de 8,5 g de pescado al día, esto equivale a 3,1 Kg al año en su ámbito natural de distribución. Si en una hectárea del área invadida hay 379 individuos, este grupo estaría consumiendo 1175 Kg de comida al año. Peor aún si se hace este cálculo para densidades de 2333 ind/ha y se estima el peso total de peces y crustáceos que consume la población de peces león en el área total (2894 ha) de fondos duros de San Andrés. Hay que tener en cuenta que las especies invasoras usualmente alcanzan mayores abundancias y tamaños en sus áreas invadidas, ese es el caso de *P. volitans* en el Atlántico occidental (Green y Côté 2009, Darling *et al.* 2011) donde los tamaños observados en el Caribe son superiores (tres veces mayor en cuanto a peso y 1.5 veces en cuanto a tamaño) a los encontrados en el Indo-Pacífico (Darling *et al.* 2011).

5.5 Ictiofauna arrecifal acompañante

La riqueza global (100 especies) hace parte del acervo de aproximadamente 273 especies arrecifales hasta el momento registradas para la isla (Gómez y Victoria, 1986; Mejía *et al.*, 1998; Reyes-Nivia *et al.*, 2004). La estación que mostró la mayor diversidad (H) fue NV-VE, condición que coincide con el hecho de que allí se encontraron las menores densidades (242 ind/ha) y tallas (28.3 cm). Esto llevaría a pensar que la composición y abundancia de los sitios podrían estar influenciando tanto la presencia como las tallas del invasor. Sin embargo, en BB se encontraron densidades muy cercanas (262 ind/ha) y menor índice de diversidad de Shannon. Igualmente fue en WP en donde hubo mayor riqueza con 70 especies y fue también la estación que presentó mayores densidades (633 ind/ha), mientras que NV-VE presentó 66 y BB 64. Como es evidente, las tres estaciones muestreadas presentaron similar número de especies y valores cercanos de diversidad. A este respecto, Hackerott *et al.* (2012) señalan que es posible que la composición y abundancia de la comunidad íctica asociada no influyeran la densidad o biomasa del pez león. A lo anterior se suma el hecho de no haber encontrado diferencias en cuanto a composición y abundancia en el análisis de cluster realizado, en donde las tres estaciones quedaron por debajo del índice de similaridad de Bray Curtis.

Los valores para los índices de Dominancia (D) y Equidad (J) hallados son coherentes con los de H, ya que son relaciones proporcionales. Es decir, mientras más grande sea H, J va a ser más grande, mientras que D disminuye. Se puede ver que este es el comportamiento que describen los índices en las estaciones muestreadas. De igual forma, en el análisis de clúster realizado se hace evidente la asociación entre las estaciones NV-VE y WP, lo cual no es extraño ya que son contiguas, separadas por 1 km (aproximadamente) y las dos están ubicadas en el costado occidental de la isla, en el primer cantil desde la línea de costa y al mismo ámbito de profundidad.

Si bien es cierto que el Caribe es un mar poco diverso comparado con el Indo-Pacífico, también lo es el hecho de que los arrecifes coralinos son uno de los sistemas más biodiversos del planeta. Así mismo, la belleza escénica de los arrecifes de la Reserva de la Biósfera Seaflower es fuente de ingreso importante para el sector turístico. Además de proveer alimento e ingresos a gran parte de la población residente en la isla, el aporte en cuanto a diversidad para el país y, en general, para el planeta es considerable. En este tiempo en que la destrucción del hábitat y pérdida de especies está sin control, la riqueza biológica cobra especial importancia.

Por esto es crucial no solamente disminuir las poblaciones del pez león en el área, sino también monitorear la comunidad de peces acompañante para esclarecer los reales efectos de la invasión y detectar sitios prioritarios de protección, manejo y control. Diferentes autores señalan que el monitoreo es un elemento importante para el manejo de ecosistemas, pues de esta forma se puede aportar información valiosa de cada una de las especies; por ejemplo, los estudios de abundancia relativa resultan de gran utilidad para la detección de cambios en la dinámica de las poblaciones de fauna silvestre, además, esta puede ser suficiente para tomar decisiones sobre manejo o conservación de una población. (Carrillo *et al.* 2000, Ojasti 2000).

Las especies sujetas a depredación que han coexistido con sus depredadores durante períodos largos evolucionan rasgos que reducen el riesgo de depredación. Por el contrario, cuando las presas encuentran un depredador alienígena (por una reciente introducción) de características nuevas, como el pez león con su morfología única y comportamientos depredadores, no pueden reconocer al invasor como una amenaza y pueden carecer de rasgos morfológicos o de comportamiento para reducir el riesgo. La capacidad de capturar presas del pez león es superior a la de sus potenciales competidores en el ámbito invadido. La reducción de la abundancia de los peces nativos causada por el pez león en experimentos controlados fue 2,5 veces mayor que la causada por un depredador nativo de tamaño similar (Albins 2013). Los resultados de los experimentos realizados por Albins (2013) indican que uno de los efectos últimos de la invasión del pez león puede ser la reducción sustancial del número de especies nativas de peces en los arrecifes invadidos.

En concordancia con lo anterior, *P. volitans* no parece tener problemas en compartir el espacio con otras especies claramente depredadoras y competidores ya que coocurre con organismos de la familia Epinephelidae (*Cephalopholis* spp., *Epinephelus* spp.) o de la familia Lutjanidae (*Lutjanus apodus*, *L. jocu*). También fue observado en los mismos sitios y a densidades elevadas con la morena verde *Gymnothorax funebris*, así como el tiburón nodriza *Gynghimostoma cirratum* entre otros. Igualmente se puede ver a *P. volitans* en la misma cueva con *Trachinotus falcatus*. Estas observaciones reafirman el hecho de que las especies invasoras presentan cambios en su ecología y comportamiento que favorecen la invasión (Darling *et al.* 2011).

El control de una especie invasora pretende la reducción de la densidad y abundancia por debajo de un umbral aceptable que ha sido establecido a priori a largo plazo. El daño que causa la especie por debajo de este umbral se considera aceptable con respecto al impacto que causa sobre la biodiversidad y la economía. Se requiere de investigación científica para determinar la biodiversidad nativa que está en riesgo y para establecer el nivel de impacto que puede ser tolerado. La reducción de la población invasora por debajo del umbral puede favorecer las especies nativas hasta el grado que se puedan recuperar y aún más disminuir la abundancia de la especie exótica. En casos raros, esto incluso puede llevar a la extinción del invasor, en especial si el control se combina con esfuerzos de restauración de hábitat (Wittenberg y Cock 2001).

De igual manera, se sabe que la diversidad de un ecosistema y su preservación, se requiere para el funcionamiento sistémico del mismo y de los que dependen y se relacionan con este, pues existe un umbral mínimo de diversidad para que el ecosistema funcione, por lo tanto cualquier alteración

dentro de la estructura del mismo, origina trastornos que pueden ser irreversibles, ya que el funcionamiento es mantenido por las complejas asociaciones entre el componente biótico y el medio circundante (Sánchez-Páez *et al.* 2000).

Dada la amplia extensión geográfica de la invasión, la erradicación completa de pez león en el Atlántico no parece posible (Barbour *et al.*, 2011). Sin embargo, los programas de control que se han iniciado en el Caribe, pueden tener éxito en la mitigación de los efectos del pez león a escala local y dentro áreas de alta prioridad, tales como áreas protegidas marinas y hábitats salacuna de peces (Akins, 2011). Ante la falta de acción local efectiva, los efectos de la invasión pueden tener consecuencias nefastas a largo plazo para la estructura de las comunidades marinas del Atlántico, así como las sociedades y las economías que dependen de estas (Green *et al.*, 2012).

5.6 Monitoreo OPRP

Los manglares no estuarinos (como es el caso de San Andrés) por lo general coocurren con praderas de pastos marinos, lo cual hace que las interacciones entre hábitats sean más complejas, ya que las migraciones ontogénicas pueden ocurrir entre manglares y pastos antes de que los peces se dirijan al arrecife de coral (Nagelkerken, 2007). Los efectos y la mayoría de los estudios del pez león se han centrado en las comunidades arrecifales y no se sabe si la especie usa otros hábitats no arrecifales pero asociados a estos, como manglares y praderas de pastos marinos, los cuales son hábitats de gran importancia ya que sirven como guardería de muchas especies de peces de arrecife y que además estructuran la comunidad arrecifal y sobre todo la biomasa de peces arrecifales (Nagelkerken *et al.* 2002).

De acuerdo con Kulbicki *et al.* (2012), en su rango nativo de distribución es común observar especies de *Pterois spp.* en manglares, estuarios, praderas de fanerógmas y fondos blandos. En los últimos años algunos autores han reportado la presencia del invasor en estos ecosistemas en el Gran Caribe (Barbour *et al.* 2010; Jud *et al.* 2011; Arbeláez y Acero, 2011; Zachary y Layman, 2012). Por lo tanto, peces pequeños y juveniles están ahora sujetos a una elevada depredación en el hábitat salacuna que usualmente es empleado para protegerse de potenciales depredadores (Nagelkerken *et al.* 2000), dicho hábitat ahora confiere beneficios limitados dada la reciente ocupación de los manglares por parte del pez león.

Así mismo, el uso de estos ambientes puede afectar las tasas de reclutamiento del arrecife mediante la reducción de los peces juveniles del arrecife por competencia y/o depredación, agravando así los efectos conocidos de *Pterois* en el reclutamiento de peces arrecifales (Barbour *et al.* 2010). No obstante, durante el período de monitoreo en este ecosistema no se detectó la presencia del invasor. Esto no quiere decir que potencialmente no pueda aparecer. Sólo que debido a la baja tasa de desplazamiento que presenta la especie cuando adulto y, a la relativa larga distancia que existe entre el OPRP y el arrecife, estos ecosistemas funcionan como una isla para el pez león. Sin embargo, es altamente probable que en un futuro no lejano se documente la presencia del pez león en dicho hábitat, situación que sería aún más preocupante agravando los posibles efectos en cascada que desencadenaría la presencia del mismo.

6. Conclusiones y recomendaciones

Ante la problemática de la carencia de estudios poblacionales de *Pterois volitans* en el país, es necesario utilizar técnicas que permitan hacer evaluaciones poblacionales rápidas, adecuadas y robustas cuya inversión pueda generar los mayores beneficios posibles. Mucho de lo que se sabe de la biología, comportamiento, tasas de movimiento y ecología de varias especies ha sido obtenido a través de estudios basados en fotoidentificación. El método (captura recaptura) utilizado en el presente estudio y la técnica (fotoidentificación) son alternativas económicas y válidas para hacer estimaciones poblacionales de pez león de manera eficiente, particularmente en sitios donde no existe información.

Se validó la técnica de fotoidentificación para la especie al igual que la metodología de captura recaptura.

Ya que la erradicación de la especie en el Gran Caribe es improbable, estudios de marcaje recaptura pueden jugar un papel importante en el diseño, proposición e implementación de estrategias de manejo, control y erradicación de la especie en áreas importantes; esto es, áreas que presenten elevadas densidades de la especie invasora así como áreas importantes por su diversidad y/o belleza escénica. Resulta de gran utilidad recurrir a métodos que permitan la identificación de cada animal a nivel de individuo. Esta información es valiosa para realizar estudios a largo plazo de las especies que puedan ser utilizados para la formulación de programas de monitoreo y conservación. Con el uso de esta metodología se proporciona por primera vez para el área información acerca de abundancias y densidades del pez león.

El presente estudio se constituye en pionero para el país en cuanto a fotoidentificación en un pez arrecifal. Así mismo es el primer trabajo de recaptura que se realiza con el pez león tanto en su ámbito invadido como en el de origen. Este trabajo fue posible gracias al uso del software HotSpotter el cual es una herramienta rápida y precisa para la identificación individual de animales ya que encuentra “emparejamientos” (recapturas) en pocos segundos a partir de una base de datos extensa.

El método de monitoreo propuesto resultó efectivo dado que el patrón de coloración hizo posible la individualización de los organismos y a que la especie presenta alta fidelidad al sitio ya que estudios a corto plazo sobre la alimentación han deducido que el pez león no suele realizar grandes movimientos entre ni durante los episodios de forrajeo. Por consiguiente sería necesario ampliar los sitios de monitoreo y éste se vería favorecido si se procura ir siempre a la misma hora. Hubo ocasiones en las que se realizó el monitoreo temprano en la mañana, otras durante el día y otras veces al finalizar la tarde. Es posible que al ir a diferentes horas se hayan capturado individuos distintos ya que durante el día se encuentran relativamente pasivos mientras que en horas crepusculares su actividad aumenta.

La tasa de recaptura obtenida (9.5%) se considera aceptable teniendo en cuenta el organismo objeto de estudio ya que se logró hacer un análisis y una aproximación válidos con respecto a las abundancias y densidades de la especie en la localidad estudiada. Asimismo, la estación WP resultó ser la más indicada para el uso de la metodología y llevar a cabo los análisis debido a sus condiciones ecológicas y geomorfológicas.

Por primera vez se generaron datos de abundancia y densidad de la especie para el Caribe insular occidental colombiano. Igualmente es la primera aproximación que se hace sobre estas características poblacionales del invasor en Colombia. Se obtuvieron dos resultados diferentes mediante los dos métodos utilizados. Con el método de captura recaptura se obtuvo un valor de

densidad 2333 ind/ha y una abundancia total de 6751702 individuos hasta los 20 m de profundidad en toda la isla. Mientras que por medio del censo visual se obtuvo una densidad de 379 ind/ha y una abundancia de 1096826 hasta este mismo ámbito de profundidad.

La identificación de áreas con altas densidades poblacionales es esencial en los planes de control y erradicación de *Pterois volitans* ya que estos sitios pueden convertirse en zonas que funcionan como reservorios de los invasores a partir de los cuales podría iniciar una radiación de individuos a diferentes sitios. Entender cómo se mueven los individuos de una población invasora después de que han reclutado tiene implicaciones relacionadas tanto con la dispersión a largo plazo, como con el manejo, control y erradicación. Una de estas áreas con altas densidades evidentemente es la localidad West Point, en donde siempre se hallaron densidades elevadas de la especie. Vale la pena invertir recursos para el monitoreo y extracción de individuos en esta área. Los puntos que presentan altas densidades funcionan como islas para la especie (debido a su poca movilidad) y están asociadas a baja actividad turística y de buceo.

A menudo la erradicación de especies es una tarea inaccesible, por ejemplo cuando las poblaciones están bien establecidas y las áreas de infestación son vastas y no aptas para programas de erradicación, como en los sistemas marinos. Esto sumado al desconocimiento en cuanto a ecología y biología del pez león en el Caribe occidental colombiano, son motivos suficientes de preocupación sobre la presencia de este invasor en la región. Por esto, llevar a cabo un monitoreo permanente que permita un control y seguimiento de las densidades poblacionales de *P. volitans* en la Reserva de la Biósfera con el fin de poder establecer la efectividad de los mecanismos de control, así como monitorear la tasa de crecimiento de las poblaciones para en un futuro poder determinar la capacidad de carga ecológica de la especie son acciones imprescindibles.

Los esfuerzos de remoción localizada parecen ser esenciales en el intento por frenar o controlar las densidades del pez león, por lo que la divulgación y promoción de campañas encaminadas a este fin siguen siendo importantes. La densidad y la talla del pez león en esos sitios donde se pesca la especie son generalmente muy inferiores a las de lugares cercanos donde no se bucea. Las investigaciones que se llevan a cabo actualmente en Bahamas indican que la extracción periódica en los arrecifes de parches someros es una medida altamente eficaz para mantener la densidad de la especie por debajo de la que se registra en los sitios de control. Estas hipótesis tendrían que ser corroboradas en aguas colombianas con estudios dedicados específicamente a cuantificar la efectividad de la remoción manual (captura por unidad de esfuerzo) en términos económicos, de energía invertida y de tiempo.

Con respecto a la estructura de tallas del pez león se encontró que la especie presentó una talla promedio de 29 cm lo cual corresponde a individuos grandes, según se consideran adultos cuando han superado los 15 cm. La mayor frecuencia de talla se obtuvo entre los 20 y 30 cm con 103 individuos seguido de las superiores a 30 cm con 94 individuos. Tan solo hubo 18 individuos con tallas inferiores a los 20 cm, hecho que se explica debido a la dificultad para los observadores de percibirse de la presencia de esas tallas menores de una especie de hábitos crípticos en un ambiente que provee suficiente refugio. Las altas tallas observadas en la isla se atribuyen a la gran oferta de alimento y a la ausencia de depredadores.

Paralelamente, se hace necesario establecer un monitoreo periódico de la comunidad íctica acompañante que permita correlacionar el estado de invasión con el impacto sobre las especies nativas. Llevando a cabo dicho monitoreo y con apoyo del método aquí descrito se puede contribuir de manera importante al conocimiento y actualización de la información de la población de peces león en diversas zonas, de una manera rápida y eficiente. Así como saber el verdadero efecto que está causando el invasor a la salud arrecifal.

En los transectos muestreados se registraron 100 especies pertenecientes a 24 familias. La familia Serranidae fue la más importante en cuanto a número de especies con 14 taxa, seguida de Pomacentridae con diez especies, Labridae y Scaridae con siete especies cada una, mientras que Lutjanidae presentó seis especies. Los géneros más diversos en los censos realizados fueron *Hypoplectrus* con ocho especies, *Haemulon* y *Stegastes* con cinco especies cada uno, seguidos de *Halichoeres*, *Sparisoma* y *Lutjanus* con cuatro especies cada uno. Los análisis realizados no evidenciaron una relación entre la composición y abundancia de las estaciones con las densidades y estructura de tallas de los peces león, hecho que concuerda con lo hallado por otros autores.

Durante el período de muestreo (febrero 2012- marzo 2013) no se detectó ningún individuo de pez león en el Old Point Regional Park. No obstante, monitorear rigurosamente los ecosistemas de manglar y pastos marinos de la isla permitirá establecer el estatus real de la especie en la región, dado que estos hábitats se constituyen en salacuna para peces juveniles de arrecifes de coral y la reciente presencia de la especie en los mismos.

Debido a sus fatales efectos y el todavía escaso conocimiento acerca de varios aspectos de la biología y ecología de las poblaciones (dispersión ontogénica, las reales consecuencias sobre la comunidad arrecifal, estatus real de la población, entre otros), en 2010 el grupo “Horizon Scanners” el cual incluye académicos e investigadores de todo el planeta, fue convocado para identificar 15 temas que podrían afectar la diversidad biológica y el equilibrio global (calentamiento global, biocombustibles, deforestación), decidió catalogar al pez león como una de las preocupaciones “top” en la conservación a nivel mundial.

Lo anterior plantea una urgente necesidad de aunar esfuerzos y diseñar una estrategia para su manejo y control a nivel nacional y regional, que involucre entidades de gobierno, instituciones de investigación y académicas, ONG y la comunidad en general para que contribuyan y aporten de acuerdo a su competencia y capacidad hacia la creación de una conciencia colectiva sobre la protección de la biodiversidad que puede ser afectada por esta invasión. Este es un problema que atañe a toda la ciudadanía, cabe mencionar que el funcionamiento de la sociedad así como del planeta, es sistémico y lo que afecta a unos, termina influenciando al resto. Esta es una situación que hubiera podido evitarse, así como sucede con gran porción de las especies invasoras. Existe una responsabilidad con el planeta y la vida misma, está en las manos de todos hacer algo para contribuir a que esa vida, como la conocemos, permanezca, ya que mientras el pez león siga siendo una especie popular en la industria de los acuarios, la amenaza de introducciones de nuevas especies de *Pterois* permanecerá latente.

Por último, vale la pena señalar que los administradores que apoyan la investigación sobre el pez león en su región aumentan las posibilidades de lograr nuevos métodos para controlar esta especie. Las mejores estrategias de manejo, en términos de regular la abundancia del pez león, son aquellas que se derivan del entendimiento de su distribución, dispersión y densidades. Razón por la cual todos los esfuerzos encaminados a este respecto son igualmente esenciales e importantes para lograr resultados que sean significativos para la región.

7. Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias al apoyo financiero del Sistema de Información de la Investigación (HERMES) de la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia. A la dirección y el apoyo constante del profesor Arturo Acero Pizarro quien con su conocimiento y enseñanzas contribuyó de manera determinante a la culminación exitosa del proyecto. A los profesores Sven Zea y Néstor Campos por sus valiosos aportes y enseñanzas durante el proceso de formación académica. A los demás profesores que hicieron parte de mi formación durante la maestría. A mis compañeros y amigos Mónica Almanza, Juan Polo, Bibian Martínez, Carlos Orozco, Felipe Melo, Leonardo Arango, Alfredo Abril, Natalia Rincón, Javier Torres, Sebastián Celis y Alexandra Tovar por su apoyo y amistad incondicionales. A mis amorosos y generosos padres José y Myriam por su firme apoyo y paciencia. A mi hermano por su amistad y estar siempre conmigo. Al amor de mi vida y compañera de camino Magaly quien acompaña e inspira mis pasos. A Jerónimo por compartir su vida conmigo. Finalmente al resto de mi familia por su amor y apoyo constantes.

8. Bibliografía

Acero, A. 2009. Invasión Del Pez Scorpenido *Pterois volitans/miles* a los Arrecifes Colombianos: Ecología y Origen. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, CECIMAR/INVEMAR. Santa Marta. 14 p.

Akins JL (2011) Control strategies: Tools and techniques for local control. In: JA. Morris, ed. Best Practices for lionfish control and management NOAA ICRI joint publication.

Akins, J.L. 2013. Estrategias de control: herramientas y técnicas de control local. Páginas 27-54 en: J.A. Morris Jr. (ed.) El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 2, Marathon, Florida, USA. 126 pp.

Albins, M.A. y M.A. Hixon. 2008. Invasive Indo-Pacific Lionfish *Pterois volitans* Reduce Recruitment of Atlantic Coral-Reef Fishes. En: *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 367. pp. 233–238.

Albins, M.A. y Hixon, M.A. (2011). Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fish*, DOI 10.1007.

Albins MA (2013) Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biol Invasions* 15: 29–43

Arbeláez, N. y A. Acero P. 2011. Presencia del pez león *Pterois volitans* (Linnaeus) en el manglar de la bahía de Chengue Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 40(2): 431-435.

Baptiste, M.P., N. Castaño, D. Cárdenas, F.P. Gutiérrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (eds.). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 200 p.

Barbour, A., 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., Allen, M.S., Frazer, T.K. y Sherman, K.D. (2011). Evaluating the Potential Efficacy of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) Removals. *Plos ONE* 6(5):e19666

Bax N, Carlton JT, Mathews-Amos A, Haedrich RL, Howarth FG, Purcell JE, Rieser A, Gray A (2001) The control of biological invasions in the world's oceans. *Conserv Biol* 15:1234–1246.

Begon, M. 1979. Investigating animal abundance. Capture-recapture for biologists. Edward Arnold Publishers. Londres.

Bellwood, D.R. y Wainwright, P.C. (2002) The History and Biogeography of Fishes on Coral Reefs. Chapter 1. *Coral Reef Fishes*. Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem. Editor: Peter F. Sale. Eslevier.

Benkwitt CE (2013) Density-Dependent Growth in Invasive Lionfish (*Pterois volitans*). *PLoS ONE* 8(6): e66995. doi:10.1371/journal.pone.0066995

Bervoets, T. 2009. St. Eustatius National Marine Park Lionfish Response Plan. *STENAPA*. Dutch Caribbean Nature Alliance (DCNA).

- Betancur-R. R, Hines A, Acero A, Orti G, Wilbur AE, Freshwater DW (2011) Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *J Biogeogr* 38: 1281–1293.
- Brock, R. E. (1982). A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 32: 269-276.
- Buddo, D. St. A., 2013. Educación y divulgación. Consideraciones jurídicas y normativas de la gestión del pez león, Páginas 83-89 en: J.A. Morris Jr. (ed.) El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 2, Marathon, Florida, USA. 126 pp.
- Carrillo E, Wong G, Cuarón A. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*. 2000; 14 (6): 1580-1561.
- Chevalier, P.O., Gutierrez, E., Ibarzabal, D., Romero, S., Isla, V., Calderin, J., Hernandez, E. 2008. First record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) for Cuban waters. *Solenodon* 7:37–40.
- Claydon J, Calosso M, Traiger S (2012) Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series* 448:119–129. doi: 10.3354/meps09534
- CORALINA. 2003. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, una Reserva de la Biosfera en el Caribe colombiano. Corporación Ambiental Regional para el Desarrollo Sostenible, San Andrés Isla, Colombia. 58 p.
- 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. *Biol Invasions* 13:2045–2051 DOI 10.1007/s10530-011-0020-0
- Elbin S. B. and J. Burger. In my experience: Implantable microchips for individual identification in wild and captive populations. In *Wildlife Society Bulletin*, 1994.
- Fishelson, L. 1975. Ethology and reproduction of pteroid fishes found in the Gulf of Agaba (Red Sea), especially *Dendrochirus brachypterus* (Cuvier), (Pteroidae, Teleostei). *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I* 39:635-656
- Fishelson L (1997) Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environ Biol Fishes* 50:391–403
- Fisher, R. A. y E. B. Ford. 1947. The spread of a gene in natural conditions in a colony of moth *Panaxia dominula* L. *Heredity* 1:143-174.
- Frazer Thomas K., Charles A. Jacoby, Morgan A. Edwards, Savanna C. Barry y Carrie M. Manfrino (2012) Coping with the Lionfish Invasion: Can Targeted Removals Yield Beneficial Effects?, *Reviews in Fisheries Science*, 20:4, 185-191, DOI: 10.1080/10641262.2012.700655
- Freshwater, D.W. *et al.* 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. En: *Mar. Biol.* Published online.

- Gast Harders, F. Presentación. 2008. En: Estado de Conocimiento de Especies Invasoras: Propuestas de Lineamientos para el Control de los Impactos. F. de P. Gutiérrez Bonilla. Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 156 p.
- Geister, J. 1973. Los arrecifes de la Isla de San Andrés (Mar Caribe, Colombia). Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient. No. 7: p. 211-228.
- Gillanders, B.M., Able, K.W., Brown, J.A., Eggleston, D.B., Sheridan, P.F., 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247, 281–295.
- González, *et al.* 2009. The Invasive Red Lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus 1758), in the Southwestern Caribbean Sea. En: *Aquatic Invasions*. Vol. 4, Issue 3. Pp. 507-510.
- Gómez, D. P. y P. Victoria. 1986. Peces de la isla de San Andrés y noreste de la isla de Providencia (Mar Caribe de Colombia). Inventario en arrecifes coralinos, praderas marinas y aguas costeras. *Bol. Ecotrópica*, 13: 41-85.
- Green, S. J. and I. M. Côté. 2008. Abundance of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) on Bahamian Coral Reefs. Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Gosier, Guadeloupe, French West Indies
- Green, S. J., J. L. Akins e 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 SJ, Akins JL, Maljkovic´ A, Côté IM (2012) Invasive Lionfish Drive Atlantic Coral Reef Fish Declines. *PLoS ONE* 7(3): e32596. doi:10.1371/journal.pone.0032596.
- Green J.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. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 2, Marathon, Florida, USA. 126 pp.
- Grubich J. R., M. W. Westneat, C. L. McCord (2009). Diversity of lionfishes (Pisces: Scorpaenidae) among remote coral reefs of the Palau Archipelago.
- Guerrero, K.A., Franco, A.L. (2008). First record of the Indo-Pacific red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) for the Dominican Republic. *Aquatic Invasions* 3:255-256.
- Gutiérrez Bonilla, F. de P. 2006. Estado de Conocimiento de Especies Invasoras: Propuestas de Lineamientos para el Control de los Impactos. Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 156 p.
- Hackerott S, Valdivia A, Green SJ, Côté IM, Cox CE, et al. (2013) Native Predators Do Not Influence Invasion Success of Pacific Lionfish on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 8(7): e68259. doi:10.1371/journal.pone.0068259
- Hammond, P. S., Mizroch, S. A., and Donovan, G. P. (eds) (1990). Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *Rep. Int. Whal. Commn (Spec. Iss.* 12).
- Hamner, R.M., D.W. Freshwater and P.E. Whitfield. 2007. Mitochondrial cytochrome *b* analysis reveals two invasive lionfish species with strong founder effects in the western Atlantic. En: *Journal of Fish Biology*. 71 (Supplement B). pp. 214–222.

Hare, J.A., and P. E. Whitfield. 2003. An integrated assessment of the introduction of lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) to the western Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 2. 21 pp.

Howard, M., D. Nicholson, A. Mitchell C., B. Bizcaño, J. James y E. Castro. 2012. Población, tenencia de la tierra y aspectos socioeconómicos en la isla de San Andrés. Pp 159 – 179 en CORALINA – INVEMAR, 2012. Gómez-López, D. I., C. Segura-Quintero, P. C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds). Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” – INVEMAR – y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – CORALINA –. Serie de Publicaciones especiales de INVEMAR # 28. Santa Marta, Colombia 180 p.

IDEA. 2010. Instituto de Estudios Ambientales. Guía de Buceo Ecológico: Isla de San Andrés, Caribe Occidental Colombiano. http://www.idea.unal.edu.co/proyectos/GB_SANANDRES/GB_SA.html.

IGAC. 1992. Atlas de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Santafé de Bogotá D.C. 321 p.

Invemar. 2005. Los Ecosistemas del Mar Caribe Colombiano y de sus Costas. Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia. 38 pp.

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.

Kell y, M. J., A. J. Noss, M. S. Di Bitetti, L. Meff ei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. D. De Angelo, y E. Di Blanco. 2008. Estimating Puma Densities from Camera Trapping across Three Study Sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89:408–418.

Kimball, M.E., *et al.* 2004. Thermal Tolerance and Potential Distribution of Invasive Lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) on the East Coast of the United States. En: *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 283. pp. 269–278.

Kimbrow DL, Cheng BS, Grosholz ED (2013) Biotic resistance in marine environments. *Ecol Lett* 16:821–833

Kojis, B. (2009). Lionfish Response Management Plan US Virgin Islands. *Department of Planning and Natural Resources*.

Kulbicki M, Beets J, Chabanet P, Cure K and others (2012) Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. In their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Mar Ecol Prog Ser* 446: 189–205

Lara-Díaz, Nalleli E, Helí Coronel-Arellano, Alejandro González-Bernal, Carmina Gutiérrez-González y Carlos Alberto López-González. Abundancia y densidad de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en Sierra de San Luis, Sonora, México. Agosto 2011.

Lemos E., J. A., R. I. Rojas G. y J. J. Zúñiga V. 2005. Técnicas para el estudio de poblaciones de fauna Silvestre. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 157 p.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. *Aliens* 12 12 pp.

Manly, B. F. J. 1970. A simulation study of animal population estimation using capture – recapture method. *Journal of Applied Ecology* 7:33-40.

Mejía, L. S., J. Garzón-Ferreira y A. Acero P. 1998. Peces registrados en los complejos arrecifales de los cayos Courtown, Albuquerque y los bancos Serrana y Roncador, Caribe occidental, Colombia. *Bol. Ecotrópica*, 32: 25-42.

Mejía, L.S. y A. Acero. (Eds.). 2002. Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 174 p.

Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. 2010. Resolución 0207 del 3 de febrero de 2010. Por la cual se adiciona el listado de especies exóticas invasoras declaradas por el artículo primero de la Resolución 848 de 2008 y se toman otras determinaciones.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M y T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Morris, J.A. y J.L. Akins. 2009. Feeding Ecology of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. En: *Environ Biol Fish*. 86. pp. 389–398.

Morris, J.A., Jr., and P.E. Whitfield. 2009. Biology, Ecology, Control and Management of the Invasive Indo-Pacific Lionfish: An Updated Integrated Assessment. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99. 57 pp.

Morris, J.A., Jr. 2009. *The Biology and Ecology of Invasive Indo-Pacific Lionfish. Disertación doctoral*. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina USA.

Morris, J.A. Jr., 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. y Stephanie J. Green 2013. Las investigaciones sobre el pez león: resultados alcanzados y cuestiones pendientes, Páginas 4-16 en: J.A. Morris Jr. (ed.) El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 2, Marathon, Florida, USA. 126 pp.

Morris, J.A., Jr. (Ed.). 2013. El pez león invasor: guía para su control y manejo. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series, No. 2, Marathon, Florida, USA. 126 pp.

Murcia, G., C. Llanos, M. Taylor, J. Lasso, M. I. García, M. C. Prada, N. Bolaños, A. Abril-Howard, A. M. González, C. Sánchez, E. Taylor, O. Bent, A. Pacheco, A. Osorno, D. Gil-Agudelo, S. Posada. 2012. Una Mirada a la biodiversidad del borde costero de la isla de San Andrés. Pp 87 – 127 en CORALINA – INVEMAR, 2012. Gómez-López, D. I., C. Segura-Quintero, P. C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds). Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” – INVEMAR – y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – CORALINA –. Serie de Publicaciones especiales de INVEMAR # 28. Santa Marta, Colombia 180 p.

Nagelkerken, I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? A review. *Bull. Mar. Sci.*, 80: 595-607.

Nagelkerken, I., G. van der Velde, M. W. Gorissen, G. J. Meijer, T. van't Hof y C. den Hartog. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51: 31-44.

Nagelkerken, I. y G. van der Velde. 2002. Do non estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherlands Antilles)? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 245: 191-204.

Ojasti J. Manejo de fauna silvestre neotropical. SI-MAB. Maryland. Estados Unidos. 2000, 290 p.

Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham MJ, Kareiva PM, Williamson MH, Von Holle B, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol Invas* 1:3–19

Petersen, C. G. J. 1896. The yearly immigration of young plaice into Limfjord from the German Sea, etc. *Rept. Danish Biol. Stn.* 18:228-249.

Primack, *et al.* 2001. Especies Exóticas, Enfermedades y Sobreexplotación. En: *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Primack *et al.* 2001. pp. 225-252.

Reef Environmental Education Foundation. 2008. Reef Environmental Education Foundation Volunteer. Survey Project Database. www.reef.org. (01/11/2008)

Reyes-Nivia, M. C., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira. 2004. Peces asociados a arrecifes coralinos de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y nuevos registros. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33:101-115.

Romero, C.P., J.R., Bacab, D. P., Ramírez, G.R., Enríquez, J.R., García. 2001. Técnicas de muestreo. Muestreo por captura recaptura: un ejemplo biológico. Instituto de Investigaciones Matemática Aplicadas y de Sistemas. Universidad Autónoma de México.

Rodríguez, J.P. 2001. La Amenaza de las Especies Exóticas para la Conservación de la Biodiversidad Suramericana. En: *Interciencia*. Oct. Vol. 26, no. 10 pp.479-483.

Rowcliffe J.M., Field J, Turvey T, Carbone C. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*. 2008; 45 1228–1236

Ruiz-Carus, R., Matheson, R.E., Roberts, D.E. y Whitfield, P.E. (2006). The western Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Scorpaenidae), in Florida: Evidence for reproduction and parasitism in the first exotic marine fish established in state waters. *Biological Conservation*, 128: 384-390.

Ruttenberg Benjamin I, Pamela J Schofield, J Lad Akins, Alejandro Acosta, Michael W Feeley, Jeremiah Blondeau, Steven G Smith, and Jerald S Ault. Rapid invasion of Indo-pacific lionfishes (*pterois volitans* and *pterois miles*) in the Florida Keys, USA: evidence from multiple pre- and post-invasion data sets bulletin of marine science. 88(4):1051–1059. 2012 <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2011.1108>

Sale, P.F. y Douglas, W.A. (1981). Precision and accuracy of visual census techniques for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fish*, 6 (3/4): 333-339.

Sargeant G, Douglas J. Carnivore scent-station surveys : statistical considerations. Proceedings of the North Dakota Academy Of Science. 1997, 51 : 102-104.

Schmitt, E. F. y Sullivan, K. M. (1996). Analysis of a Volunteer Method for Collecting Fish Presence and Abundance Data in the Florida Keys. Bulletin of Marine Science, Volume 59, Number 2, September 1996 , pp. 404-416(13)

Schofield, PJ (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 p.

Schofield PJ (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. Aquat Invasions 5: S117–S122.

Schultz, E.T. (1986) *Pterois volitans* and *Pterois miles*: two valid species, *Copeia* 1986. *Copeia* 1986:686–690.

Sealey, K., Anderson, L., Stewart, D. y Smith, N. (2008). The Invasion of Indo-Pacific Lionfish in the Bahamas: Challenges for a National Response Plan. *Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. West Indies.

Silver, S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. Belize. Wildlife Conservation Society. 27 p.

Smith, N. 2010. Lionfish invasion in nearshore waters of the Bahamas: an examination of the effects of artificial structures and invader versus native species colonization rates. M.Sc. thesis. University of British Columbia. Vancouver, Canada.

Snyder, D.B. y G. H. Burgess. 2007. The Indo-Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), new to Bahamian ichthyofauna. *Coral Reefs*. 26:175

Sutherland WJ, Clout M, Côté IM, Daszak P, Depledge MH, et al. (2010) A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends Ecol Evol* 25: 1–7.

Taylor, E., M. Howard, R. Medina y O. Bent. 2012. Gestión Ambiental en la Reserva de la Biósfera Seaflower, archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa catalina, Caribe Occidental, Colombia. Pp 13-33 en CORALINA – INVEMAR, 2012. Gómez-López, D. I., C. Segura-Quintero, P. C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds). Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” – INVEMAR – y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – CORALINA –. Serie de Publicaciones especiales de INVEMAR # 28. Santa Marta, Colombia 180 p.

Universidad de Murcia. Curso 2008/2009. Ecología metodológica y cuantitativa. Departamento de Ecología e Hidrología. Pp 1-28.

Vilá, M. *et al.* 2008. Invasiones Biológicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 216p.

Whitfield, P.E., Gardner, T., Vives, S.P., Gilligan, M.R., Courtenay, W.R., Ray, G.C. y Hare, J.A. (2002) Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series*, 235, 289–297.

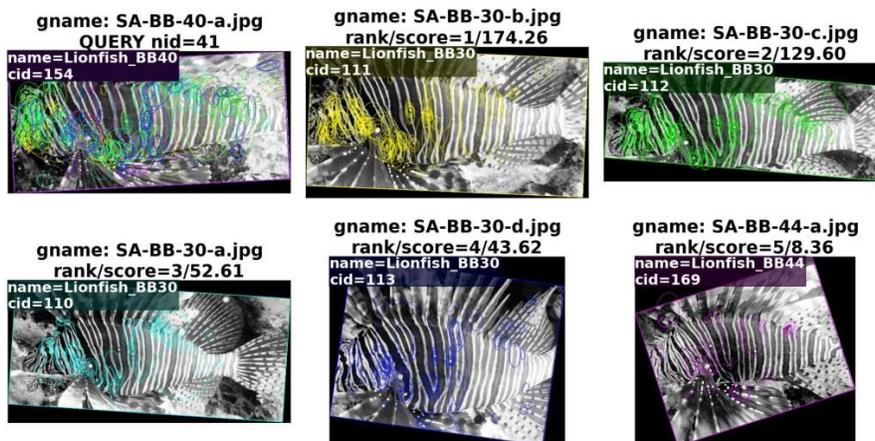
Whitfield, P.E., J. A. Hare, A. W. David, S. L. Harter, R. C. Muñoz y C. M. Addison 2007. Abundance Estimates of the Indo-Pacific Lionfish *Pterois volitans/miles* Complex in the Western North Atlantic. En: *Biol Invasions*. 9. pp. 53–64.

Wittenberg, R. y Cock, M.J.W. (2001). *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. *CAB International*. Wallingford. Oxon. UK. xvii-228.

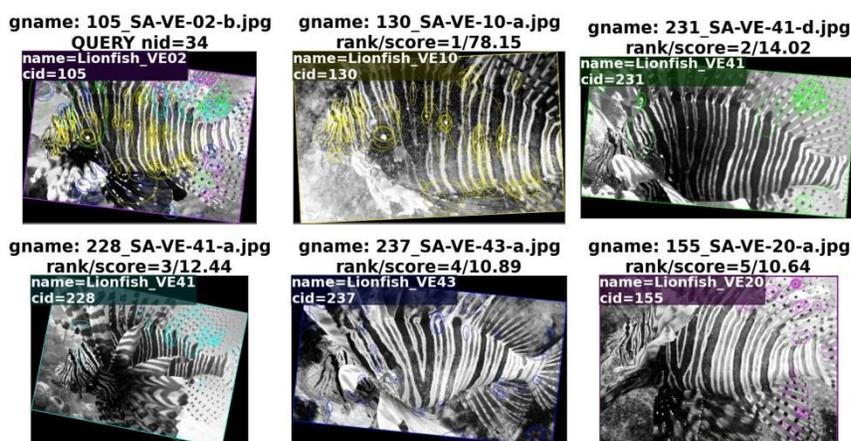
Zachary R. Jud y Craig A. Layman. 2012. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Site fidelity and movement patterns of invasive lionfish, *Pterois* spp., in a Florida estuary.

Zhang P., C. M. Sadler, S. A. Lyon, and M. Martonosi. Hardware design experiences in zebranet. In *ACM SenSys*, 2004.

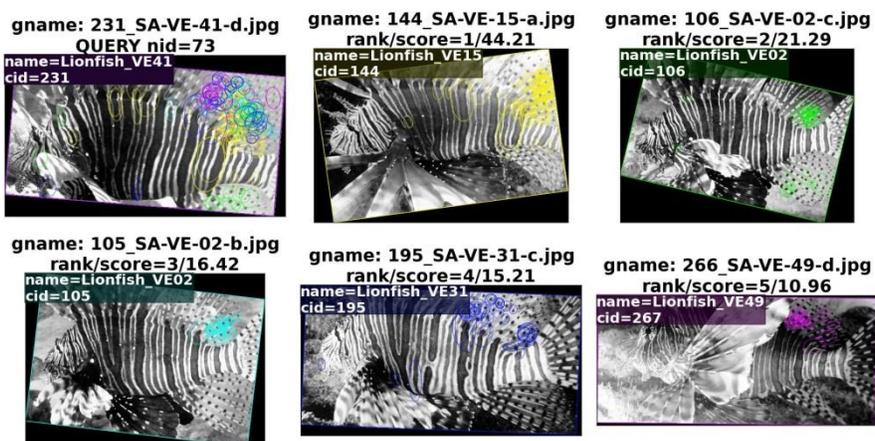
ANEXO 1. Recapturas (emparejamientos correctos) de la especie *P. volitans* en la isla de San Andrés, encontrados por HotSpotter



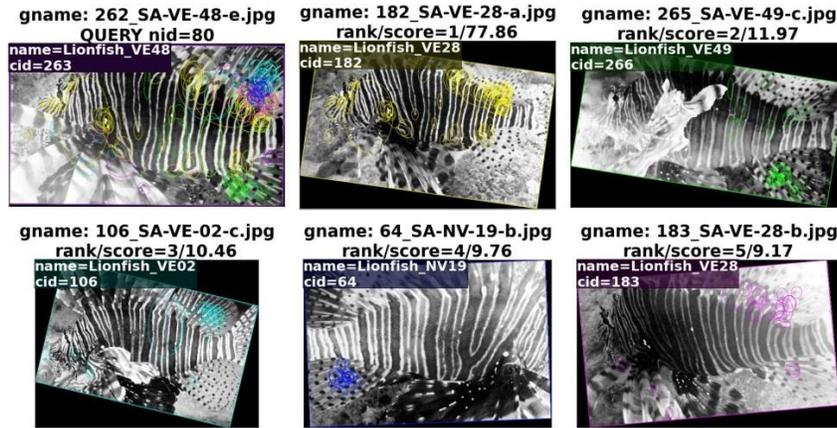
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-BB-30 y el individuo SA-BB-40



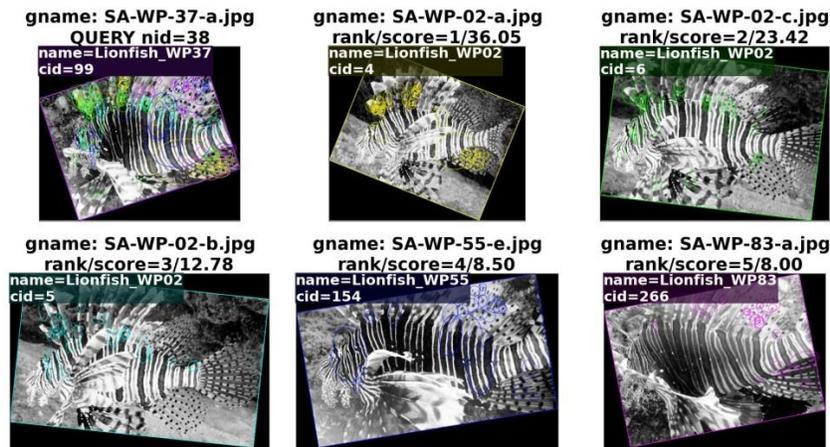
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-VE-02 y el individuo SA-VE-10



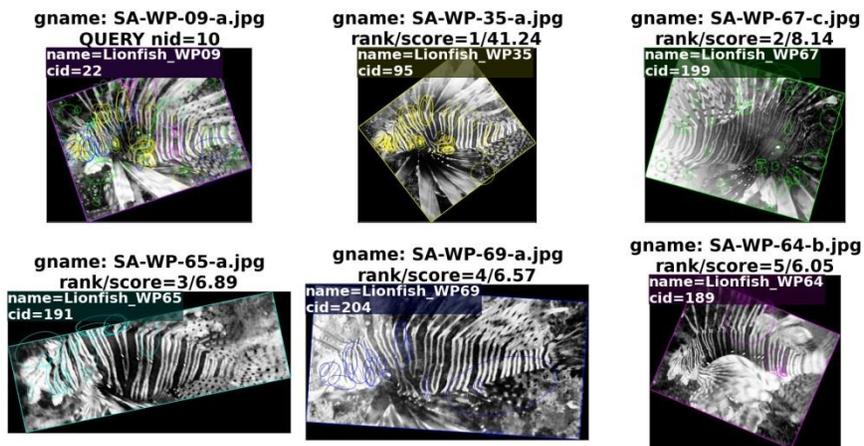
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-VE-15 y el individuo SA-VE-41



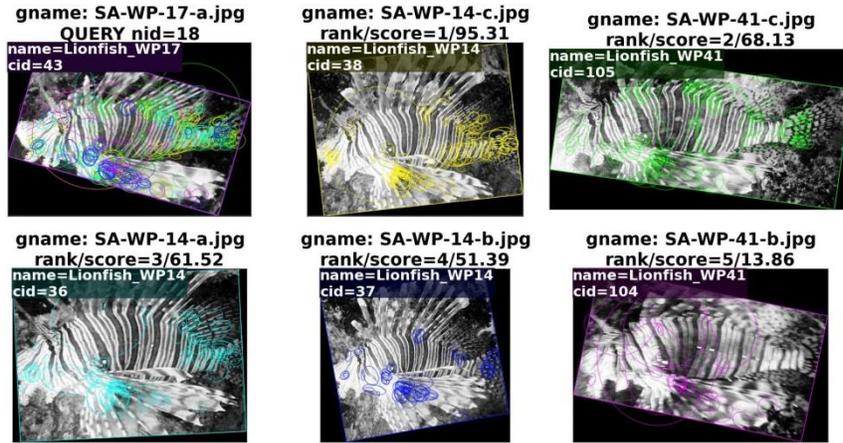
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-VE-28 y el individuo SA-VE-48



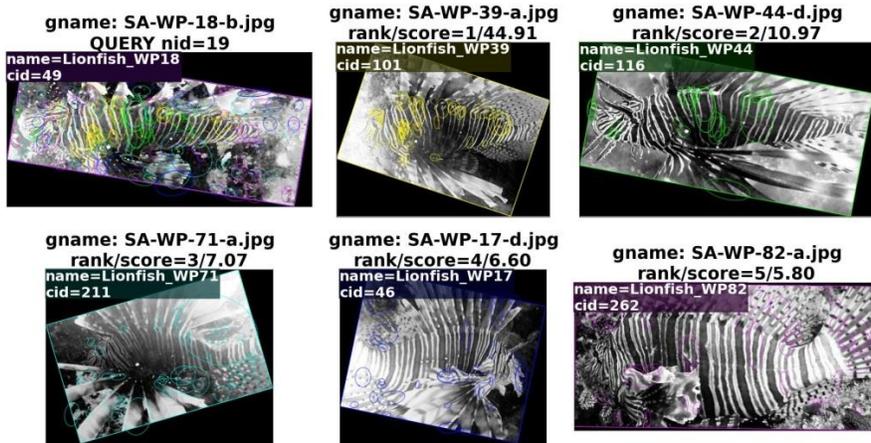
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-02 y el individuo SA-WP-37



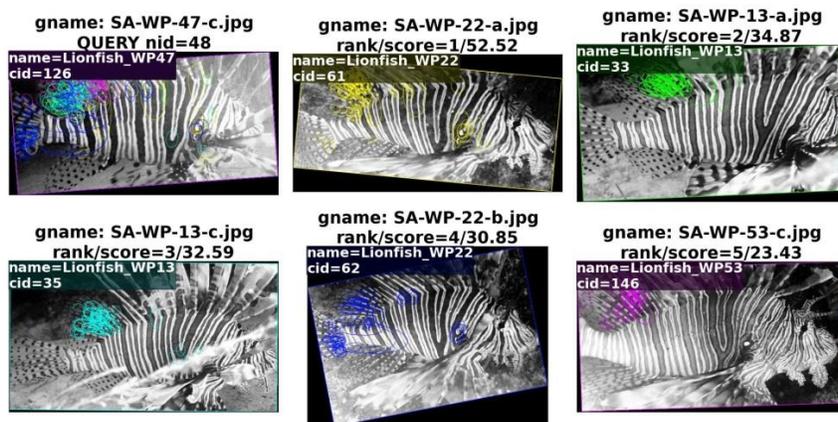
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-09 y el individuo SA-WP-35



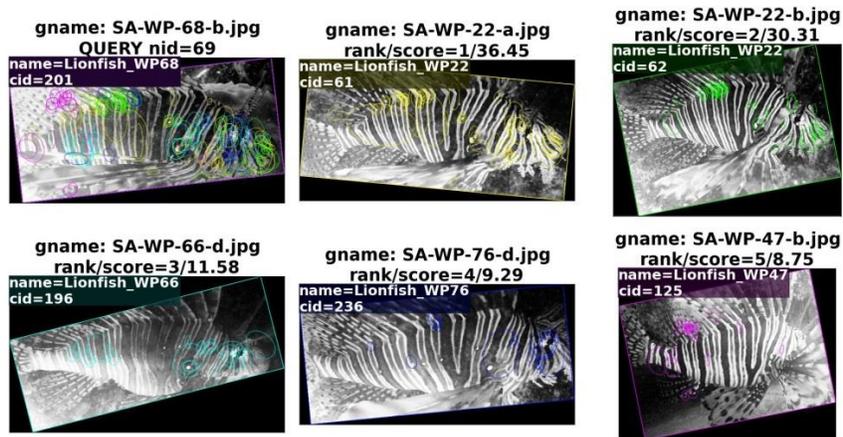
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-17 y el individuo SA-WP-41



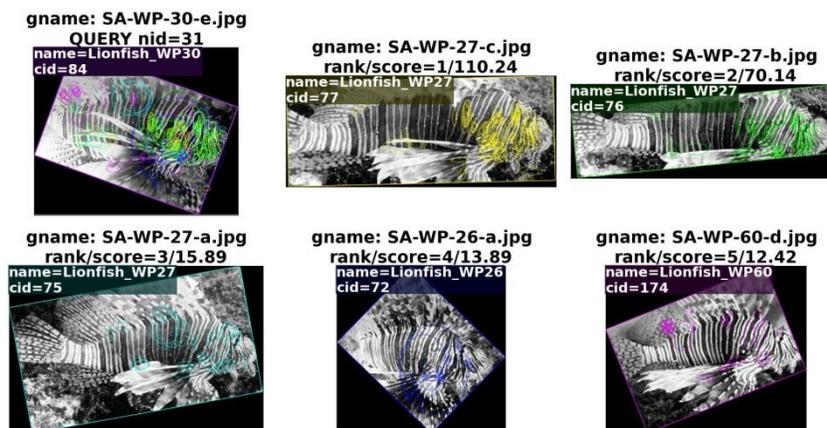
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-18 y el individuo SA-WP-39



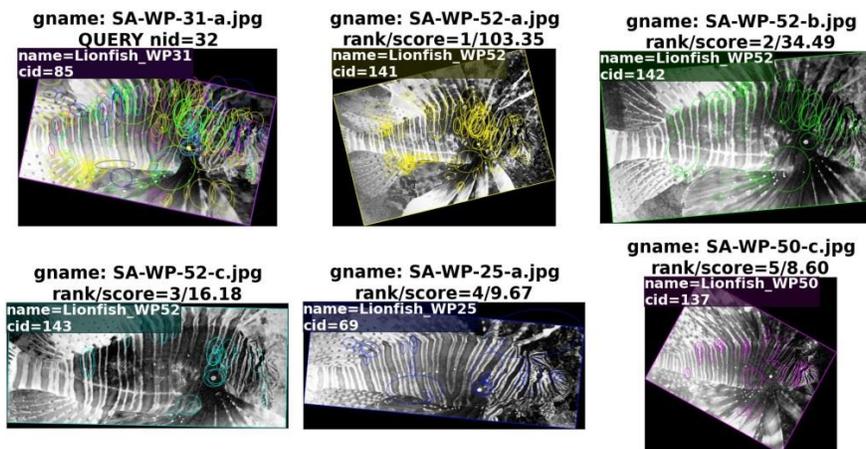
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-22 y el individuo SA-WP-47



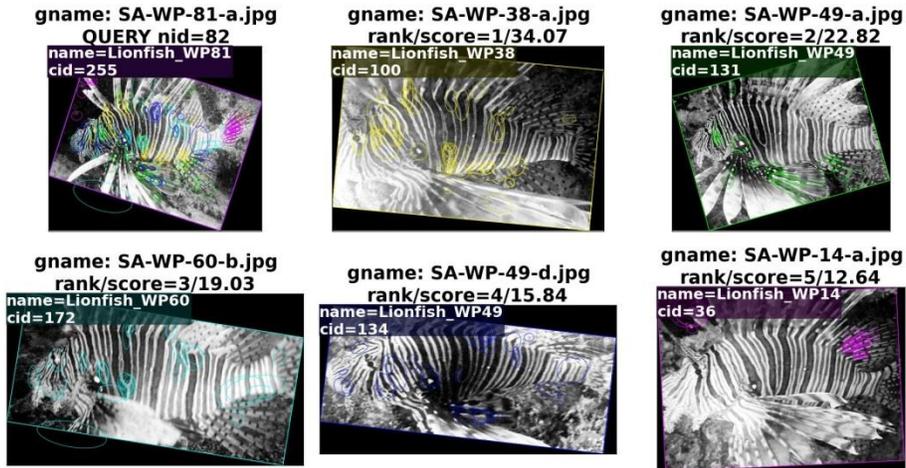
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-22 y el individuo SA-WP-68



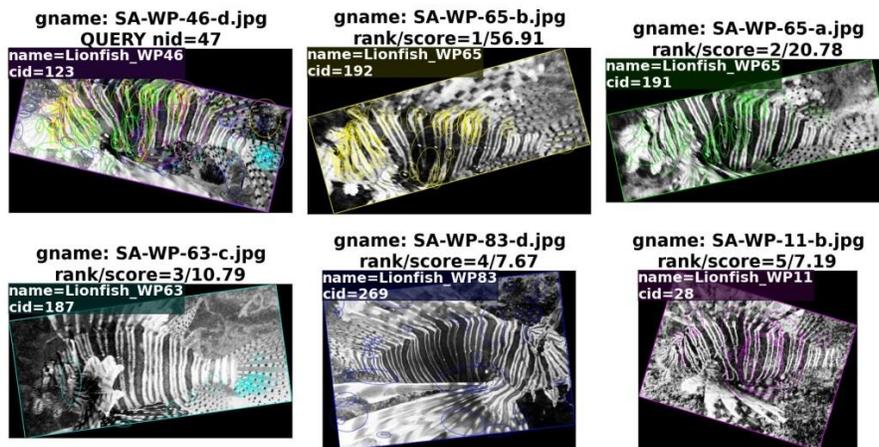
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-27 y el individuo SA-WP-30



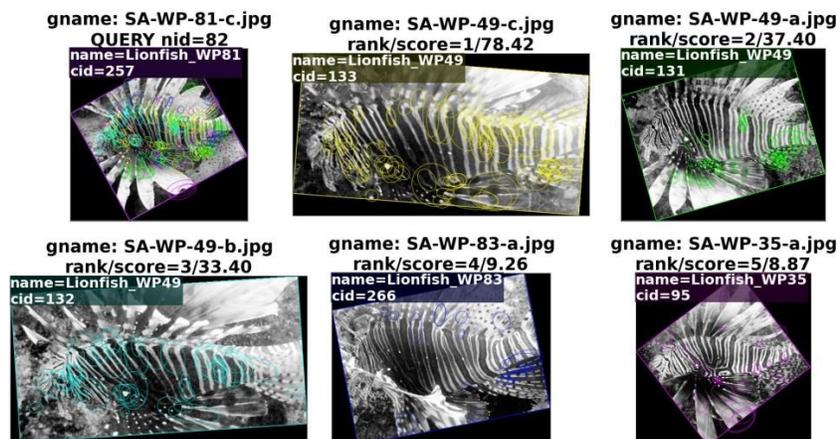
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-31 y el individuo SA-WP-52



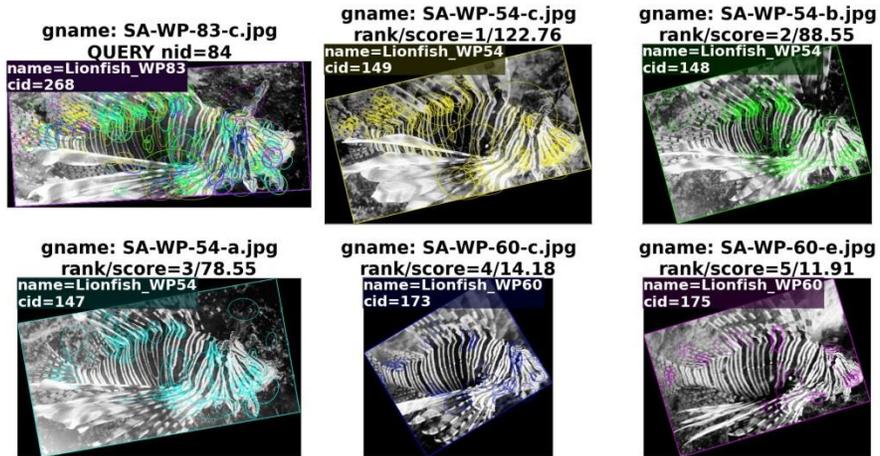
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-38 y el individuo SA-WP-81



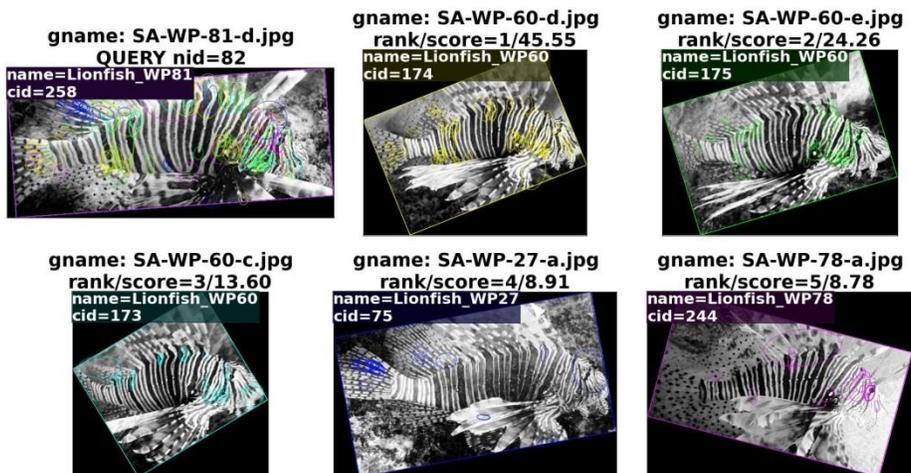
Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-46 y el individuo SA-WP-65



Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-49 y el individuo SA-WP-81



Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-54 y el individuo SA-WP-83



Emparejamiento correcto entre el individuo SA-WP-54 y el individuo SA-WP-83

ANEXO 2. Lista de especies ícticas inventariadas en las estaciones muestreadas en la isla de San Andrés, Caribe colombiano. BB = Bajo Bonito, NV-VE = Nirvana-Villa Erika, WP = West Point.

Localidad	Orden	Familia	Especie
BB	Beryciformes	Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i>
BB	Beryciformes	Holocentridae	<i>Neoniphon marianus</i>
BB	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>
BB	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>
BB	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i>
BB	Perciformes	Carangidae	<i>Caranx ruber</i>
BB	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Prognathodes aculeatus</i>
BB	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>
BB	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i>
BB	Perciformes	Gobiidae	<i>Coryphopterus personatus</i>
BB	Perciformes	Grammatidae	<i>Gramma loreto</i>
BB	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>
BB	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon plumieri</i>
BB	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon sciurus</i>
BB	Perciformes	Haemulidae	<i>Inermia vittata</i>
BB	Perciformes	Kyphosidae	<i>Kyphosus</i> sp
BB	Perciformes	Labridae	<i>Bodianus rufus</i>
BB	Perciformes	Labridae	<i>Clepticus parrae</i>
BB	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres garnoti</i>
BB	Perciformes	Labridae	<i>Thalassoma bifasciatum</i>
BB	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>
BB	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>
BB	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i>
BB	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus mahogoni</i>
BB	Perciformes	Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>
BB	Perciformes	Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>
BB	Perciformes	Pempheridae	<i>Pempheris schomburgkii</i>
BB	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>
BB	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>
BB	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i>
BB	Perciformes	Pomacentridae	<i>Chromis cyanea</i>
BB	Perciformes	Pomacentridae	<i>Chromis multilineata</i>
BB	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes partitus</i>
BB	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes planifrons</i>
BB	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes variabilis</i>

Localidad	Orden	Familia	Especie
BB	Perciformes	Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>
BB	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>
BB	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus vetula</i>
BB	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>
BB	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma chrysopterus</i>
BB	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i>
BB	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma viridae</i>
BB	Perciformes	Sciaenidae	<i>Equetus punctatus</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus guttatus</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus aberrans</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus gummigutta</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus guttavarius</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus indigo</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus nigricans</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus providencianus</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus puella</i>
BB	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus unicolor</i>
BB	Perciformes	Sparidae	<i>Calamus calamus</i>
BB	Syngnathiformes	Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>
BB	Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Balistes vetula</i>
BB	Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Melichthys niger</i>
BB	Tetraodontiformes	Monacanthidae	<i>Cantherines macrocerus</i>
BB	Tetraodontiformes	Monacanthidae	<i>Cantherines pullus</i>
BB	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>
BB	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Lactophrys tricheter</i>
BB	Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>
NV-VE	Beryciformes	Holocentridae	<i>Neoniphon marianus</i>
NV-VE	Beryciformes	Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i>
NV-VE	Beryciformes	Holocentridae	<i>Sargocentron vexillarium</i>
NV-VE	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>
NV-VE	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>
NV-VE	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i>
NV-VE	Perciformes	Carangidae	<i>Caranx bartholomaei</i>
NV-VE	Perciformes	Carangidae	<i>Caranx ruber</i>
NV-VE	Perciformes	Carangidae	<i>Elagatis bipinnulata</i>
NV-VE	Perciformes	Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>
NV-VE	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>

Localidad	Orden	Familia	Especie
NV-VE	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i>
NV-VE	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i>
NV-VE	Perciformes	Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>
NV-VE	Perciformes	Gobiidae	<i>Coryphopterus personatus</i>
NV-VE	Perciformes	Gobiidae	<i>Elacatinus sp</i>
NV-VE	Perciformes	Grammatidae	<i>Gramma loreto</i>
NV-VE	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon carbonarium</i>
NV-VE	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon chrysargyreum</i>
NV-VE	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>
NV-VE	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon plumieri</i>
NV-VE	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon sciurus</i>
NV-VE	Perciformes	Kyphosidae	<i>Kyphosus sp</i>
NV-VE	Perciformes	Labridae	<i>Clepticus parrae</i>
NV-VE	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i>
NV-VE	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres garnoti</i>
NV-VE	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres maculipinna</i>
NV-VE	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres radiatus</i>
NV-VE	Perciformes	Labridae	<i>Thalassoma bifasciatum</i>
NV-VE	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>
NV-VE	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus mahogoni</i>
NV-VE	Perciformes	Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>
NV-VE	Perciformes	Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>
NV-VE	Perciformes	Pempheridae	<i>Pempheris schomburgkii</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Chromis cyanea</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Chromis multilineata</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Microspathodon chrysurus</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes diencaeus</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes leucostictus</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes partitus</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes planifrons</i>
NV-VE	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes variabilis</i>
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus iserti</i>
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus vetula</i>
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma chrysopterus</i>

Localidad	Orden	Familia	Especie
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i>
NV-VE	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma viridae</i>
NV-VE	Perciformes	Sciaenidae	<i>Equetus lanceolatus</i>
NV-VE	Perciformes	Sciaenidae	<i>Equetus punctatus</i>
NV-VE	Perciformes	Serranidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>
NV-VE	Perciformes	Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>
NV-VE	Perciformes	Serranidae	<i>Serranus tigrinus</i>
NV-VE	Perciformes	Sparidae	<i>Calamus bajonado</i>
NV-VE	Perciformes	Sparidae	<i>Calamus calamus</i>
NV-VE	Scorpeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i>
NV-VE	Syngnathiformes	Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>
NV-VE	Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Melichthys niger</i>
NV-VE	Tetraodontiformes	Diodontidae	<i>Diodon histix</i>
NV-VE	Tetraodontiformes	Monacanthidae	<i>Cantherines macrocerus</i>
NV-VE	Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>
WP	Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnotorax funebris</i>
WP	Beryciformes	Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>
WP	Beryciformes	Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i>
WP	Beryciformes	Holocentridae	<i>Neoniphon marianus</i>
WP	Beryciformes	Holocentridae	<i>Sargocentron vexillarium</i>
WP	Orectolobiformes	Ginglymostomatidae	<i>Ginglymostoma cirratum</i>
WP	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>
WP	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i>
WP	Perciformes	Apogonidae	<i>Apogon binotatus</i>
WP	Perciformes	Carangidae	<i>Caranx bartolomaei</i>
WP	Perciformes	Carangidae	<i>Caranx ruber</i>
WP	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>
WP	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i>
WP	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i>
WP	Perciformes	Echeneidae	<i>Echeneis neucraroides</i>
WP	Perciformes	Gobiidae	<i>Choryphopterus personatus</i>
WP	Perciformes	Gobiidae	<i>Elacatinus sp</i>
WP	Perciformes	Grammatidae	<i>Grama loreto</i>
WP	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon carbonarium</i>
WP	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>
WP	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon sciurus</i>
WP	Perciformes	Kyphosidae	<i>Kyphosus sp</i>
WP	Perciformes	Labridae	<i>Bodianus rufus</i>
WP	Perciformes	Labridae	<i>Clepticus parrae</i>
WP	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i>

Localidad	Orden	Familia	Especie
WP	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres garnoti</i>
WP	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres maculipinna</i>
WP	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres radiatus</i>
WP	Perciformes	Labrisomidae	<i>Malacoctenus triangulatus</i>
WP	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>
WP	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus mahogoni</i>
WP	Perciformes	Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>
WP	Perciformes	Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>
WP	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>
WP	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>
WP	Perciformes	Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Chromis cyanea</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Chromis insolata</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Microspathodon chrysurus</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes diencaeus</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes partitus</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes planifrons</i>
WP	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes variabilis</i>
WP	Perciformes	Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>
WP	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus iserti</i>
WP	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>
WP	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus vetula</i>
WP	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>
WP	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma chrysopterum</i>
WP	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma viridae</i>
WP	Perciformes	Sciaenidae	<i>Equetus punctatus</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus guttavarius</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus nigricans</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Hypoplectrus unicolor</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Rypticus saponaceus</i>
WP	Perciformes	Serranidae	<i>Serranus tigrinus</i>
WP	Perciformes	Sparidae	<i>Calamus calamus</i>
WP	Perciformes	Sphyaenidae	<i>Sphyaena barracuda</i>
WP	Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Bothus lunatus</i>
WP	Syngnathiformes	Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>
WP	Syngnathiformes	Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i>
WP	Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Melichthys niger</i>

Localidad	Orden	Familia	Especie
WP	Tetraodontiformes	Monacanthidae	<i>Cantherines pullus</i>
WP	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>
WP	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Lactophrys tricheter</i>
WP	Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>
WP	Tetraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>

ANEXO 3. Especies encontradas en el Old Point Regional Park en la isla de San Andrés, Caribe occidental insular colombiano.

Ecosistema	Orden	Familia	Especie
Manglar	Beloniformes	Belonidae	<i>Platybelone sp</i>
Manglar	Beloniformes	Belonidae	<i>Tylosurus acus</i>
Manglar	Clupeiformes	Clupeidae	<i>Clupeidae 1</i>
Manglar	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>
Manglar	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>
Manglar	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i>
Manglar	Perciformes	Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>
Manglar	Perciformes	Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>
Manglar	Perciformes	Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>
Manglar	Perciformes	Gobiidae	<i>Coryphopterus sp</i>
Manglar	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon chrysargyreum</i>
Manglar	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>
Manglar	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon sciurus</i>
Manglar	Perciformes	Labrisomidae	<i>Malacoctenus gilli</i>
Manglar	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>
Manglar	Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>
Manglar	Perciformes	Monacanthidae	<i>Cantherines pullus</i>
Manglar	Perciformes	Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>
Manglar	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes adustus</i>
Manglar	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes leucostictus</i>
Manglar	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes planifrons</i>
Manglar	Perciformes	Scaridae	<i>Cryptotomus roseus</i>
Manglar	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus guacamaia</i>
Manglar	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus taeniopterus</i>
Manglar	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma chrysopteron</i>
Manglar	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma viridae</i>
Manglar	Perciformes	Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>
Manglar	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>
Manglar	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Lactophrys tricheter</i>
Pastos	Beloniformes	Belonidae	<i>Tylosurus acus</i>
Pastos	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>
Pastos	Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>
Pastos	Perciformes	Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i>
Pastos	Perciformes	Clupeidae	<i>Clupeidae 1</i>
Pastos	Perciformes	Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>
Pastos	Perciformes	Labridae	<i>Halichoeres radiatus</i>

Ecosistema	Orden	Familia	Especie
Pastos	Perciformes	Labridae	<i>Thalassoma bifasciatum</i>
Pastos	Perciformes	Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>
Pastos	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes diencaeus</i>
Pastos	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes planifrons</i>
Pastos	Perciformes	Scaridae	<i>Scarus iserti</i>
Pastos	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>
Pastos	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i>
Pastos	Perciformes	Scaridae	<i>Sparisoma viridae</i>
Pastos	Perciformes	Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>
Pastos	Tetraodontiformes	Ostraciidae	<i>Lactophrys tricheter</i>