

INFORME FINAL DE PROYECTO

“Ecología de las especies invasoras marinas en Cuba: Pez león (*Pterois volitans/miles*) y Mejillón verde (*Perna viridis*).”

CÓDIGO: P211LH005-012

INSTITUCIÓN EJECUTORA: Acuario Nacional de Cuba, calle 1ra, esquina 60, Playa, AMA-CITMA

ANTECEDENTES DE LA TEMÁTICA:

La dispersión de las especies invasoras puede causar la pérdida de otras especies de importancia económica y atentar contra la supervivencia de las especies endémicas. Estas amenazas a la diversidad biológica afectan también el funcionamiento del ecosistema, los usos culturales y económicos y los medios de vida derivados de la biodiversidad, en particular los de las comunidades locales.

El pez león constituye la primera especie de pez arrecifal que invade la región del Atlántico occidental tropical. Actualmente constituye uno de los depredadores apicales más abundante en numerosos arrecifes. Esta especie representa un peligro para la integridad de la trama alimentaria arrecifal y puede afectar la pesca comercial, el turismo y el estado general de los arrecifes coralinos. En el año 2013 ya el pez león había invadido todas las zonas costeras del Gran Caribe, el Golfo de México y el sureste de Estados Unidos. (Gómez et al, 2013)

En Cuba se desarrolló un proyecto de investigación entre los años 2010 y 2013 que brindó una caracterización inicial de la ecología de esta especie en la fase inicial de su invasión. En dicha investigación se estudiaron la distribución y abundancia poblacional a nivel espacio temporal, la parasitología, la reproducción, la dieta, la naturaleza de la toxina del veneno y la efectividad local de la pesca del pez león como método de control.

Los efectos ecológicos del pez león en los hábitats que ha invadido variarán en función del tiempo y el espacio. Factores tales como la densidad de la especie, el tipo de hábitat, las asociaciones de especies nativas que forman la comunidad biológica, la abundancia de depredadores apicales, los efectos de las condiciones oceanográficas sobre las tasas de colonización y la dinámica del reclutamiento pueden considerar la repercusión del pez león sobre los arrecifes (Morris y Green, 2013). A pesar que el proyecto anterior determinó los principales grupos taxonómicos afectados (depredación directa y competencia) por el pez león, la cita anterior demuestra la necesidad de continuar este tipo de estudio para la detección de impactos a largo plazo.

También están disponibles los valores de densidad de las poblaciones de pez león en varias localidades de Cuba entre 2009 y 2013. Es importante mantener un seguimiento de estas poblaciones “históricas” e incorporar un estudio de conectividad utilizando herramientas genético-moleculares. Dichos estudios permitirán identificar las poblaciones “fuente” (exportadoras de huevos y larvas) y poblaciones

“sumidero” (se mantiene a partir del reclutamiento externo) posibilitando orientar los esfuerzos de control en el plano local.

Entre las recomendaciones derivadas de este proyecto se encuentran la necesidad de ampliar los estudios a manglares y pastos marinos (Chevalier *et al*, 2013). Esta recomendación se basa en dos interrogantes fundamentales:

- ¿Cuáles son la densidad y distribución del pez león en los manglares y pastos marinos?
- ¿Qué efecto ecológico tiene el pez león sobre las comunidades marinas nativas de manglares y pastos marinos?

También es importante mantener el monitoreo de las poblaciones de pez león previamente estudiadas, ya que sus resultados son esenciales para evaluar hasta qué punto las estrategias de control están logrando sus objetivos y cómo modificar o cambiar las actividades para mejorar dicho control.

Los buenos programas de educación y difusión pueden ayudar a cambiar la percepción pública, aumentar la participación de la población y el apoyo directo y financiero por parte del gobierno. Considerando que los programas eficaces de control del pez león abarcan todos estos componentes, dichos programas se beneficiarán enormemente de las actividades de educación y difusión bien concebidas y elaboradas.

El mejillón verde, *Perna viridis* (Linnaeus 1758), es oriundo del Indo-Pacífico (Sidall, 1980; Vakily, 1989). Este molusco fue reportado por primera vez para Cuba en la bahía de Cienfuegos, a mediados de la década 2000´ (Fernández-Garcés y Rolán, 2005). Desde entonces ha proliferado tan rápidamente en las aguas de esta bahía que ha llegado a constituir un problema económico pues dificulta el funcionamiento de importantes instalaciones como la Central Termoeléctrica Carlos Manuel de Céspedes, en cuyos canales de enfriamiento se asienta y alcanza tan elevadas densidades que impide la adecuada circulación del agua. En numerosos países de la región como Trinidad (Agard y Kishore, 1992), Jamaica (Buddo et al., 2003), Venezuela (Rylander et al., 1996) y Estados Unidos (Benson et al., 2001), *P. viridis* constituye ya una especie exótica invasora (Convenio Sobre la Diversidad Biológica, 2002). Hasta el momento en que se confecciona este documento, la presencia de esta especie para Cuba ha sido registrada sólo en las bahías de Cienfuegos y Mariel, no obstante, otras bahías o sitios del país con actividad portuaria, y todos aquellos espacios marítimos de trasiego de embarcaciones (tanto de cabotaje como de pesca) salidas de lugares invadidos, están bajo riesgo de ser colonizados.

El presente estudio se propone con el fin de aumentar el conocimiento sobre los parámetros poblacionales y ecología de la especie *P. viridis* en aguas de la República de Cuba. Con este enfoque, se pretende estudiar la población de mejillones residentes en la Bahía de Mariel, sobre la que, además, tienen lugar las primeras experiencias de erradicación. De igual manera se continuará estudiando la población de la bahía de Cienfuegos, en donde ya se tiene una línea base sobre varios aspectos de este mejillón. La información así acumulada contribuirá a avalar medidas de control y manejo dirigidas a disminuir el impacto de este mejillón en los ecosistemas marinos del archipiélago cubano y fundamentalmente en sectores tan estratégicos como el económico.

OBJETIVOS DEL PROYECTO

General:

Evaluar las interacciones ecológicas del pez león y el mejillón verde con las comunidades residentes en los sitios invadidos.

Objetivos específicos:

- Monitorear, a escala espacial y temporal, la abundancia, distribución, movilidad y crecimiento del pez león en las zonas seleccionadas (Guanahacabibes, La Habana y Caibarién).
- Realizar estudios biológicos del pez león.
- Monitorear, a escala espacial y temporal, la abundancia y distribución de las comunidades de peces que cohabitan con el pez león en las zonas seleccionadas (Guanahacabibes, La Habana y Caibarién).
- Realizar estudios biológicos de las especies de peces que constituyen los potenciales competidores del pez león (morfometría, contenido estomacal, desarrollo gonadal y parasitología).
- Analizar la estructura y diversidad genética de las poblaciones de *Pterois* ssp. en Cuba, empleando ADN mitocondrial.
- Estimar la abundancia de mejillón verde en las bahías de Cienfuegos y Mariel, y determinar sus variaciones tanto en la escala espacial como en la temporal.
- Establecer la tendencia temporal de la abundancia de mejillón verde en ambas bahías y estimar la efectividad de las actividades extractivas en la bahía de Mariel.
- Determinar la composición por tallas de la población del mejillón verde.
- Estimar tasa de crecimiento de los mejillones verdes.
- Identificar las especies y/o grupos de organismos que componen la comunidad megazoobentónica asociada al mejillón verde y el posible impacto de esta especie invasora en tal comunidad.
- Estimar pérdidas económicas e impactos sociales provocados por la presencia del mejillón verde en las bahías de Mariel y Cienfuegos.
- Divulgar, de forma asequible para la población, la información científica sobre el pez león y el mejillón verde con vistas a la concientización y el enfrentamiento efectivo de la problemática provocada por estas especies invasoras.

TAREAS

1. Monitorear variaciones espacio-temporales en la abundancia y distribución del pez león y de las comunidades de peces en las zonas seleccionadas.

2. Monitorear la movilidad y crecimiento del pez león en el medio natural a partir de marcas individuales.
3. Realizar estudios biológicos del pez león y de especies que constituyan sus principales competidores ecológicos.
4. Desarrollar campaña de divulgación de la información sobre el pez león.
5. Contribución a las acciones de manejo y control del pez león en Cuba.
6. Conectividad (ADN).
7. Monitorear variaciones espacio-temporales en la abundancia y distribución del mejillón verde *P. viridis* en las zonas seleccionadas de las bahías de Mariel y Cienfuegos.
8. Muestreos regulares de talla y morfometría general de los mejillones verdes.
9. Colecta de fauna asociada e identificación de especies y/o grupos de organismos.
10. Evaluar las posibles pérdidas económicas que la presencia de mejillones verdes implica para las industrias locales.
11. Valorar el impacto de la presencia del mejillón verde en la comunidad local a partir de la visualización de opciones de aprovechamiento.
12. Realizar actividades de capacitación y divulgación sobre la identificación, extracción y aprovechamiento del mejillón verde.

TAREA 1. Monitorear variaciones espacio-temporales en la abundancia y distribución del pez león y de las comunidades de peces en las zonas seleccionadas.

Se seleccionaron tres localidades: Guanahacabibes (Pinar del Río), La Habana y Bahía de Cochinos (Matanzas) (Fig. 1).

El Parque Nacional Guanahacabibes se ubica en el extremo occidental de Cuba; fue declarado legalmente el 14 de diciembre del 2001, por sus altos niveles de diversidad biológica y conservación, por el Decreto-Ley 4262 del Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros, como parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba. En el parque está prohibido todo tipo de pesca comercial, deportiva, recreativa y submarina. Las regulaciones existentes en el área permiten que los arrecifes coralinos presenten un elevado estado de salud, conservación y riqueza de especies (CNAP, 2013). A esto contribuye también la conformación cársica de la península, que minimiza los impactos asociados a las descargas de aguas fluviales y a la sedimentación por fuentes terrígenas (Perera-Valderrama, 2013).

La Habana constituye la capital de Cuba y el mayor asentamiento poblacional del país. Se encuentra ubicada en la región occidental del país, en la costa norte. La zona del litoral habanero seleccionada para el presente trabajo se encuentra en el barrio Miramar, perteneciente al municipio Playa. En esta zona no hay una influencia grande del escurrimiento de tierra y las salidas de drenaje contaminadas tienen un efecto muy localizado y que no sobrepasa los cinco metros de profundidad (Aguilar y González-Sansón, 2007). Las especies de peces de tamaño grande y mediano (Lutjanidae, Serranidae, Carangidae, Scaridae y Labridae) están ausentes debido a la pesca excesiva. Esto implica que la ictiofauna está notablemente modificada por la sobrepesca y que se caracteriza por el dominio de especies pequeñas (Hernández *et al.*, 2006; González-Sansón *et al.*, 2009a, b; González-Sansón y

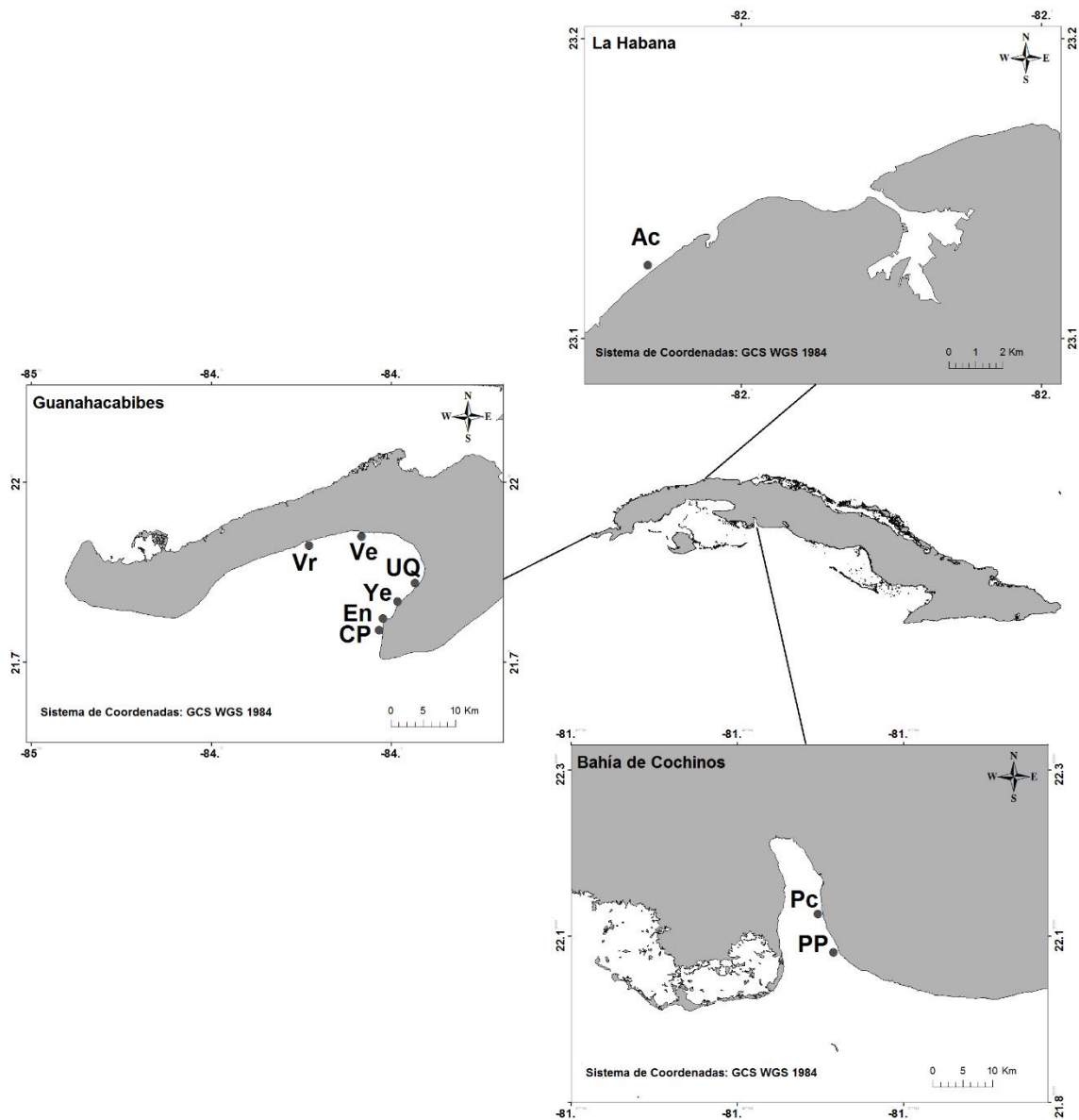


Figura 1. Localidades donde se realizaron muestreos de las poblaciones de pez león mediante el método de Brock (1954). Los círculos muestran la ubicación de los sitios de muestreo. Vr: Verraco, Ve: Veral, UQ: Uvero Quemado, Ye: Yemayá, En: Encanto, CP: Cuevas de Pedro, Ac: Acuario, Pc: Cueva de los Peces, PP: Punta Perdiz.

Aguilar, 2010). En esta zona los depredadores constituyen un factor regulador mínimo (Aguilar y González-Sansón, 2007).

Bahía de Cochinos se encuentra ubicada en la costa suroccidental de Cuba. La costa oriental de la Bahía de Cochinos presenta un arrecife costero continuo que se extiende aproximadamente 25 Km a lo largo de la costa de forma homogénea. Esta bahía no presenta focos contaminantes de importancia. Solamente existe la desembocadura del canal de Soplillar que procede del río Hanábana; a dicho canal son vertidos fertilizantes de los cultivos arroceros que lo rodean, aunque no se conocen las cantidades exactas de dichos vertimientos. El aporte de agua dulce que recibe la bahía es muy grande debido a su proximidad a la Ciénaga de Zapata y la existencia de numerosos ríos subterráneos (González Méndez, com. per.). Se encuentra ubicada dentro del Parque Nacional Ciénaga de Zapata, que también ostenta las categorías Elemento Natural Destacado (CNAP, 2013). En esta zona se desarrollan actividades turísticas como el buceo y existen algunos centros de recreación y descanso ubicados a lo largo de la costa, con una afluencia moderada de turistas (Varona et al., 2004).

Se realizaron muestreos en 9 sitios distribuidos en las 3 localidades (Fig. 1). Cada sitio tiene un área de aproximadamente 1500m². Las zonas ecológicas encontradas en los sitios fueron del tipo escarpe arrecifal somero, camellones y pendiente arrecifal, cuyas profundidades estuvieron entre los 5 y 20 metros (Tabla 1).

Método de muestreo

Para los censos visuales se utilizó el método propuesto por Brock (1954), utilizando como unidades de muestreo recorridos lineales de 50 metros de largo y 2 metros de ancho (100 m²). En cada recorrido se anotó el número de peces león observados, así como un estimado de la talla en centímetros de cada ejemplar. Los muestreos se realizaron en los años 2015 y 2016 (solo en el sitio Acuario se muestreó también en el 2017).

Abundancia y biomasa de las poblaciones

A partir del número de individuos registrados se calcularon los valores medios de abundancia por unidades de muestreo (individuo/100m²). Con los valores estimados de la talla, se calculó el peso (en gramos), de cada individuo, a partir de la relación largo-peso. Para *P. volitans*, la relación largo-peso se estimó a partir del peso y la talla de 512 individuos capturados en el litoral del Acuario Nacional de Cuba (La Habana). Se utilizó la función $W = aL^b$, donde W es el peso en gramos, L es la longitud en cm, a y b son parámetros estimados por la regresión lineal de los datos de longitud y peso transformados logarítmicamente (Pauly, 1979). La biomasa se convirtió en densidad de biomasa al expresarse por unidades de superficie (g/m²).

Como el presente proyecto es una continuidad de los estudios sobre el pez león en Cuba, los datos de abundancia y biomasa recopilados analizaron junto con los datos históricos de los sitios de estudio. Los datos históricos abarcan muestreos desde el año 2010 hasta el 2013. Se utilizó un análisis de varianza por permutaciones univariado y bifactorial (PERMANOVA) para determinar la significación de las diferencias en la densidad y densidad de biomasa. Se aplicó la distancia euclidiana como medida de similitud. Estos análisis se realizaron mediante el programa estadístico PERMANOVA 1.0.5 para PRIMER 6.1.15.

Tabla 1. Localidades donde se realizaron muestreos de las poblaciones de pez león mediante el método de Brock (1954). UM: número de unidades de muestreo por muestra. EA: escarpe arrecifal somero; Cm: camellones; PA: pendiente arrecifal.

Localidad/Sitio	Zonas ecológicas	Profundidad (m)	UM
Guanahacabibes			
Veral	Cm	15 - 20	6
Verraco	Cm	15 - 20	6
Uvero Quemado	PA	15 - 20	6
Yemayá	PA	15 - 20	6
Encanto	PA	15 - 20	6
Cuevas de Pedro	PA	15 - 20	6
La Habana			
Acuario	EA	14	6
			12(2011)
			8(2012)
			10(2013)
Bahía de Cochinos			
Cueva de los Peces	PA	20	6
Punta Perdiz	PA	20	6

Resultados:

En Guanahacabibes, entre 2010 y 2013, se observó una tendencia al aumento de la abundancia en dos (Cuevas de Pedro y Yemayá) de los seis sitios estudiados en dicha localidad (Fig. 2). En los restantes cuatro sitios los valores no presentaron variaciones significativas. En el período de 2015 al 2016, en Cuevas de Pedro se mantuvo la tendencia a la disminución de la abundancia, mientras que en Yemayá se observó una disminución en junio de 2015, un aumento hasta febrero de 2016 y luego una nueva disminución en septiembre de 2016. En los restantes sitios no se presentaron diferencias significativas (Fig. 2). En el Acuario la abundancia disminuyó significativamente entre el 2010 y el 2012, con una tendencia al aumento en el 2013. En el período 2015 al 2017 la abundancia del pez león disminuyó a tal punto que los valores de densidad en los tres muestreos fueron cero, aunque fuera de las unidades de muestreos se observaron algunos ejemplares (Fig. 2). En Bahía de Cochinos, en el sitio Cueva de los Peces se observó una tendencia al aumento de la abundancia entre 2011 y el 2013, aunque las diferencias estadísticas no fueron significativas. Entre marzo del 2015 y marzo del 2016 los valores de densidad fueron cero observándose nuevamente en octubre de 2016 un pequeño incremento en la abundancia de pez león. Por otra parte, en Punta Perdiz, los valores se mantuvieron bajos y sin diferencias significativas en 2012, 2013 y octubre de 2016 mientras que en 2010, 2015 y marzo de 2016 el valor de la densidad fue cero (Fig. 2).

La biomasa mostró una tendencia a un aumento inicial (2010 al 2013) en cinco de los seis sitios de Guanahacabibes, observándose una tendencia a la disminución en cuatro de dichos sitios en el período 2015 al 2016 (Fig. 3). En el sitio Acuario, la biomasa se comportó de forma similar a la abundancia, disminuyó entre los años 2010 y 2012, mostrando un aumento en el año 2013 (Fig. 3). En Bahía de Cochinos, en el sitio Cueva de los Peces, la biomasa aumentó significativamente entre 2011 y 2013, mientras que en octubre de 2016 alcanzó un valor que no difirió significativamente con los de los tres primeros años. En Punta Perdiz los valores de biomasa de los años 2012, 2013 y octubre de 2016 no fueron estadísticamente diferentes (Fig. 3).

Discusión:

Las fluctuaciones observadas de la abundancia, la biomasa y la talla de *P. volitans*, además de representar el comportamiento característico de las especies invasoras durante su dispersión, podrían ser un reflejo de la respuesta de las poblaciones al manejo y control (Morris, 2013). En La Habana la tendencia a la disminución de la abundancia y la biomasa de *P. volitans*, podría estar modulada por la pesca. Además, observando que la talla promedio se mantiene en valores cercanos a los 10 cm se puede asumir que los ejemplares que alcanzan una talla aceptable para el consumo humano son pescados. La tendencia al aumento en Guanahacabibes, además del comportamiento invasor de la población, podría haberse visto favorecida por el hecho que durante el período de estudio las capturas de la especie fueron solo para investigación debido a la prohibición de la pesca en el área protegida. La implementación de medidas de control en dicha zona podría estar incidiendo en la disminución de la biomasa. Una situación semejante ocurrió en Bonaire y Curazao entre localidades donde se pescaba y no se pescaba a *P. volitans* (de León *et al.*, 2013). En otro ejemplo, en 46 arrecifes de Las Bahamas las densidades de *P. volitans* aumentaron desde su llegada en el 2005 hasta el 2009, entre 2010 y 2011 dicha variable se mantuvo estable, y en los años posteriores comenzó a disminuir (Benkwitt *et al.*, 2017). En el año 2015 las densidades disminuyeron notablemente en la mayoría de estos arrecifes, a

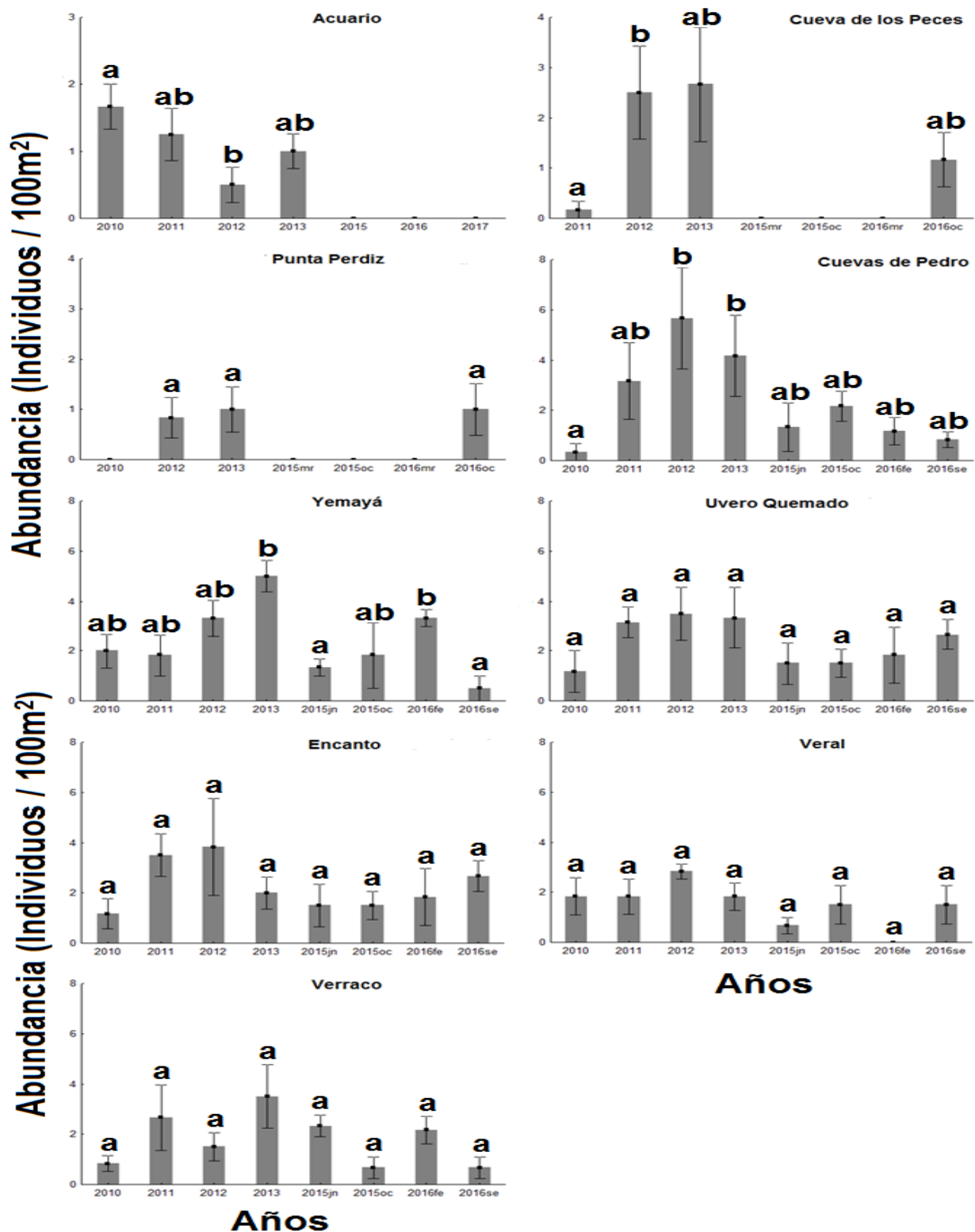


Figura 2. Densidad promedio (\pm Error Estándar) de *Pterois volitans* en los sitios de estudio. Letras distintas representan las diferencias entre las medias de los años, detectadas por las comparaciones del PERMANOVA. Las iniciales a continuación de los años representan los meses: fe-febrero, mr-marzo, jn-junio, se-septiembre, oc-octubre.

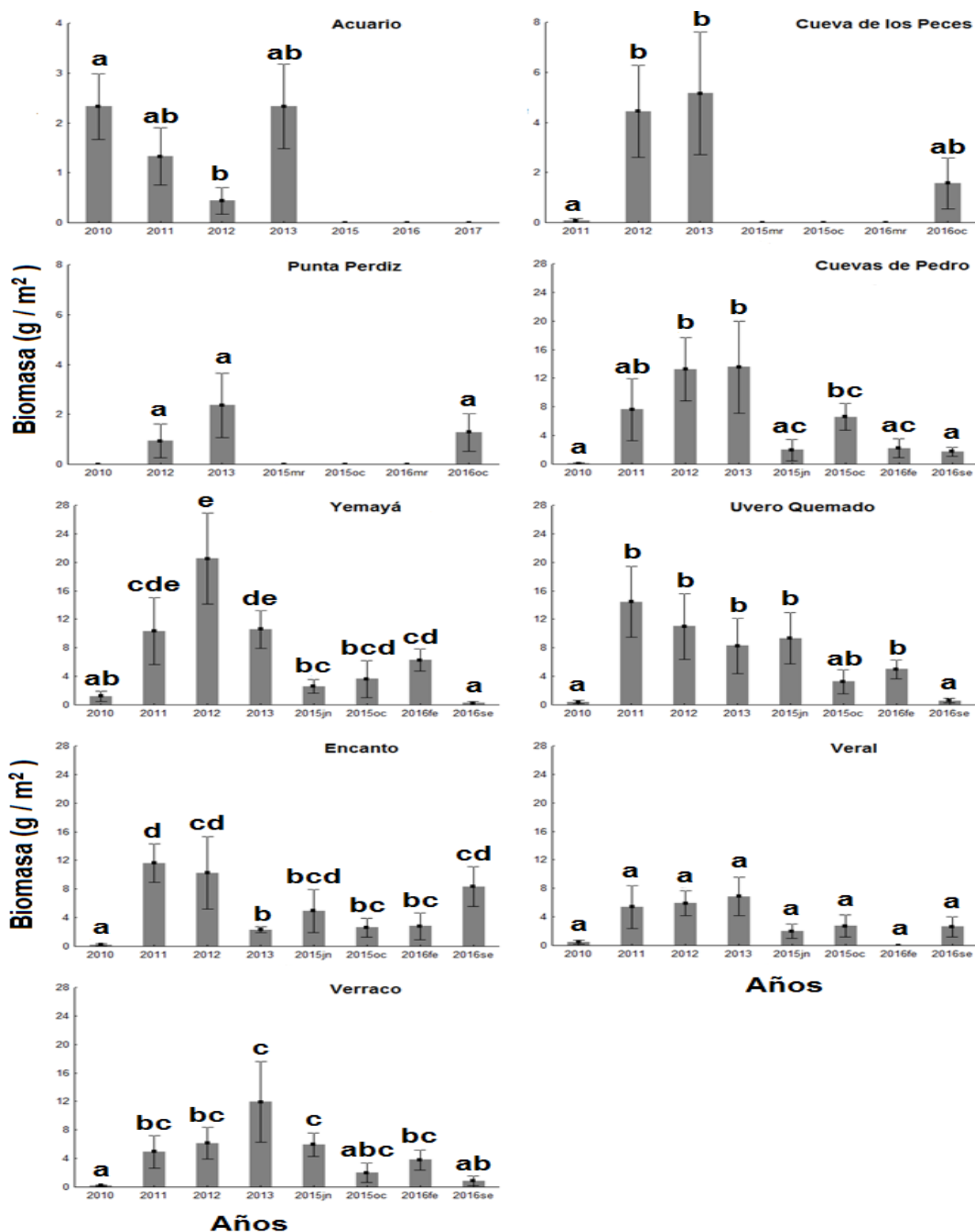


Figura 3. Biomasa promedio (\pm Error Estándar) de *Pterois volitans* en los sitios de estudio. Letras distintas representan las diferencias entre las medias de los años, detectadas por las comparaciones del PERMANOVA. Las iniciales a continuación de los años representan los meses: fe-febrero, mr-marzo, jn-junio, se-septiembre, oc-octubre.

pesar de la ausencia de esfuerzos de pesca sobre *P. volitans* en estas localidades. Entre las posibles causas de esta disminución podría encontrarse la reducción en el suministro de larvas y en la supervivencia de las mismas, la ocurrencia de huracanes, las interacciones con especies nativas y las interacciones intraespecíficas (Benkwitt *et al.*, 2017).

TAREA 2. Monitorear la movilidad y crecimiento del pez león en el medio natural a partir de marcas individuales.

Metodología:

Se realizaron marcajes en localidades de Guanahacabibes y Caibarién (Fig. 4, Tabla 2) durante los años 2015 y 2016 en época de lluvia y seca. Se tomó la Longitud total (Lt) del pez, se marcó con etiquetas plásticas y se anotó el color de la misma, la cantidad y la región del cuerpo donde se implantaron.

Se anotó las coordenadas geográficas proporcionadas por un GPS para cada individuo marcado. En los muestreos posteriores se realizaron conjuntamente censos visuales para identificar los peces leones previamente marcados. Se anotó la Lt del individuo, la información de su marca y las coordenadas para cada nuevo avistamiento. La identificación de los individuos recapturados se realizó a partir de su Lt, estimando la longitud inicial (Lt0) o Lt en previos eventos de marcado. Se utilizó la ecuación de von Bertalanffy (Maroñas, 2006):

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Donde:

Lt : es la talla a un determinado tiempo (t),

L ∞ : es la longitud máxima alcanzada por los ejemplares (población)

k: es la constante de crecimiento

t0: es la edad de los peces cuando, hipotéticamente, tienen “longitud cero” o época de nacimiento.

Se tomó como L ∞ = 382cm, k= 0.66 mm/día y t0=0.

Luego se contrastó la Lt0 estimada con las Lt registradas en la base de datos. En conjunto con el tipo, color de las marcas y sitio de recaptura, se logró identificar cada pez león recapturado. Se determinó el porcentaje de recaptura para cada sitio de muestreo. El tiempo de permanencia se basó en el número de días transcurridos entre avistamientos de los ejemplares previamente marcados en el mismo sitio.

Resultados:

Se marcó un total de 161 peces león en Caibarién y 151 en Guanahacabibes, con un total de 8 recapturas. Se muestra un resumen del número de peces marcados en cada sitio de muestreo y se indica en cuáles se obtuvieron recapturas (Tabla 3). El único sitio donde se recapturó en Guanahacabibes fue en Uvero. Fueron dos ejemplares provenientes de Jardín de las Gorgonias y uno del mismo Uvero. En Caibarién se recapturaron 4 peces, uno se movió de Farallón de Lali a Canalizo de Lali y tres permanecieron en su sitio original de marcaje (Corales Pontón, Pecio 2 y Canalizo de Lali). El porcentaje promedio de recapturas por localidad fue 11,11 para Guanahacabibes y 10,02 para Caibarién. La longitud total promedio fue significativamente mayor para Guanahacabibes (25,20 cm) que para Caibarién (19,96 cm). Entre los sitios de muestreo no hubo diferencias entre las tallas (Tabla 4, Fig. 5).

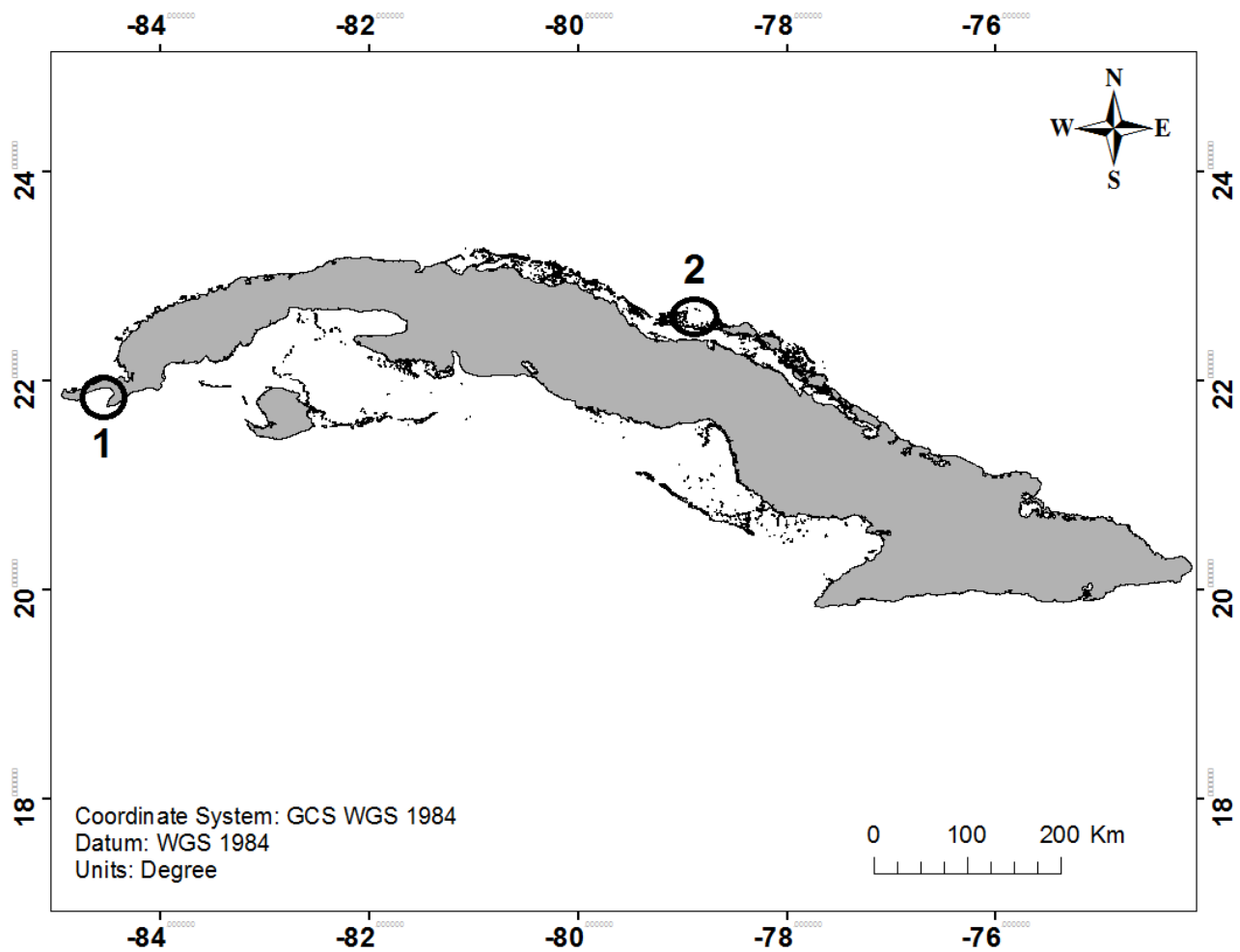


Figura 4. Localidades donde se marcaron peces león durante los años 2015 y 2016. 1- Guanahacibibes, 2- Caibarién.

Tabla 2. Sitios de marcaje de pez león pertenecientes a las dos localidades de estudio.

Localidad	Sitios	2015		2016			
		mayo	junio	enero	febrero	mayo	septiembre
Caibarién	Borracho	X		X		X	
	Boya roja Pontón	X		X		X	
	Boya verde	X					
	Canalizo de Lali	X		X		X	
	Canalizo lancha rota	X		X		X	
	Cobo 2			X		X	
	Corales Pontón	X		X		X	
	Farallón Lali	X		X		X	
	La Barca	X					
	Pecio 1	X				X	
	Pecio 2	X		X		X	
	Punta Francés	X					
	Punto 5	X					
	Sorrijo Delmis			X		X	
Guanahacabibes	Almirante		X				
	Cuevas de Pedro		X	X			X
	Encanto		X	X			X
	Jardín de las Gorgonias		X				
	Uvero		X	X			X
	Veral		X	X			X
	Verraco		X	X			X
	Yemayá		X	X			X

Tabla 3. Número de peces leones marcados y número de peces recapturados en los sitios de muestreo correspondientes a las localidades de estudio. (-) Indica que no se recapturó en el sitio.

<i>Localidad</i>	<i>Sitios</i>	<i>Nº Peces marcados</i>	<i>Nº de recapturas</i>
Caibarién	<i>Acantilado Lali-Dedi</i>	8	-
	<i>Borracho</i>	34	-
	<i>Boya roja Pontón</i>	15	-
	<i>Boya verde</i>	7	-
	<i>Canalizo de Lali</i>	31	2
	<i>Canalizo lancha rota</i>	3	-
	<i>Cobo 2</i>	19	-
	<i>Corales Pontón</i>	8	1
	<i>Farallón Lali</i>	13	1
	<i>La Barca</i>	2	-
	<i>Pecio 1</i>	2	-
	<i>Pecio 2</i>	8	-
	<i>Punta Francés</i>	3	-
	<i>Punto 5</i>	2	-
	<i>Sorrijo Delmis</i>	6	-
	Total	161	4
Guanhacabibes	<i>Almirante</i>	7	-
	<i>Cuevas de Pedro</i>	13	-
	<i>Encanto</i>	19	-
	<i>Jardín de las Gorgonias</i>	10	-
	<i>Uvero</i>	27	3
	<i>Veral</i>	17	-
	<i>Verraco</i>	25	-
	<i>Yemayá</i>	33	-
	Total	151	3

Tabla 4. Promedio de longitudes totales de los peces león pertenecientes a cada sitio de muestreo. * Promedio de longitud total de los individuos en las localidades.

<i>Localidad</i>	<i>Sitios</i>	<i>Lt (cm)</i>
<i>Guanahacabibes</i>	<i>Almirante</i>	23
	<i>Cuevas de Pedro</i>	28,33
	<i>Encanto</i>	26,31
	<i>Jardín de las Gorgonias</i>	25,49
	<i>Uvero</i>	25,53
	<i>Veral</i>	25,06
	<i>Verraco</i>	24,05
	<i>Yemayá</i>	23,82
		*25,20
<i>Caibarién</i>	<i>Acantilado Lali-Dedi</i>	20,5
	<i>Borracho</i>	20,32
	<i>Boya roja Pontón</i>	20,03
	<i>Boya verde</i>	19,07
	<i>Canalizo de Lali</i>	18,35
	<i>Canalizo lancha rota</i>	16,88
	<i>Cobo 2</i>	17,13
	<i>Corales Pontón</i>	22,28
	<i>Farallón Lali</i>	18,85
	<i>La Barca</i>	24,5
	<i>Pecio 1</i>	20,5
	<i>Pecio 2</i>	20,75
	<i>Punta Francés</i>	21,33
	<i>Punto 5</i>	17
	<i>Sorrijo Delmis</i>	21,67
		*19,96

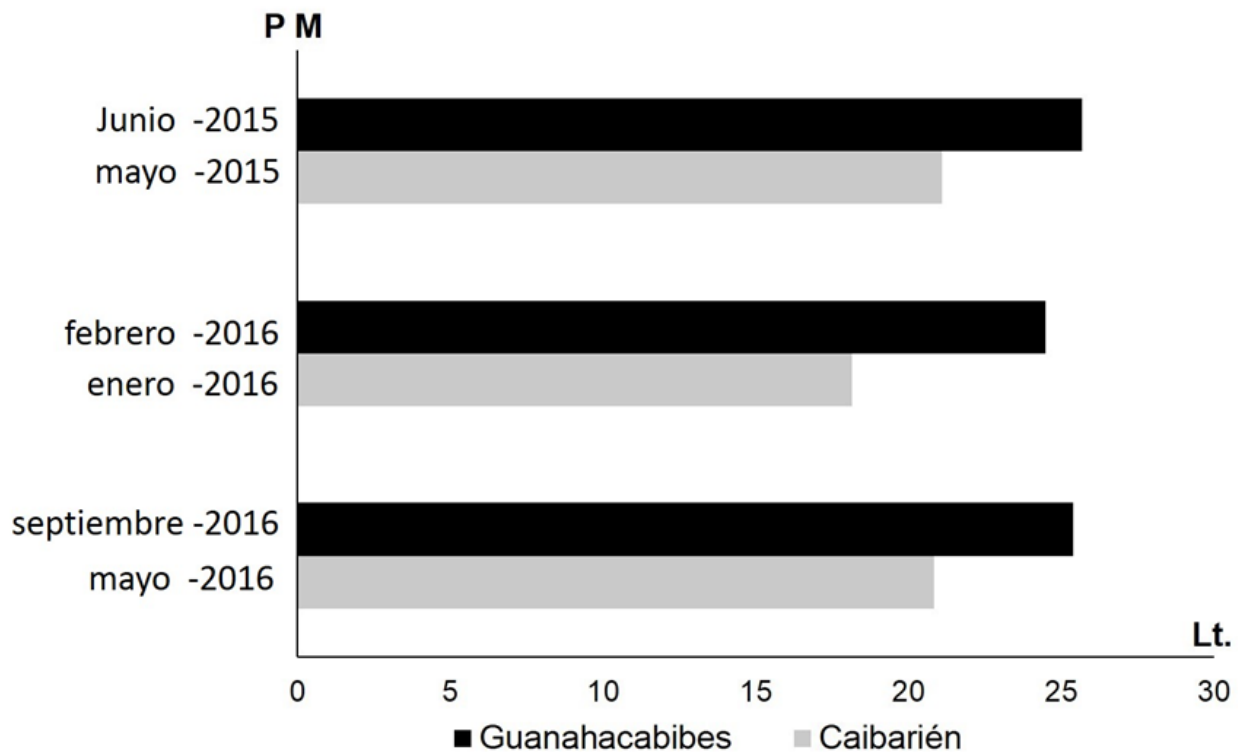


Figura 5. Promedio de longitudes totales de los peces león pertenecientes a las localidades Guanahacabibes y Caibarién. P M: Períodos de muestreo, Lt.: longitud total (cm).

Discusión:

De todos los ejemplares marcados en Guanahacabibes se recapturaron 3 peces leones en el sitio Uvero, donde 2 se trasladaron desde Jardín de las Gorgonias y 1 permaneció en el sitio original de marcaje durante 245 días. Esta localidad presenta arrecifes de tipo franjeantes y su perfil característico generalmente es el de una terraza única (González-Ferrer et al. 2007). Según Gardiner y Jones (2005) la abundancia de presas, las características del hábitat como resguardo, la forma de la distribución y abundancia de peces, juegan un papel importante en la selección del tipo de sustrato para establecerse. Es probable que la topología del área haya favorecido el traslado de los peces con facilidad desde el Jardín de las Gorgonias y una vez llegados a Uvero, hayan encontrado condiciones favorables como alta densidad de alimento y superficies irregulares que proporcionen refugio a los ejemplares. Para la localidad de Caibarién se recapturaron 4 individuos y de ellos solo 1 se movió de Canalizo de Lali a Farallón de Lali. Esta zona estudio presenta un pastizal con predominio de la fanerógama *Thalassia testudinum* y una densa línea de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) bordeando los cayos. Jud y Layman (2012) realizaron un estudio de movilidad en esta especie en un hábitat estuarino (fanerógamas y mangles) similar al de Caibarién y obtuvieron una alta fidelidad de sitio. En el presente estudio también se encontró la mayor fidelidad a los sitios en la localidad de Caibarién (fanerógamas y mangles) con respecto a Guanahacabibes (arrecifes franjeantes). Pero se debe tener en cuenta que el promedio de recapturas por localidad fue bajo en comparación con estudios similares (Jud y Lyman, 2012). La diferencia anterior se debe a la frecuencia de muestreo y sobre todo al período de tiempo transcurrido entre los muestreos. En el presente trabajo el tiempo entre muestreos fue mayor que en el estudio Jud y Lyman (2012).

Las diferencias de las tallas promedio que existen entre las zonas ecológicas de pastizales (Caibarién) y arrecifes (Guanahacabibes) coinciden con resultados obtenidos en las islas Turcos y Caicos (Claydon et al., 2012). Estos autores observaron, en arrecifes profundos ($TL = 22.7 \pm 7.5$ cm), longitudes totales significativamente mayores que las encontradas en pastos marinos ($TL = 15.0 \pm 4.3$ cm; $p < 0.05$). Estas diferencias se atribuyen a migraciones ontogénicas de la especie, cuyos individuos a medida que alcanzan tallas y edades mayores se desplazan de pastizales y arrecifes someros hacia arrecifes más profundos (Claydon et al., 2012). En el caso de Caibarién podría estar ocurriendo este tipo de migración hacia arrecifes más profundos de ubicación relativamente cercana a los sitios de marcaje (pastizales). Por tanto, sería recomendable dar continuidad a este tipo de estudio incluyendo sitios de marcaje y recaptura en arrecifes cercanos a diferentes profundidades, e incrementar la frecuencia de muestreo disminuyendo los intervalos de tiempo entre las tomas de dichas muestras. En el caso de Guanahacabibes, aunque los sitios de muestreo no poseen pastizales ni manglares cercanos, si se podría incluir sitios a diferentes profundidades en el arrecife.

TAREA 3. Realizar estudios biológicos del pez león y de especies que constituyan sus principales competidores ecológicos.

Metodología

Fueron seleccionadas 17 estaciones de muestreo distribuidas en tres localidades de Cuba: Guanahacabibes, Miramar y Caibarién (Fig. 6). La localidad se definió como la región o municipio en la cual se encuentran las estaciones de muestreo, mientras que se consideró estación a un área entre 500 y 1500 m² donde se realizaron las colectas.

Colectas de peces león y peces nativos

Los peces león y los peces nativos fueron colectados en las tres localidades estudiadas. La selección de los peces nativos se basó en que estas especies son depredadores carnívoros con talla similar a la del pez león y hábitos similares en cuanto a la alimentación (Claro, 2001). Las familias de peces nativos capturados fueron las más abundantes en cada localidad. En Guanahacabibes y Miramar se colectaron las familias Lutjanidae, Serranidae, Haemulidae y Holocentridae; mientras que en Caibarién solo se capturaron ejemplares pertenecientes a las familias Lutjanidae y Haemulidae.

Para las colectas se siguió el Protocolo para el estudio del pez león en Cuba, propuesto por el Acuario Nacional de Cuba (Chevalier *et. al.*, 2013). Se capturaron todos los ejemplares observados en las áreas señaladas entre las 8:00 y 10:00 horas utilizando redes de mano (jamos) y arpones hawaianos.

Análisis en el laboratorio

Los peces león y los peces nativos fueron analizados en un corto período de tiempo a partir de su colecta. Los ejemplares se sacrificaron mediante un corte de la columna vertebral en la región cervical empleando tijeras. En el caso del pez león se removieron las espinas dorsales, ventrales y anales para evitar posibles accidentes. A todos los individuos colectados se les midió el largo total (centímetros) con una regla de 0,1 milímetros de precisión y se determinó el peso (gramos) con una balanza analítica de 0,5 gramos de precisión.

Para la extracción de los órganos internos se siguieron las normas establecidas por Moravec *et. al.* (1992). Inicialmente, se realizó un corte longitudinal en la región ventral desde la cloaca hasta el opérculo y se retiró parte de la pared abdominal del lado izquierdo, quedando expuestos los órganos internos. El estómago se retiró cortando ambos extremos y su contenido se analizó visualmente o con la ayuda de un microscopio estereoscópico y/o un microscopio biológico.

Teniendo en cuenta el estado de degradación de las entidades halladas en los estómagos, se clasificaron hasta el taxón más bajo posible. Los peces se identificaron según Bohlke y Chaplin (1968), Guitart (1985 a, b) y Claro (2001). Los crustáceos se identificaron en base a los trabajos de Gómez (1980); Martínez-Iglesias y Gómez (1986) y Ortiz y *et. al.* (2010). Para el análisis volumétrico se emplearon beakers y probetas graduadas de 1 y 0,2 ml de precisión respectivamente.

Procesamiento de datos

Las entidades alimentarias halladas en los estómagos de los peces león y los peces nativos fueron analizadas calculando los porcentajes de número, frecuencia de aparición y volúmenes desplazados, a partir de esos resultados, se calculó el Índice de Importancia Relativa. Además, se determinó el nivel de superposición entre la dieta del pez león y las familias de peces nativos en cada localidad estudiada.

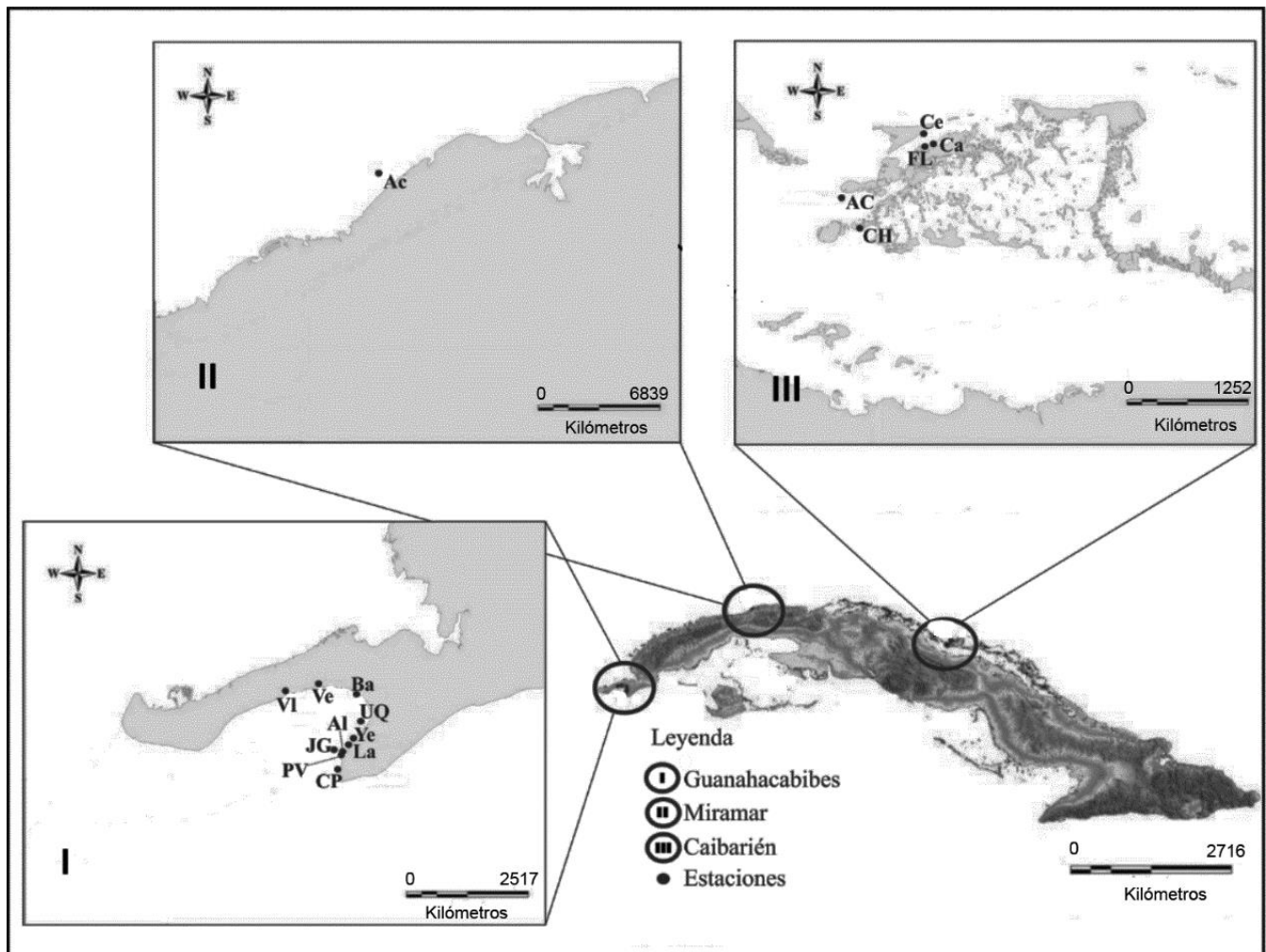


Figura 6. Ubicación de las localidades y estaciones de muestreo. I Miramar, II Guanahacabibes, III Caibarién; Cuba. Laberinto: La, Uvero Quemado: UQ, Bajada: Ba, Yemayá: Ye, Almirante: Al, Jardín de las Gorgonias: JG, Patio de Vanesa: PV, Cuevas de Pedro: CP, Veral: Vr, Verraco: Ve, Acuario: Acu, Cerco: Ce, Carey: Ca, Farallón de Lali: FL, Delfinario: De, Canal del Hielo: CH, Acopio Cobo: AC.

Curva de entidades acumuladas

Para determinar si el número de estómagos analizados fue representativo para caracterizar la dieta del pez león y los peces nativos, fueron graficadas las curvas de Entidades acumuladas vs. Estómagos analizados (unidades de muestreo). Para dicha representación los estómagos analizados se combinaron y ordenaron aleatoriamente.

En este tipo de curva, el número de especies colectadas se relaciona con el esfuerzo de muestreo. Cuanto mayor sea este esfuerzo, mayor será el número de entidades halladas en el estómago (Jiménez y Hortal, 2003). Sin embargo, conforme se incrementa en número de especies colectadas, la posibilidad de incorporar nuevas especies presas disminuye, por lo que la curva eventualmente tiende a la asíntota (Moreno, 2001).

Análisis del contenido estomacal

Frecuencia de aparición (% F), definido por Rosecchi y Novaze (1987) como:

$$(\%F) = \frac{100 \times f_i}{\text{\# total de estómagos analizados para esa estación}}$$

Donde f_i es el número de estómagos donde se encontró la entidad i .

Número (%N), definido por Hyslop (1980), como:

$$(\%N) = \frac{100 \times N_i}{n}$$

Donde N_i es el número de individuos de cada categoría alimentaria en un estómago y n es el número total de entidades alimentarias en esa estación.

Volumen desplazado (%V), definido por Hyslop (1980), como:

$$(\%V) = \frac{100 \times V_i}{V_t}$$

Donde V_i consiste en el volumen desplazado por la entidad i y V_t el volumen total de los alimentos.

Índice de Importancia Relativa (IRI), definido por Pinkas *et. al.* (1971) como:

$$IRI = (\% N + \% V) \% F$$

y el %IRI, definido por Morato *et. al.* (2003) como:

$$\%IRI = 100 \times IRI / \sum IRI$$

Superposición trófica. Índice de Morisita-Horn

Se determinó la superposición trófica entre la dieta de los peces león y la dieta de cada familia de peces nativos, mediante el índice de Morisita-Horn (Morisita, 1959). Este índice está representado de la siguiente manera:

$$CI = 2 \frac{\sum_{i=1}^n (P_{xi} \cdot P_{yi})}{\left(\sum_{i=1}^n P_{xi}^2 + \sum_{i=1}^n P_{yi}^2 \right)}$$

P_{xi} = proporción de la presa i del total de presas consumidas por el pez león.

P_{yi} = proporción de la presa i del total de presas consumidas por las familias de los peces nativos.

n = número total de presas.

Los valores varían entre cero (cuando las dietas son completamente distintas) y uno (cuando las dietas son similares). Se considera una superposición biológica significativa cuando el valor excede o iguala a 0,66 denominándose "superposición alta", cuando el valor se ubica entre 0,30 y 0,65 se clasifica como "superposición media", siendo "superposición baja" cuando el valor es menor o igual que 0,29 (Langton, 1982).

Procesamiento estadístico

Para obtener y comparar los valores medios del %N, %F, %V y %IRI de las entidades alimentarias halladas en el estómago de los peces león y las familias de peces nativos se empleó el método de Montecarlo (Ulam y Von Neuman, 1946), se utilizaron 10 000 remuestreos aleatorios con reemplazamiento de los datos originales y se calcularon los límites de confianza (LC) por *Bootstrap*.

Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre estos valores, inicialmente se aplicó el método de remuestreo *Jackknife* (Quenouille, 1949), realizado en el programa R versión 3.2.2. Finalmente, se empleó el método de Montecarlo utilizando 10 000 remuestreos aleatorios con reemplazamiento de los datos originales y se calcularon los límites de confianza (LC) por *Bootstrap*.

Para obtener los intervalos confianza del Índice Morisita-Horn (Morisita, 1959) se empleó en método de Montecarlo utilizando 10 000 remuestreos aleatorios con reemplazamiento de los datos originales. Para el procesamiento de los datos y las pruebas estadísticas, fueron utilizados los programas Microsoft Excel, Pop Tools versión 3.23, Primer versión 6.0, R versión 3.2.2 y Mapinfo 10.5.

Resultados:

Composición de la dieta

Fueron analizados 899 estómagos de peces león y 377 estómagos de peces nativos, de los cuales, 74 correspondieron a la familia Serranidae, 146 a la familia Haemulidae, 71 a la familia Holocentridae y 86 a la familia Lutjanidae. Las curvas de Entidades acumuladas vs. Estómagos analizados (unidades de muestreo), permitieron observar que conforme se incrementa el número de estómagos analizados, se incrementa el número de entidades presa. En el caso del pez león y las familias Haemulidae y Serranidae las curvas mostraron una tendencia asintótica, lo que permitió considerar apropiado el tamaño de la muestra, mientras que en las familias Lutjanidae y Holocentridae las curvas no alcanzaron la asíntota (Fig. 7).

Fueron identificadas en el pez león 81 entidades alimentarias, agrupadas en 10 órdenes y 30 familias, mientras que en los peces nativos se identificaron 44 entidades alimentarias, agrupadas en 11 órdenes y 21 familias.

Los peces león y las familias Lutjanidae y Serranidae se alimentaron principalmente de peces y crustáceos en ese orden de abundancia de acuerdo al %IRI (Fig. 8).

En el pez león fueron cuantificadas 25 familias de peces siendo Pomacentridae (%IRI= 1,41), Gobiidae (%IRI=0,82), Scaridae (%IRI=0,33) y Labridae (%IRI=0,22) las de mayor importancia para la dieta. Los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=5,52), el Infraorden Brachyura (%IRI=0,038) y el Orden Stomatopoda (%IRI=0,038) constituyeron las entidades más importantes dentro de los crustáceos. El Phylum Mollusca solo estuvo presente minoritariamente por medio del Orden Octopoda (%IRI=0,0014) y la Clase Cephalopoda (%IRI=0,0005).

En la familia Lutjanidae se cuantificaron nueve familias de peces, de las cuales Clupeidae (%IRI=2,67), Scaridae (%IRI=1,30), Monacanthidae (%IRI=0,39) y Tetraodontidae (%IRI=0,24) resultaron las más importantes. En los crustáceos, los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=13,48) y el Infraorden Brachyura (%IRI=3,73) fueron los grupos más abundantes. La Clase Octopoda (%IRI=0,44) aunque de forma minoritaria, también estuvo presente en la dieta de esta familia.

La familia Serranidae presentó ocho familias de peces en su dieta, siendo, Acanthuridae (%IRI=7,45), Tetraodontidae (%IRI=2,28) y Labridae (%IRI=1,48) las más importantes. El Orden Stomatopoda (%IRI=5,14), el Infraorden Brachyura (%IRI=3,13) y los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=0,16), pertenecientes al Subphyllum Crustacea fueron los mejor representados dentro de este grupo. Además, la Clase Polychaeta (%IRI=9,9) estuvo presente de forma minoritaria (Fig. 8).

Por otro lado, la familia Haemulidae se alimentó principalmente de crustáceos de acuerdo al %IRI (Fig. 8). Los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea; %IRI=9,1) y el Infraorden Brachyura (%IRI=1,83) fueron las entidades más importantes dentro de este grupo. La clase Polychaeta (%IRI=6,37) fue el segundo grupo mejor representado de esta familia, seguido de los peces (Fig. 3), donde solo se logró identificar la familia Scaridae (%IRI=0,14).

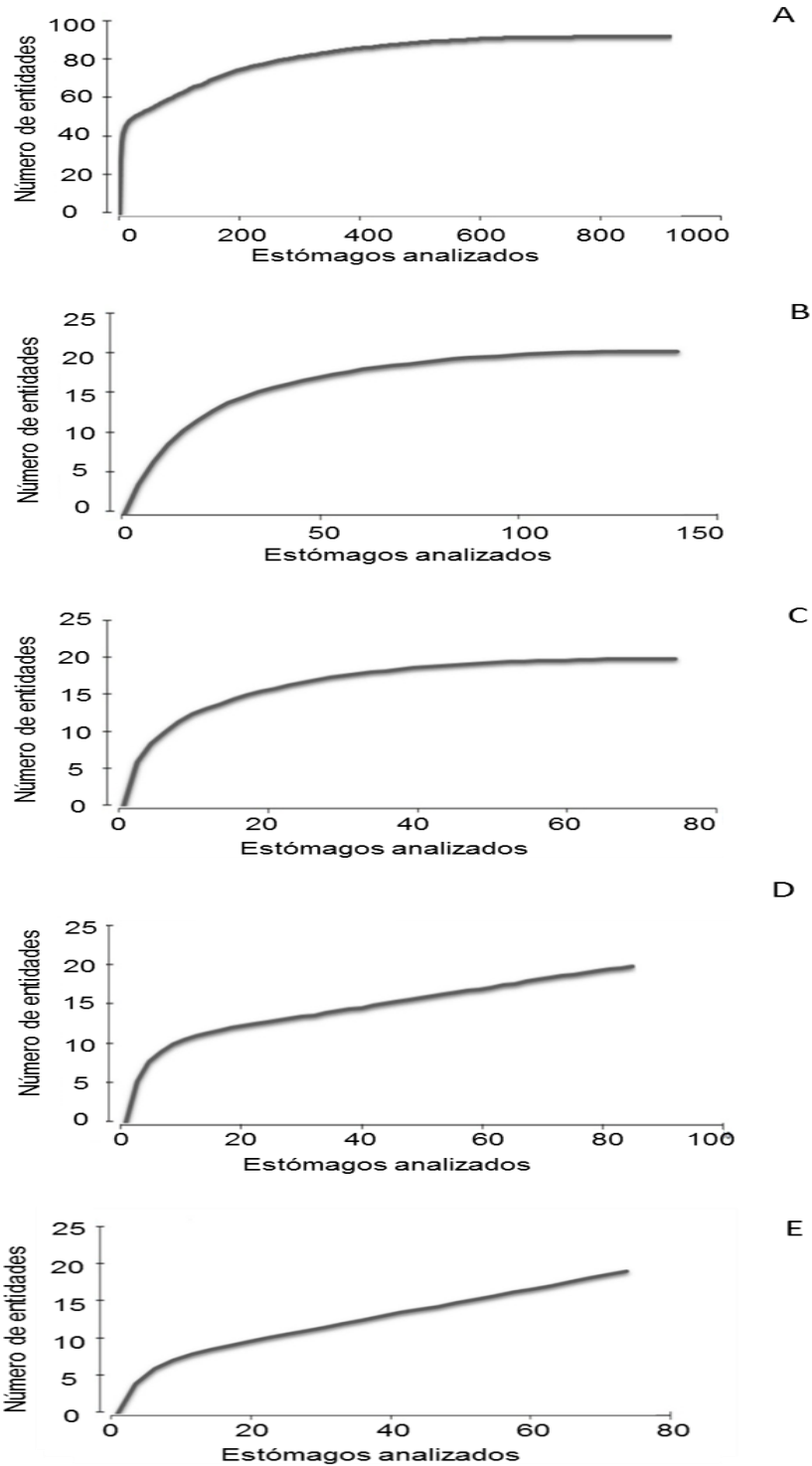


Figura 7. Curvas acumuladas de las entidades halladas en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles*) (A) y las familias Haemulidae (B), Serranidae (C), Lutjanidae (D) y Holocentridae (E) en Cuba durante el presente estudio.

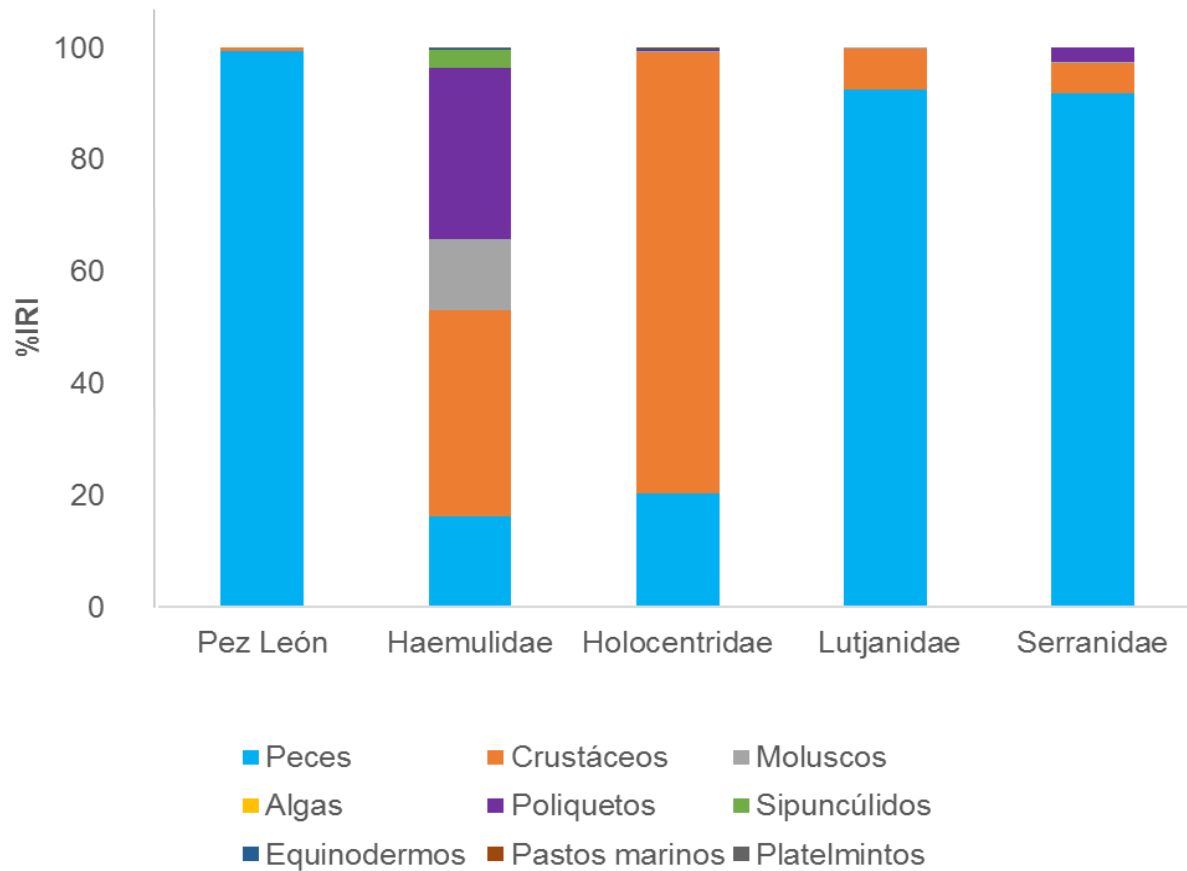


Figura 8. Porcentajes calculados para las entidades alimentarias presentes en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles*) y los peces nativos, según el %IRI en Cuba. IRI: Índice de Importancia Relativa.

La familia Holocentridae se alimentó principalmente de crustáceos de acuerdo al %IRI (Fig.8) de ellos, los camarones (Infraorden Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=44,99) y el Infraorden Brachyura (%IRI=20,77) fueron los más importantes. A pesar de que los peces constituyeron el segundo grupo mejor representado (Fig. 8), no se logró identificar alguna familia de estos (%IRI=16,88).

En la dieta de los peces nativos, estuvieron presentes, además, algas, pastos marinos, platelmintos, sipuncúlidos, holoturoideos y asteroideos de forma minoritaria en las tres localidades estudiadas (Fig. 8).

Composición de la dieta por localidad

La composición de la dieta del pez león en las tres localidades estudiadas fue muy similar, mientras que los peces nativos, presentaron algunas variaciones en su espectro alimentario de acuerdo a la localidad.

Guanahacabibes

La composición de la dieta del pez león y las familias Lutjanidae y Serranidae en la localidad de Guanahacabibes estuvo compuesta principalmente por peces y crustáceos en ese orden de abundancia de acuerdo al %IRI (Fig. 9).

Fueron cuantificadas para el pez león, 22 familias de peces, de ellas, Pomacentridae (%IRI=1,63), Gobiidae (%IRI=1,52), Granmatidae (%IRI=0,28) y Holocentridae (%IRI=0,13) resultaron las más importantes. Los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=2,71), el Orden Stomatopoda (%IRI=0,064) y el Infraorden Brachyura (%IRI=0,033) fueron las entidades más representativas dentro de los crustáceos. Por otro lado, el Phylum Mollusca solo estuvo presente minoritariamente a través de la clase Cephalopoda (%IRI=0,001).

La familia Lutjanidae presentó cuatro familias de peces en su dieta de las cuales Clupeidae (%IRI=24,2), Scaridae (%IRI=9,3) y Balistidae (%IRI=2,46) resultaron las más importantes, mientras que los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=20,84) y el Infraorden Brachyura (%IRI=9,32) fueron los de mayor importancia para los crustáceos. La Clase Octopoda (%IRI=3,37) y Polychaeta (%IRI=0,68) estuvieron presentes de forma minoritaria (Fig. 9).

En la familia Serranidae, a pesar de que los peces constituyeron el grupo más importante en la dieta (Fig. 9), no fue posible la identificación de alguna familia (%IRI=91,69), mientras que, el Infraorden Brachyura (%IRI=6,16) y los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=1,03) constituyeron las entidades más importantes para los crustáceos.

Por otro lado, los crustáceos resultaron ser la entidad más importante en la dieta de la familia Holocentridae (Fig. 9) de ellos, los camarones (Infraorden Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=91,95), el Orden Stomatopoda (%IRI=2,83) y el Infraorden Brachyura (%IRI=0,17) fueron los más representativos. A pesar de que los peces fueron el segundo grupo mejor representado no fue posible identificar alguna familia de estos (%IRI=1,12). Además, la Clase Polychaeta (%IRI=0,6) estuvo presente de forma minoritaria (Fig. 9).

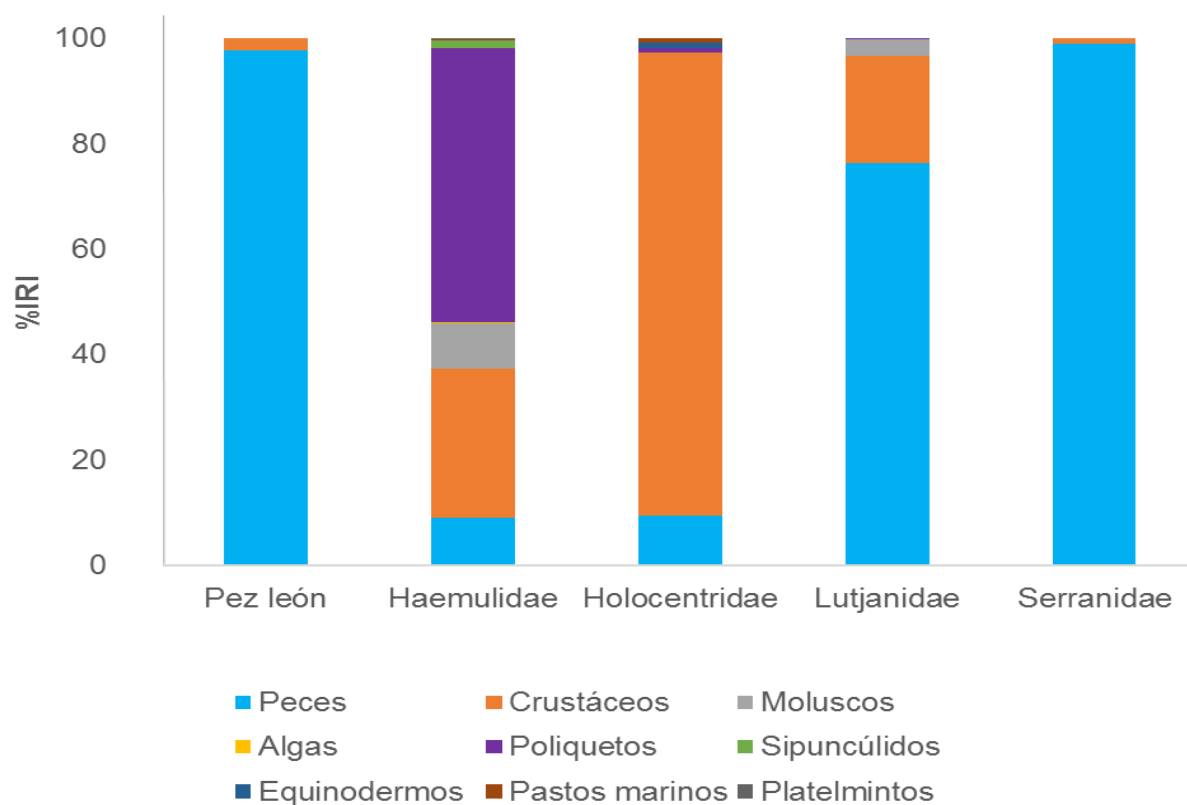


Figura 9. Porcentajes calculados para las entidades alimentarias presentes en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles*) y los peces nativos, según el %IRI en la localidad de Guanahacabibes. IRI: Índice de Importancia Relativa.

En el caso de Haemulidae las entidades más importantes en su dieta fueron los poliquetos (%IRI=37,53), crustáceos y peces en ese orden de abundancia de acuerdo al %IRI (Fig. 9). Los crustáceos estuvieron representados mayoritariamente por camarones (Infraorden Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=33,47), el Infraorden Brachyura (%IRI=0,62) y el Orden Stomatopoda (%IRI=0,34) mientras que, los peces solo estuvieron presentes por medio de la familia Scaridae (%IRI=1,72).

La Habana

Las entidades alimentarias halladas en el pez león y las familias Lutjanidae y Serranidae en la localidad de Miramar se distribuyeron en dos grupos principales, peces y crustáceos, en ese orden de abundancia de acuerdo al %IRI (Fig. 10).

Fueron cuantificadas 14 familias de peces para el pez león, de ellas, Scaridae (%IRI=3,63), Pomacentridae (%IRI=1,12), Monacanthidae (%IRI=0,13) y Gobiidae (%IRI=0,081) fueron las mejor representadas. En los crustáceos, las entidades más importantes fueron los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=15,96) y el Infraorden Brachyura (%IRI=0,12). El Orden Octopoda (%IRI=0,02) estuvo presente solo de forma minoritaria.

En la familia Lutjanidae fueron cuantificadas dos familias de peces: Acanthuridae (%IRI=9,49) y Gobiidae (%IRI=4,61). Los crustáceos fueron el segundo grupo mejor representado, de ellos, los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea; %IRI=15,45) y el Orden Stomatopoda (%IRI=2,44) fueron los más importantes.

Por otro lado, las entidades alimentarias halladas en la dieta de la familia Serranidae se distribuyeron en dos grupos principales peces y crustáceos en ese orden de abundancia de acuerdo al %IRI (Fig. 10). Fueron cuantificadas ocho familias de peces, de ellas, Acanthuridae (%IRI=13,75), Tetraodontidae (%IRI=4,2) y Labridae (%IRI=2,75) fueron las de mayor importancia. Los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea; %IRI=2,03) y el Orden Stomatopoda (%IRI=9,42) fueron los de mayor importancia dentro de los crustáceos.

La composición de la dieta de la familia Haemulidae estuvo formada principalmente por crustáceos (Fig. 10), de estos, el Infraorden Brachyura (%IRI=2,94) y los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=1,4) fueron los más importantes. A pesar de que los peces fueron el segundo grupo mejor representado (Fig. 10) no fue posible identificar alguna familia de estos (%IRI=5,68). Además, el Phylum Sipuncula (%IRI=1,38) y la Clase Polychaeta (%IRI=1,21) constituyeron entidades importantes en la dieta (Fig. 10).

Caibarién

La composición de la dieta del pez león y la familia Lutjanidae en la localidad de Caibarién estuvo formada principalmente por peces y crustáceos en ese orden de abundancia de acuerdo al %IRI (Fig. 11).

Fueron cuantificadas siete familias de peces para el pez león, de ellas, Gobiidae (%IRI=20,01), Pomacentridae (%IRI=3,36) y Scaridae (%IRI=1,81) fueron las de mayor importancia para la dieta. En

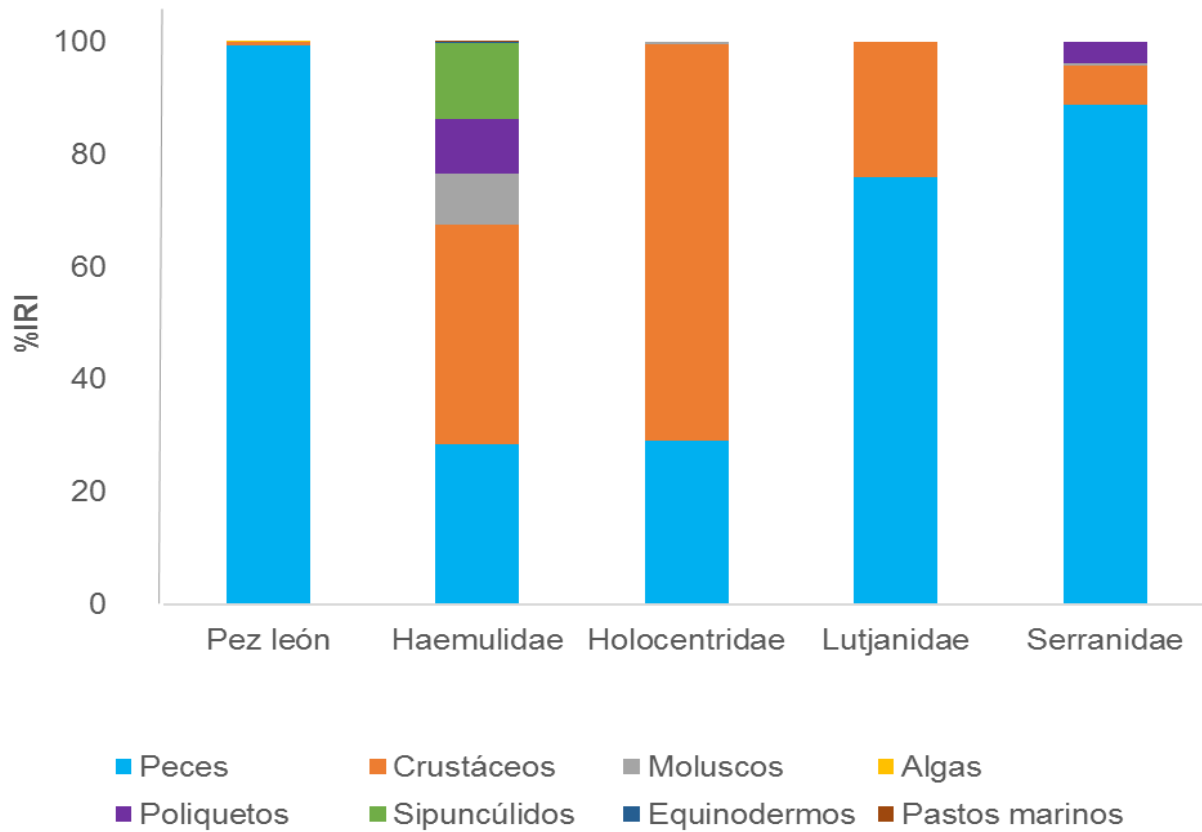


Figura 10. Porcentajes calculados para las entidades alimentarias presentes en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles*) y los peces nativos, según el %IRI en la localidad de Miramar. IRI: Índice de Importancia Relativa.

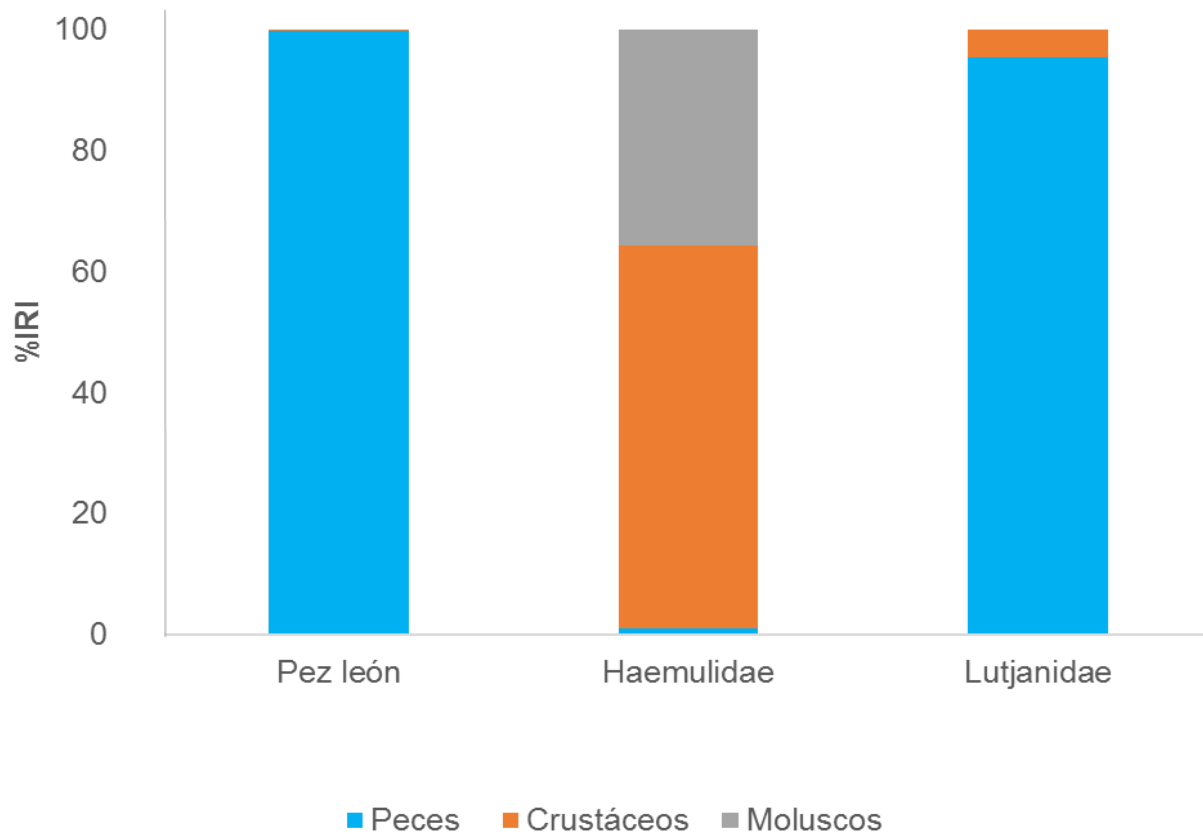


Figura 11. Porcentajes calculados para las entidades alimentarias presentes en la dieta del pez león (*Pterois volitans/miles*) y los peces nativos, según el %IRI en la localidad de Caibarién. IRI: Índice de Importancia Relativa.

los crustáceos prevalecieron los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=2,41) y el Infraorden Brachyura (%IRI=0,1).

En el caso de la familia Lutjanidae fueron cuantificadas dos familias de peces: Synodontidae (%IRI=0,61) y Tetraodontidae (%IRI=0,21). En los crustáceos, los grupos mejores representados fueron los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=6,05) y el Infraorden Brachyura (%IRI=1,18).

Las entidades alimentarias encontradas en la familia Haemulidae se distribuyeron en dos grupos principales: crustáceos y moluscos, de acuerdo al %IRI (Fig. 11). En los crustáceos, prevalecieron los camarones (Infraordenes Stenopodidea y Caridea y la Superfamilia Penaeoidea, %IRI=12,42) y los moluscos estuvieron presentes a través de la Clase Gastropoda (%IRI=4,61).

Diferencias en las proporciones de los componentes de las dietas del pez león y los peces nativos

La composición de la dieta del pez león y de los peces nativos presentó diferencias estadísticamente significativas en todas las localidades estudiadas (Fig. 7 A, B y C). Al comparar los %IRI correspondientes a los peces, crustáceos y moluscos ingeridos por el pez león con los ingeridos por las familias Lutjanidae, Serranidae, Holocentridae y Haemulidae en las tres localidades se pudo comprobar que las dietas fueron diferentes para una $p < 0,05$.

Superposición trófica. Índice de Morisita Horn

La superposición trófica entre el pez león y los peces nativos varió desde una superposición baja (menor que 0,29), reflejo de dietas completamente distintas, a una elevada y biológicamente significativa (mayor que 0,66) evidenciando dietas muy similares (Tabla 5).

Los valores promedio del Índice de Morisita Horn (Morisita, 1959) en la localidad de Guanahacabibes mostraron una superposición baja entre las dietas del pez león y las familias Haemulidae, Serranidae y Holocentridae, mientras que, dicho índice entre el pez león y la familia Lutjanidae fue elevado (Tabla 5).

En la localidad de Miramar, los valores promedio del índice de solapamiento se comportaron de manera diferente. La familia Serranidae presentó una superposición alta de su dieta con respecto a la del pez león, las familias Haemulidae y Holocentridae presentaron una superposición media, mientras que la familia Lutjanidae una superposición baja (Tabla 5).

Por otro lado, en la localidad de Caibarién, al comparar las dietas de la familia Haemulidae y Lutjanidae con respecto a la del pez león se observó una superposición media y alta respectivamente (Tabla 5).

Discusión:

Curvas acumulativas

El número de peces león y peces nativos analizados en cada localidad [tamaño de muestra (N)] fue, en todos los casos, superior a los 25 individuos. Estos valores se consideran suficientes, ya que varios

Tabla 5. Valores de superposición trófica ($C\lambda$) entre el pez león (*Pterois volitans/miles*) y los peces nativos obtenidos a partir del Índice de Morisita-Horn en Guanahacabibes, Miramar y Caibarién (Cuba).

Localidad/Categorías	Solapamiento trófico ($C\lambda$)
Guanahacabibes	
Pez león-Haemulidae	0,25 (0,1-0,39)
Pez león-Serranidae	0,11 (0,08-0,15)
Pez león-Holocentridae	0,18 (0,1-0,31)
Pez león-Lutjanidae	0,92 (0,6-0,9)
Miramar	
Pez león-Haemulidae	0,65 (0,43-0,87)
Pez león-Serranidae	0,81 (0,5-0,9)
Pez león-Holocentridae	0,59 (0,44-0,77)
Pez león-Lutjanidae	0,25 (0,13-0,39)
Caibarién	
Pez león-Haemulidae	0,48 (0-0,91)
Pez león-Lutjanidae	0,74 (0,41-0,99)

autores plantean que una N entre 20 y 50 individuos resulta adecuada para caracterizar la dieta de una población (Pillay, 1952; Engel, 1976; Berg, 1979; Morato *et al.*, 2003). Otros autores como Hernández (2006) y Chevalier *et al.* (2005) utilizan curvas de número acumulado de especies.

El pez león y las familias Lutjanidae, Serranidae, Haemulidae y Holocentridae son depredadores activos generalistas que se alimentan prácticamente de cualquier entidad alimentaria que reúna ciertas características (Morris *et al.*, 2009; Claro, 2001). Por este motivo las curvas acumuladas vs estómagos analizados puede que no alcancen el comportamiento asintótico. No obstante, dicho comportamiento fue observado en las curvas acumuladas obtenidas para el pez león y las familias Haemulidae y Serranidae.

Por otro lado, las curvas acumuladas para las familias Holocentridae y Lutjanidae no mostraron un comportamiento asintótico. El comportamiento de dichas curvas puede deberse a la imposibilidad de clasificar las entidades alimentarias hasta taxones inferiores, debido probablemente, al nivel de degradación de las entidades halladas en el estómago y las diferencias en los horarios de alimentación de estas familias con respecto al pez león ya que los muestreos se realizaron en horarios propicios para que los estómagos del pez león estuviesen llenos (son crepusculares), esto explica que las especies con horarios de alimentación diferente (nocturnos) tuviesen estómagos vacíos. Tal es el caso del caballero (*Lutjanus griseus*) perteneciente a la familia Lutjanidae que presenta generalmente hábitos alimentarios nocturnos.

Composición de la dieta del pez león y de los peces nativos

La composición de la dieta del pez león en las localidades estudiadas es semejante a los resultados obtenidos en otras regiones del Caribe. Los peces y crustáceos fueron los grupos principales en su dieta, aunque los primeros fueron los más abundantes, lo que coincide con los resultados de otros autores en el Atlántico, en Bahamas, en Cuba, en el Caribe, en el sureste de Estados Unidos y en México (Albins y Hixon, 2008; Morris y Akins, 2009; Cabrera, 2011; McCleery, 2011; Muñoz *et al.*, 2011; Chevalier *et al.*, 2013; Côté *et al.*, 2013; Cabrera-Guerra, 2014; Dahl y Patterson III, 2014; Green *et al.*, 2012). Los moluscos resultaron entidades raras y muy pequeñas que no aportan un volumen importante al estómago. Por lo que el pez león resalta como una especie esencialmente piscívora, aunque incluye numerosos crustáceos en su dieta.

Las familias de peces que presentaron mayor %IRI en este estudio coinciden en su mayoría con las reportadas por otros autores en Cuba y el Caribe (Tabla 6), por lo que la composición de la dieta del pez león es semejante en toda la región.

Se conoce que el pez león es una especie de poca movilidad que prefiere las oquedades rocosas (Morris y Akins, 2009), por lo que su alimentación está condicionada a este hecho. Lo anterior explica que entre las familias mejor representadas en su dieta se encuentren Gobiidae, Scaridae y Labridae las cuales viven asociadas al fondo y se encuentran entre las más abundantes en los arrecifes de Cuba (Claro, 2001; Cobián y Chevalier, 2009), lo que las convierte en presas muy asequibles. En el caso de Pomacentridae, los representantes del género *Chromis* se desplazan más hacia la columna de agua por lo que se requiere mayor movilidad para capturarlos, sobre todo a los adultos, motivo por el cual esta especie no se encuentra entre las más abundantes en la dieta del pez león. Sin embargo,

Tabla 6. Principales familias de peces halladas en el contenido estomacal del pez león (*Pterois volitans/miles*) según el %IRI para Cuba, Bonaire y Bahamas. IRI: Índice de Importancia Relativa.

Cuba (Chevalier <i>et al</i>, 2013)	Cuba (Cabrera-Guerra, 2014)	Bahamas (Morris y Akins, 2009)	Bonaire (MacCleery, 2011)
Pomacentridae	Pomacentridae	Gobiidae	Pomacentridae
Gobiidae	Gobiidae	Labridae	Blenniidae
Scaridae	Scaridae	Grammatidae	Gobiidae
Mullidae	Holocentridae	Apogonidae	Serranidae
Holocentridae	Labridae	Pomacentridae	Mullidae

el género *Stegates*, perteneciente a la misma familia, tienen hábitos bentónicos y constituyó una de las entidades más importantes en la dieta del pez en las localidades de Guanahacabibes y en Miramar. Lo que reafirma que no solo la abundancia tiene un papel importante sino también los hábitos de las presas.

La composición de la dieta de los peces nativos fue muy similar en las tres localidades estudiadas. Los pargos y meros son depredadores carnívoros en gran medida ictiófagos, aunque consumen gran variedad de organismos bentónicos, fundamentalmente crustáceos. Por otro lado, las familias Haemulidae y Holocentridae son depredadores carnívoros, aunque raramente consumen peces y se alimenta generalmente de pequeños organismos bentónicos (Claro, 2001).

Los pargos (Lutjanidae) presentan hábitos alimentarios muy fluctuantes, dependiendo de la abundancia y diversidad de especies en el medio natural, lo que provoca un menor gasto energético en la captura del alimento (Claro, 2001). A pesar de ello, la composición de la dieta de esta familia se mantuvo muy estable en este estudio, en todos los casos se alimentaron principalmente de peces (Claro, 2001). Sin embargo, los crustáceos tuvieron un papel importante su dieta lo cual concuerda con los resultados registrados por Claro (1994) en la región suroeste de Cuba.

Los meros (Serranidae) y pargos (Lutjanidae) presentan hábitos alimentarios relacionados con el fondo (Claro, 2001). Lo anterior explica que las familias Labridae y Scaridae respectivamente sean de entidades las más importantes en las dietas de estas familias, ya que viven asociadas al fondo convirtiéndose en presas muy asequibles para estos depredadores, lo que coincide con lo registrado en Islas Vírgenes y Puerto Rico (Randall, 1967) y en las zonas noroeste y suroeste de la plataforma cubana (Valdez-Muñoz, 1980). Además, estas familias coinciden con las reportadas en la dieta del pez león en Cuba (Cabrera- Guerra, 2014).

En la localidad de Guanahacabibes a pesar que los peces constituyeron la entidad más importante en la dieta de la familia Serranidae, no fue posible clasificar las entidades alimentarias a niveles genérico y específico, mientras que en Caibarién para la familia Lutjanidae, solo se pudo identificar un género y dos especies de peces, debido al estado de degradación de las entidades halladas en el estómago. Lo anterior podría deberse a que las capturas (horarios de captura) se realizaron con demasiado tiempo de diferencia con respecto al horario de alimentación.

En la localidad de Guanahacabibes la familia Clupeidae pudo haber sido sobrestimada por el método volumétrico ya que se hallaron algunos ejemplares de gran tamaño en los estómagos de los pargos (Lutjanidae). Aunque cerca de los arrecifes muestreados existe una ensenada donde se concentra un gran cardumen de sardinas (Clupeidae), pudiéndose observar diversidad de depredadores alimentándose de ellas y por esta razón quizás esta familia se encuentra entre las más importantes en dicha localidad.

La composición de la dieta de la familia Haemulidae en las tres localidades estudiadas fue muy similar, lo que principalmente varía es la proporción de sus componentes según la región. Esta familia se alimentó de una amplia variedad de invertebrados (crustáceos, poliquetos, moluscos, sipuncúlidos, platelmintos y equinodermos), siendo la que presentó el espectro trófico más amplio, lo que coincide con los resultados registrados en el Golfo de Batabanó en Cuba (Sierra, 1983). Los crustáceos y

poliquetos fueron las entidades más importantes en su dieta, lo que coincide con lo registrado en las Bahamas por Cummings et. al. (1966), mientras que en Islas Vírgenes se reportó un mayor consumo de sipuncúlidos y equinodermos (Randall, 1967). Evidentemente estas diferencias están reguladas por la abundancia relativa de los diferentes componentes de la fauna local (Claro, 1994).

A pesar de que esta familia raramente consume peces, se pudo identificar en su dieta la familia Scaridae, hallada en la localidad de Guanahacabibes, el resto de los peces hallados no pudieron ser identificados. Esto puede deberse a que esta familia muele el alimento con sus dientes faríngeos en forma de placas, por lo que este se encuentra en sus intestinos generalmente en fragmentos o formando una masa heterogénea. Esto dificulta notablemente la identificación de las presas y la cuantificación de cada una por su peso o volumen (Claro, 1994).

En la composición de la dieta de la familia Holocentridae predominaron los crustáceos lo que coincide con lo obtenido por Randall (1967). Los peces presentes en su dieta, no se pudieron identificar debido al avanzado estado de degradación.

En el pez león y en la mayoría de las familias analizadas se encontraron algas en los contenidos estomacales. De acuerdo con Parrish (1987) estas algas fueron probablemente ingeridas accidentalmente durante la captura de las demás presas identificadas. De manera que, esta categoría fue considerada como accidental.

A pesar de que las familias Lutjanidae, Serranidae, Haemulidae y Holocentridae fueron seleccionadas como posibles competidoras del pez león cada una de ellas tuvo, al menos, un representante en la dieta de esta especie correspondientes a los géneros *Serranus*, *Hypoplectrus*, *Neonippon*, *Sargocentron* y *Myripristis*. Estos no tienen interés comercial y los adultos son de pequeño tamaño, por este motivo estas especies no fueron analizadas en este estudio como posibles competidoras del pez león. Morris y Akins (2009), en Bahamas, muestrearon diversos biotopos incluyendo manglares y también hallaron juveniles de la familia Serranidae en la dieta del pez león como *Serranus tigrinus*, *Hypoplectrus* sp. y *Liopropoma rubre*, estas especies son pequeñas y poco abundantes en el arrecife.

Por otro lado, también se encontraron en la dieta del pez león juveniles de *Cephalopholis cruentatus*, *Haemulon sciurus* y *Ocyurus chrysurus*, aunque con valores de %IRI muy bajos. A pesar de estas especies fueron consideradas depredadores de nivel trófico similar al del pez león, cuando son juveniles forman parte de su espectro alimentario en menor medida. No obstante, McCleery (2011) encontró en Bonaire serránidos con un volumen relativamente grande en la dieta del pez león ubicando a esta familia entre las más importantes. En dicho estudio el número de muestra fue muy bajo, no se conoce a que especies de serránidos pertenecían, si eran comerciales o no, ni el tipo de biotopo de donde provenían. De ahí que no es posible valorar si la familia Serranidae se encuentre entre las más afectadas por el pez león en Bonaire. De manera que, además de una posible afectación en la competencia por los recursos alimentarios, el pez león podría provocar afectaciones en los representantes de estas familias mediante depredación directa.

Los resultados de comparar los %IRI correspondientes a los peces, crustáceos y moluscos ingeridos por el pez león con los ingeridos respectivamente por las familias Lutjanidae, Serranidae, Holocentridae y Haemulidae en las tres localidades estudiadas mostraron que, en todos los casos,

existían diferencias en las proporciones de cada uno de estos componentes (peces, crustáceos y moluscos). Es decir, a pesar de que la composición de la dieta del pez león y los peces nativos es similar, mostraron dietas estadísticamente diferentes de acuerdo a la proporción de sus componentes. Las diferencias obtenidas entre las dietas del pez león y las familias Haemulidae y Holocentridae pueden deberse a las características propias de estas familias, ya que se alimentan principalmente de pequeños invertebrados bentónicos (Claro, 2001).

Por otro lado, a pesar de que los resultados obtenidos en este estudio mostraron que el pez león, los pargos (Lutjanidae) y los meros (Serranidae) son depredadores esencialmente piscívoros, la proporción de los peces, crustáceos y moluscos ingeridos por ellos es diferente. Esto puede deberse en el caso de los pargos (Lutjanidae) a que estos se alimentan en sitios diferentes a los del pez león, realizando su actividad de forrajeo en las áreas de seibadales y arenales y permanecen por el día en o cerca de los arrecifes (Claro, 2001). Los meros presentan hábitos muy similares a los del pez león, siendo ambos cazadores crepusculares que viven asociados a refugios. La diferencia en la proporción de los componentes de la dieta de estos con respecto a la del pez león puede deberse a que este último presenta características morfológicas y conductuales nuevas para el área invadida que le pueden brindar una cierta superioridad sobre los depredadores nativos en la competencia por los recursos alimentarios (O'Farrell *et al.*, 2014).

Superposición trófica

El Índice de Morisita-Horn entre la dieta del pez león y los peces nativos varió según la localidad, el biotopo marino y las características propias de cada familia. En la localidad de Guanacahabibes la superposición entre las dietas del pez león y las familias Haemulidae, Holocentridae y Serranidae fueron bajas. En los roncós (Haemulidae) y carajuelos (Holocentridae) los bajos niveles de superposición se debieron probablemente a que estas familias se alimentan principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, mientras que el pez león es una especie esencialmente piscívora. Por otro lado, a pesar de que la familia Serranidae se alimenta principalmente de peces, la imposibilidad de clasificar las entidades alimentarias hasta taxones inferiores pudo ser la causa principal de la baja superposición trófica.

Además, la condición de Guanahacabibes como área marina protegida hace que las poblaciones marinas en esta localidad estén bien conservadas, hay control de la pesca furtiva y un bajo nivel de antropización, por lo que la abundancia y diversidad de especies es elevada.

En la localidad de Miramar la familia Serranidae mostró una superposición alta de su dieta con respecto a la del pez león, esto se debe a que ambos son esencialmente piscívoros. Por otro lado, las dietas de las familias Haemulidae y Holocentridae mostraron una superposición media con respecto al pez león. Este comportamiento puede deberse a que, los taxa de peces y crustáceos presentes en la dieta de estas familias coinciden con los presentes en la dieta del pez león, a pesar de que la proporción de dichas entidades es diferente para cada grupo analizado.

Además, en Miramar existe un gran deterioro de hábitats y un elevado nivel de contaminación, debido a la antropización existente en dicha localidad, por lo que la abundancia y diversidad de especies y la disponibilidad de ellas en el medio natural es baja.

En la localidad de Caibarién, la superposición entre la dieta del pez león y la familia Serranidae fue alta, debido al comportamiento esencialmente piscívoro en ambos grupos. Por otro lado, el índice de Morisita-Horn entre la familia Haemulidae y el pez león fue medio. Si tenemos en cuenta que esta familia se alimenta principalmente de pequeños invertebrados (Claro, 2001) el índice de superposición debería ser bajo, pero en esta localidad las capturas fueron realizadas en pastos marinos donde la abundancia y diversidad de especies es baja comparada con el arrecife. De manera que, el nivel de superposición de la familia Haemulidae y el pez león en esta localidad está determinado por la unión de las características propias de esta familia con las características de los pastos marinos.

En Miramar el índice de superposición entre la dieta del pez león y la familia Lutjanidae fue bajo. La mayoría de las especies capturadas en esta localidad pertenecían a la especie *Lutjanus synagris*. Claro (2001) planteó que se han encontrado notables diferencias en la composición de su espectro alimentario en diferentes regiones o incluso dentro de una zona, en diferentes años. No obstante, todos los autores coinciden en señalar que los crustáceos son los organismos más frecuentes en sus contenidos estomacales, representados por una variedad de especies fundamentalmente del orden Brachyura y los peces ocupan el segundo lugar por su presencia en la dieta. De manera que, el elevado número de crustáceos presentes en el espectro alimentario de *Lutjanus synagris* determina el nivel de superposición entre la dieta de esta familia y el pez león

Por otro lado, en las localidades de Guanahacabibes y Miramar la superposición de la dieta del pez león con la familia Lutjanidae fue alto. Esto pudiera deberse a que la mayoría de las especies capturadas en esta localidad pertenecían a las especies *Lutjanus apodus* y *Lutjanus griseus* y estas especies son depredadores esencialmente piscívoros, al igual que el pez león.

El pez león y los peces nativos son especies oportunistas que se alimentan de los organismos más abundantes y disponibles en el hábitat para maximizar el consumo y el uso de la energía. De manera que, la disponibilidad de alimento no constituye un recurso limitante para ellos, ya que ante la falta de un determinado alimento cambian su dieta hacia lo que en ese momento es lo más abundante y disponible. Este comportamiento oportunista ha sido descrito para el pez león en la costa sureste de los E.E.U.U. (Muñoz *et al.*, 2011), en arrecifes de parche de Bahamas (Layman y Allgeier, 2012) y en el Caribe mexicano (Valdez-Moreno *et al.*, 2012) y para otras especies de peces como el pargo *Lutjanus argentiventris* (Vázquez *et al.*, 2008) y el tiburón *Sphyrna lewini* (Estupiñán-Montaña *et al.*, 2009). Cuando el alimento es limitado, el pez león se alimenta de las presas disponibles (Dalh y Patterson III, 2014), por lo que al parecer el tipo de presa no determina su abundancia.

Según Claro (2001) casi el 80 % de los peces de Cuba son carnívoros, su dieta está formada principalmente por peces pequeños e invertebrados. Aproximadamente el 38 % de las especies son fundamentalmente piscívoros (> 50 % del espectro alimenticio son peces) y el 52 % consume peces en menor proporción. Este autor plantea que el análisis de los hábitos alimenticios de 365 especies de peces que habitan en la plataforma cubana indica que presentan como estrategia trófica dominante la eurifagia. Esta estrategia podría estar causada por una elevada diversidad y una baja abundancia de las fuentes de alimento disponible. Aunque puede existir una extensiva especialización trófica en los peces tropicales, esta adaptación puede no ser fija y variar ampliamente con las fluctuaciones de las fuentes de alimento local. Como lo refleja los datos mostrados, un elevado número de peces que habitan en la plataforma cubana son piscívoros, por lo que la presencia de un nuevo depredador, en

este caso el pez león, con similares hábitos alimentarios, no debe afectar la composición de la dieta de los peces nativos.

Por tanto, a pesar de la similitud observada en la composición de la dieta del pez león y de peces nativos y de los elevados niveles de superposición trófica obtenidos en algunos casos, probablemente el pez león no constituye una amenaza para los peces nativos de nivel trófico similar en la competencia por los recursos alimentarios.

TAREA 4. Desarrollar campaña de divulgación de la información sobre el pez león.

La campaña de educación ambiental y divulgación de la información se apoyó en el programa de educación ambiental del Acuario Nacional de Cuba. Este programa está dirigido a un amplio sector de la población ya que incluye a los niños, los jóvenes y adultos mayores. Los mensajes educativos relacionados con el pez león se incluyeron en las clases de los círculos de interés, en las visitas guiadas y especializadas a las exhibiciones del Acuario, en las Jornadas y pre-Jornadas Científico-Infantiles y científico-Juveniles tanto nacionales como provinciales. En todas las actividades recreativas realizadas por el Acuario en su programación diaria dirigida a los visitantes también se impartieron charlas y se distribuyeron materiales educativos relacionados con el pez león. Además del trabajo con las comunidades y escuelas del municipio Playa (donde se encuentra ubicado el Acuario Nacional de Cuba) también se realizó un fuerte trabajo educativo en la comunidad La Bajada, perteneciente al municipio Sandino (Pinar del Río), que se encuentra ubicada en el Parque Nacional Guanahacabibes. En este caso en particular se propició la participación de niños y adultos de La Bajada en las actividades de los Torneos Internacionales de pesca de Pez león desarrollados en el Centro Internacional de Buceo María la Gorda. Durante estos eventos se realizaron charlas, juegos didácticos -recreativos, entrega de materiales educativos e intercambio entre los comunitarios y los especialistas que trabajan en el Parque Nacional Guanahacabibes, trabajadores del Centro Internacional de Buceo María la Gorda y turistas. Con el presupuesto del proyecto se pagó la confección de lonas, rompecabezas gigantes, otros juegos didácticos con la temática ambientalista (incluido el pez león) que fueron herramientas fundamentales en todas las actividades antes mencionadas. Además, en todos los eventos científicos donde se presentaron los resultados del proyecto también se distribuyeron los materiales educativos.

TAREA 5. Contribución a las acciones de manejo y control del pez león en Cuba.

La pesca se considera el mejor método (o el único) para controlar las cantidades de *P. volitans* (Côté *et al.*, 2013). La completa erradicación de *P. volitans* mediante la pesca, a escala de toda la región, es muy improbable (Akins, 2013; Barbour *et al.*, 2011). También existen criterios que las extracciones parciales son a menudo tan efectivas como las erradicaciones completas a escala local y requieren menos tiempo y esfuerzo (Côté *et al.*, 2013; Green *et al.*, 2014). Este tipo de control local puede dar muy buenos resultados en el manejo de la densidad de *P. volitans* y la mitigación de sus impactos (Akins, 2013; Alemu, 2016; de León, 2013; Frazer *et al.*, 2012; Henly, 2017; Sandel *et al.*, 2015).

En el presente estudio se realizaron un número considerable de extracciones de peces león, para estudios biológicos, lo que también implicó una contribución al control de las poblaciones de la especie

en La Habana, Guanahacabibes y Caibarién. Como medida específica dirigida a controlar las poblaciones de pez león en los arrecifes del Parque Nacional Guanahacabibes se estableció la celebración anual de un torneo internacional de pesca. Esta actividad se incluyó en el plan de manejo del parque y contó con la contribución, como organizadores, del Acuario Nacional de Cuba, el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, el Centro Nacional de Áreas protegidas y el Centro Internacional de Buceo María la Gorda. Se logró la contribución de varias instituciones nacionales como ECOVIDA (Pinar del Río), dependencias de Gaviota S.A., Havana Club S.A., Salud Pública del Municipio Sandino (Pinar del Río), destacamento de Tropas Guardafronteras de "María la Gorda". Estos eventos contaron con la participación de niños y adultos de la comunidad La Bajada, ubicada dentro de los límites del Parque. Durante estos eventos se realizaron charlas, juegos didácticos -recreativos, entrega de materiales educativos e intercambio entre los comunitarios y los especialistas que trabajan en el Parque Nacional Guanahacabibes, trabajadores del Centro Internacional de Buceo María la Gorda y turistas. En el Anexo I se adjuntan los reportes de los tres torneos realizados en los años 2015, 2016 y 2017.

TAREA 6. Conectividad (ADN).

El desarrollo de esta tarea se vió comprometido por la imposibilidad de realizar la secuenciación de ADN mt en Cuba. Tampoco fue posible contratar empresas extranjeras para realizar esta parte del procesamiento de las muestras. De todas formas, se logró, con la colaboración con el Laboratorio de Ecología Molecular y Conservación de El Colegio de la Frontera Sur (México) analizar un grupo de muestras procedentes del Parque Nacional Guanahacabibes. El artículo publicado con los resultados de dicha investigación se adjunta al presente informe (Anexo II).

TAREA 7. Monitorear variaciones espacio-temporales en la abundancia y distribución del mejillón verde *P. viridis* en las zonas seleccionadas de las bahías de Mariel y Cienfuegos. – TAREA 8. Muestreos regulares de talla y morfometría general de los mejillones verdes.

Los resultados de las dos tareas anteriores se presentarán a continuación de manera conjunta.

Metodología

Los monitoreos se realizaron en los años 2015 y 2016. Los mejillones fueron extraídos en tres sitios de muestreo pertenecientes a la localidad de Bahía de Mariel (Fig. 12): Canales de la termoeléctrica, Muelle de la fábrica de cemento y Muelle del puerto de Mariel. Se midieron con un pie de rey de $\pm 1\text{mm}$ de precisión. Se tomaron registros del diámetro mayor o Longitud de la concha (L), Longitud menor o Ancho de la concha (h), el grosor (G) y el peso (W), además se el sexo de cada ejemplar basándose en el color de las gónadas siendo amarillo o naranja para las hembras (H) y blanco o muy pálido para los machos (M), Hermafrodita para los casos donde se compartía ambas características en la gónada (H). En los casos de no encontrar tejido reproductivo se consideró indiferenciado (I). Como índice de abundancia se utilizó la densidad, expresada en individuos por metro cuadrado (ind/m^2) y para el análisis estadístico la longitud de la concha de los ejemplares (cm).

Los datos de abundancia se analizaron junto con los datos recopilados por el Centro de Investigaciones Pesqueras con el apoyo del Proyecto GEF-PNUD sobre Especies Exóticas Invasoras, entre los años 2012 y 2014. Se analizó las tendencias de las variables tanto temporal como espacialmente utilizando

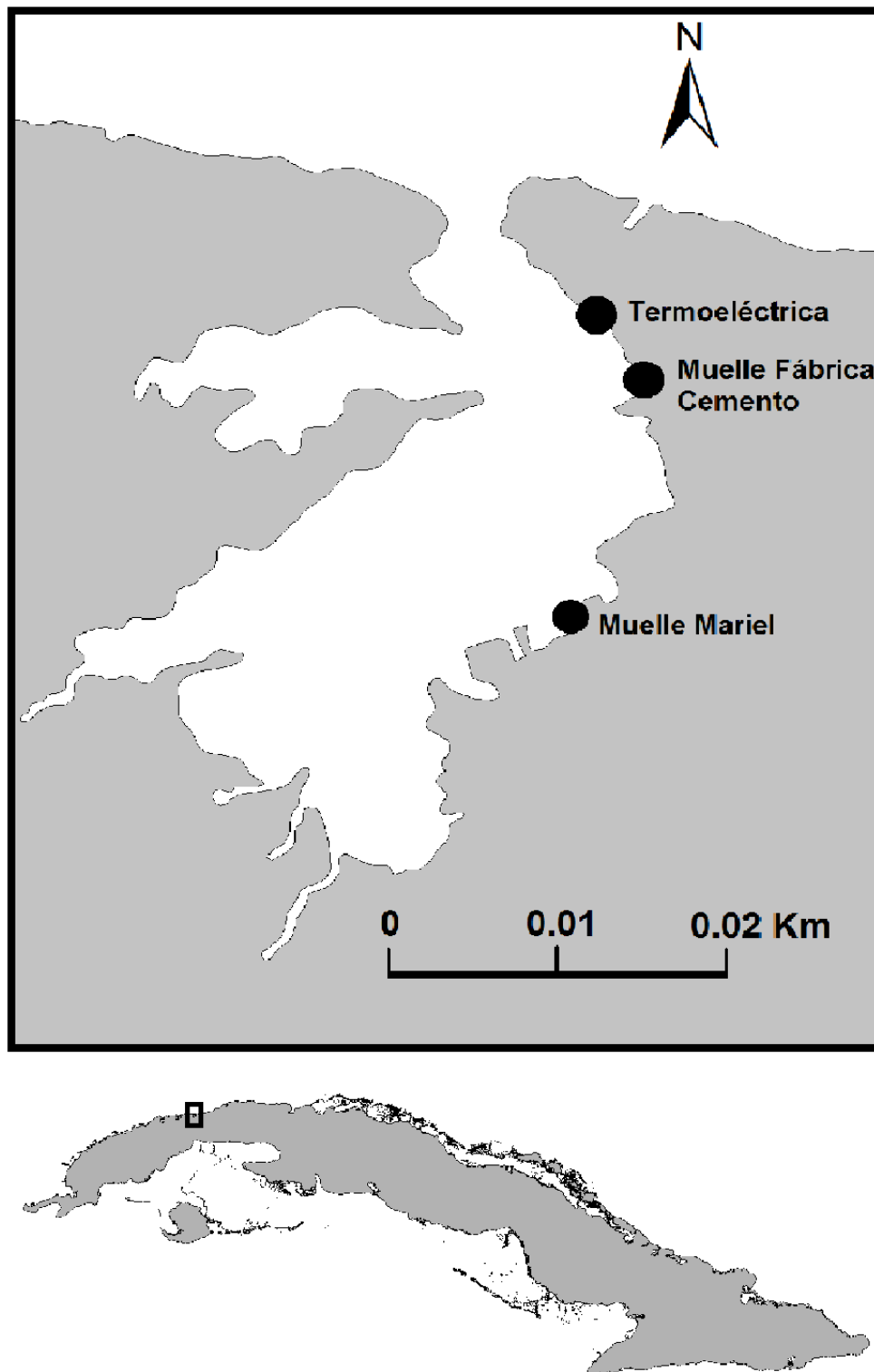


Figura 12. Ubicación geográfica de los sitios de monitoreo de *Perna viridis* en la Bahía del Mariel.

los programas: Microsoft Excel, Statistica 8.0 y PRIMER & PERMANOVA 6. En los casos en que no se pudo obtener datos de alguna de las variables, se excluyó del análisis.

Resultados

En el período 2015 – 2016 se extrajeron un total de 941 ejemplares entre los tres sitios de muestreo: 353 de los canales de la termoeléctrica, 34 en el canal de la fábrica de cemento y 555 en el muelle del Mariel. Al analizar la densidad general (incluyendo los tres sitios) mediante el PERMANOVA no se detectaron diferencias significativas entre las muestras, aunque si se observó una tendencia a la disminución que se mantuvo desde el 2012 hasta el 2015, con un leve incremento en el 2016 con respecto al 2015 (Fig. 13). Al analizar la densidad en cada uno de los sitios por separado se observó que en los canales de la termoeléctrica y en el muelle la fábrica de cemento la variable mostró una tendencia similar a la observada en el análisis general. Es importante destacar que los valores de densidad en cada muestra siempre fueron mayores en los canales de la termoeléctrica que en los dos sitios restantes (Fig. 14). En el caso de la densidad en el muelle del Mariel mostró valores relativamente bajos y estables de 2012 a 2015, con un leve incremento en el 2016.

En la Tabla 7 se resumen las medidas morfométricas promedio de los individuos y el número de individuos por sexo en cada sitio de muestreo.

La longitud de la concha no mostró variación significativa en los ejemplares extraídos de los canales de la termoeléctrica a partir del análisis realizado mediante PERMANOVA (Fig. 15). Sin embargo, en el muelle del Mariel esta variable mostró valores significativamente diferentes con el transcurso de los momentos de muestreo, aunque no mostró una tendencia estable. En el muelle de la fábrica de cemento la longitud de la concha disminuyó significativamente de abril de 2015 a junio de 2016 (Fig. 15).

La altura de la concha también mantuvo valores similares en los muestreos realizados en los canales de la termoeléctrica (Fig. 16). En el muelle del Mariel la altura de la concha fue aumentando significativamente en el tiempo, con más énfasis en el último período, mientras que en el muelle de la fábrica de cemento dicha variable también aumentó significativamente entre abril de 2015 y junio de 2016 (Fig. 16).

El ancho de la concha solo mostró variación significativa en los ejemplares extraídos del muelle del Mariel donde se observó un aumento entre las muestras de abril de 2015 y junio de 2015 (Fig. 17).

Composición por tallas de la población de mejillón verde en la bahía de Mariel.

Al analizar la composición por rangos de tallas de longitud de la concha se encontró una mayor cantidad de individuos entre los 60 y los 90 mm (Fig. 18). En este análisis destaca los valores observados en la muestra de junio de 2016 donde estuvieron los mayores valores de composición de un rango de talla entre los 51 y los 70 mm.

Discusión

A pesar de solo haberse realizado los monitoreos en la Bahía del Mariel, la existencia de información publicada sobre los parámetros poblacionales de *P. viridis* en la Bahía de Cienfuegos permitió valorar comparativamente los resultados obtenidos. Aunque es de esperar que las condiciones físicas,

Tabla 7. Medidas morfométricas promedios de *P. viridis* pertenecientes a cada sitio de estudio. W: peso, L: longitud de la concha, h: ancho de la concha, G: grosor, H: hembras, M: machos, I: indiferenciados. (-) Indica que no se encontró ningún individuo indiferenciado.

Sitio	W (g)	L (cm)	h (cm)	G (cm)	H	M	I
<i>Termoeléctrica</i>	34,10	7,20	3,51	2,13	111	147	2
<i>Muelle</i>	63,26	39,02	3,55	2,91	120	323	7
<i>Fábrica de Cemento</i>	18,62	36,59	3,47	2,56	3	27	-
<i>Total</i>	38,66	27,60	3,51	2,53	78	165,67	4,50

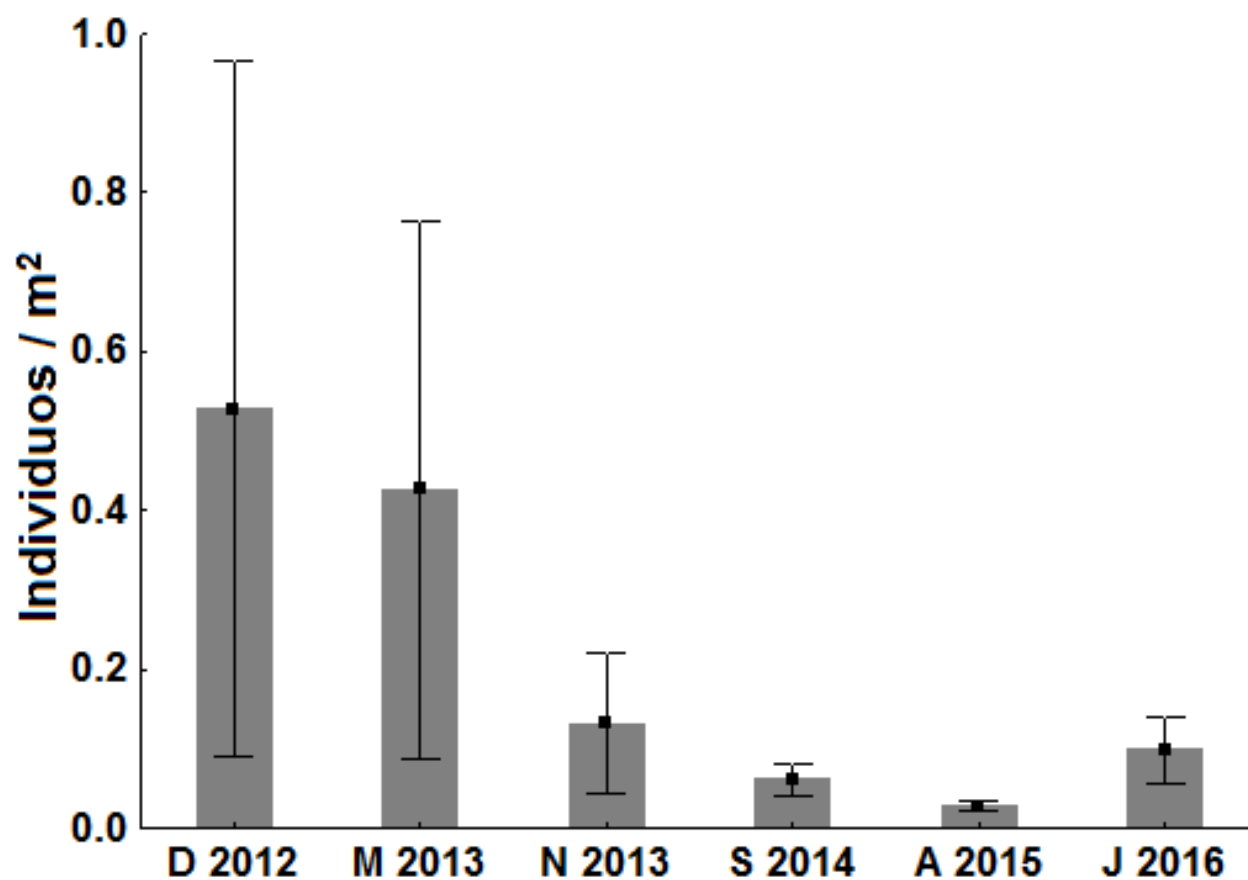


Figura 13. Densidad general de ejemplares de *Perna viridis* en los 3 sitios de muestreo dentro de la Bahía del Mariel. En el eje horizontal se representan los momentos de toma de cada muestra representada, las letras simbolizan los meses de los respectivos años: D – diciembre, M – mayo, N – noviembre, S – septiembre, A – abril y J - junio.

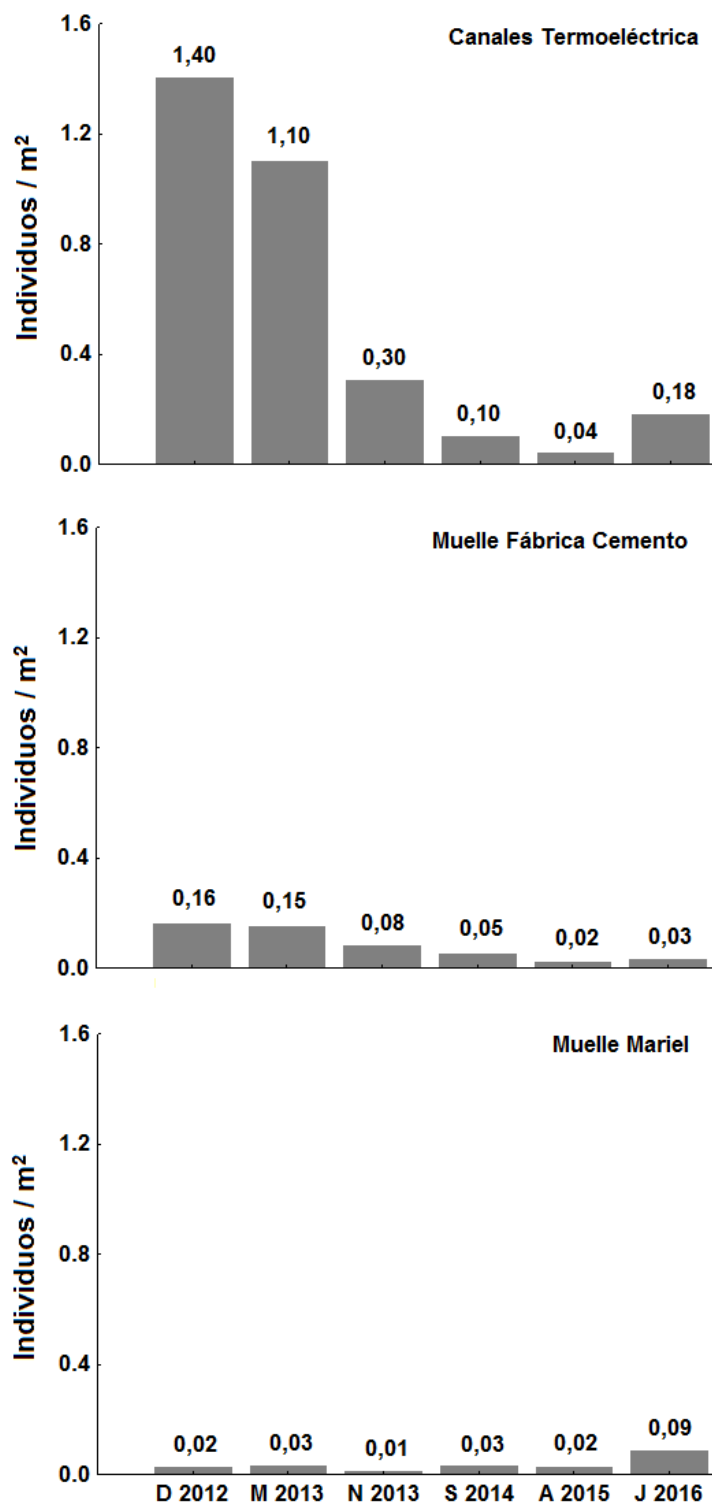


Figura 14. Densidad de ejemplares de *Perna viridis* en cada uno de los sitios de muestreo dentro de la Bahía del Mariel. En el eje horizontal se representan los momentos de toma de cada muestra representada, las letras simbolizan los meses de los respectivos años: D – diciembre, M – mayo, N – noviembre, S – septiembre, A – abril y J - junio.

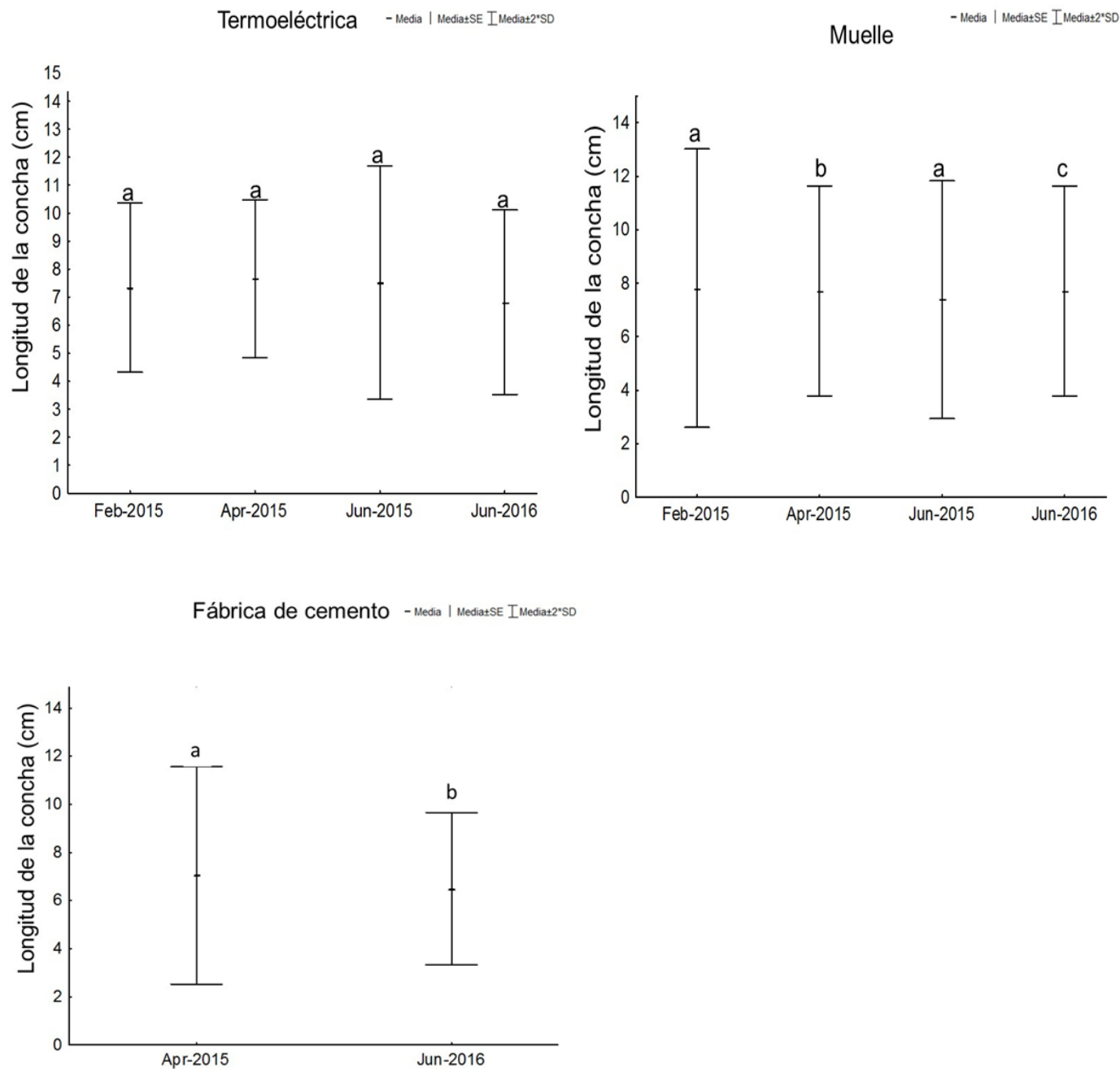


Figura 15. Longitud de la concha de los ejemplares extraídos por sitio de muestreo, en diferentes temporadas. Letras distintas representan las diferencias entre las medias de los años, detectadas por las comparaciones del PERMANOVA.

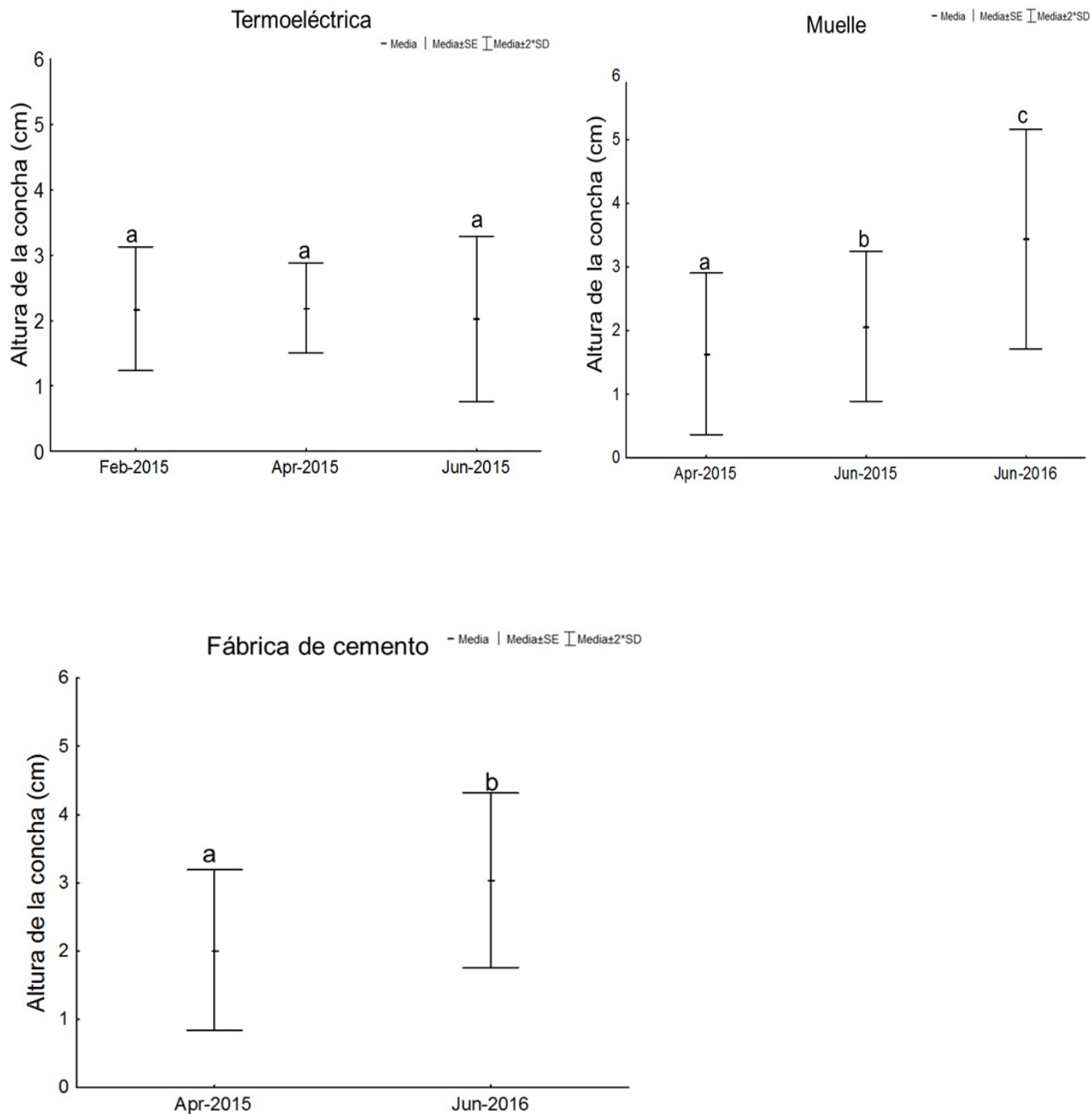


Figura 16. Altura de la concha de los ejemplares extraídos por sitio de muestreo, en los períodos de muestreo. Letras distintas representan las diferencias entre las medias de los años, detectadas por las comparaciones del PERMANOVA.

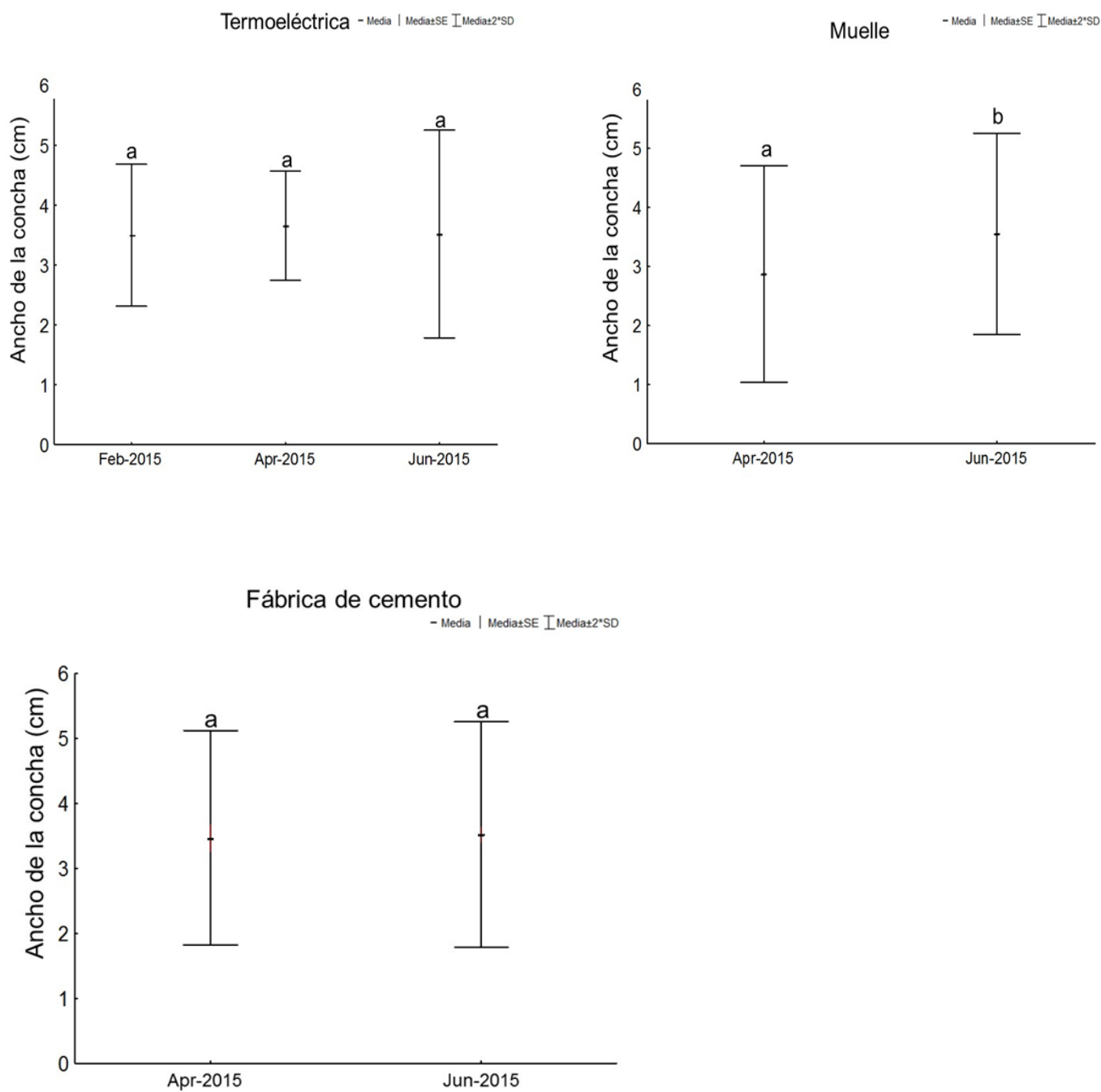


Figura 17. Ancho de la concha de los ejemplares extraídos por sitio de muestreo en los períodos de muestreo. Letras distintas representan las diferencias entre las medias de los años, detectadas por las comparaciones del PERMANOVA.

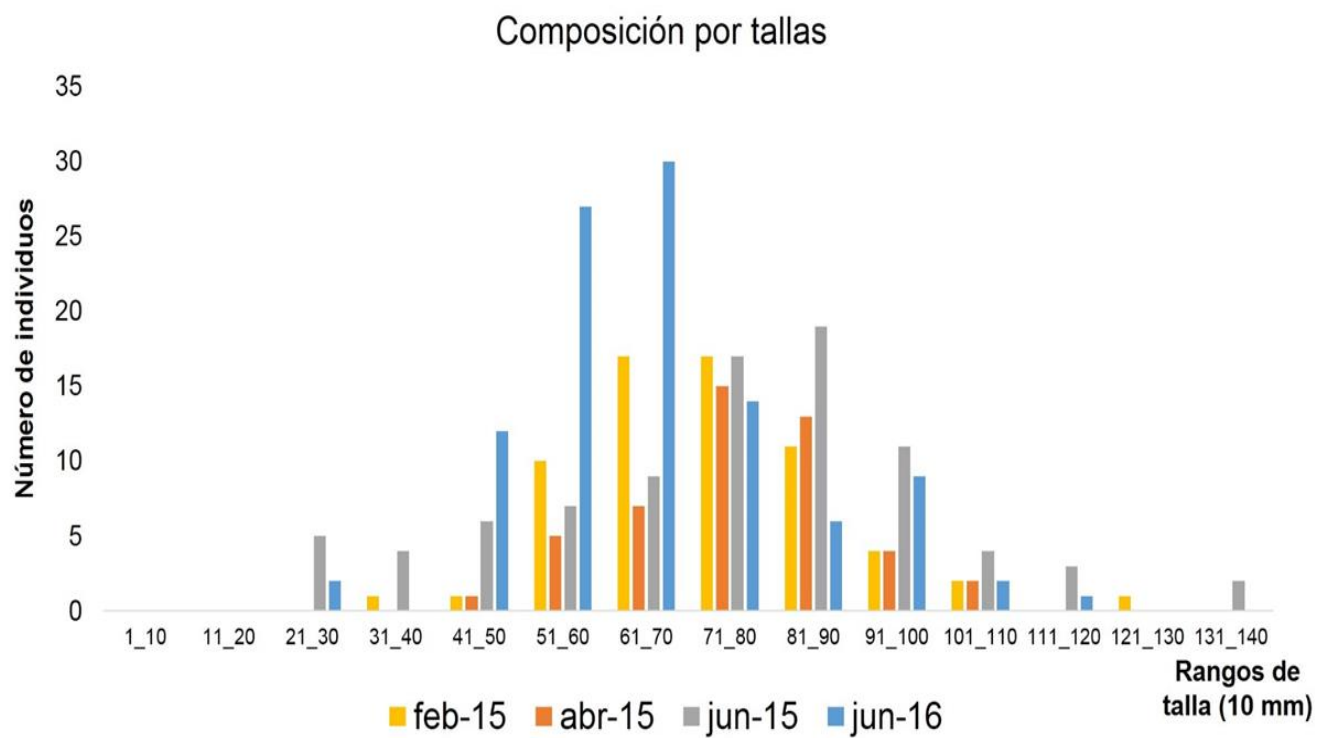


Figura 18. Composición por tallas de los ejemplares en los sitios de muestreos durante los años 2015 y 2016.

geográficas y ecológicas de cada una de las bahías son diferentes y determinantes en el comportamiento de las variables poblacionales de *P. viridis*, es evidente que el inicio del control temprano de la población del *P. viridis* en el Mariel marcó una diferencia en la evolución de su población con respecto a la de Cienfuegos. En Mariel la densidad nunca llegó a superar los 2 individuos por metro cuadrado mientras que en la Bahía de Cienfuegos llegó a superar los 400 individuos por metro cuadrado (Lopeztegui *et al.*, 2014). Por tanto, se puede considerar que las medidas extractivas han contribuido al control de la proliferación del mejillón verde en la Bahía del Mariel, a pesar de la irregularidad de las extracciones. A pesar de las dificultades logísticas y burocráticas este se debe considerar un caso de estudio y de ejemplo que demuestra la importancia de la existencia de Sistema de Alerta Temprana y Respuesta Rápida ante la dispersión de especies exóticas invasoras. Lopeztegui *et al.* (2015) consideran que, en gran medida gracias al mencionado sistema, la presencia de mejillones en la bahía de Mariel no implica aún elevadas pérdidas económicas, fundamentalmente para la industria termoeléctrica.

Una vez más queda demostrada la necesidad de mantener los monitoreos como evaluación principal de la efectividad de las acciones de control y manejo de *P. viridis*. Como lo reflejaron los resultados presentados, la imposibilidad de realizar extracciones regulares en época de lluvia y seca durante el último año de muestreo repercutió en una tendencia al aumento en la abundancia de *P. viridis* para estas zonas, o lo que es lo mismo, que se haya propiciado una recuperación parcial de la población de los mejillones en estos sitios. Lo anterior se puede confirmar con la concentración de ejemplares en rangos de tallas correspondientes a adultos jóvenes lo que es reflejo de un reclutamiento masivo a la población de nuevos individuos que vienen a ocupar el nicho dejado vacante por individuos extraídos previamente. Debe tenerse en cuenta que en el período donde no se realizaron extracciones comprendió la temporada primavera-verano (mayo-septiembre). En esta temporada puede ocurrir un aumento del índice de condición de los individuos (Prieto y Acosta, 2002) y el ciclo reproductivo de la especie y las condiciones climatológicas junto a la ausencia de control puede condicionar un rápido aumento de biomasa.

Esta investigación permite recomendar la densidad y la longitud de la concha como las variables más eficientes a monitorear y valorar posteriormente la efectividad de las medidas de control. En el presente estudio el ancho y la altura de la concha no proporcionaron información útil para el manejo de la especie. El peso es una variable más susceptible a ofrecer errores debido a que los ejemplares sufren de deshidratación al ser transportados horas hasta su manipulación posterior. Además, cambios en la temperatura y salinidad pueden inducir un desove o una regresión en el ciclo sexual de este molusco (Widdows, 1978; Vélez y Epifanio, 1981; Kautsky, 1982) lo que también provoca cambios extremos en la biomasa de los ejemplares.

Según Acosta *et al.* (2011) y Alvarez-García (2013), *P. viridis* es íntimamente dependiente de las condiciones del lugar donde habita, encontrándose mayormente en zonas de altos valores de nutrientes, oxígeno disuelto y biomasa fitoplanctónica (Griffiths y Simpson, 1972) con valores entre 26 ° C y 32 ° C (Power *et al.*, 2004). Lo anterior se evidenció en las diferencias que existieron entre las variables poblacionales en cada uno de los sitios de muestreo y aunque Lopeztegui *et al.* (2013) reportó que los parámetros físico-químicos medidos en estos sitios se encuentran en el rango de los valores óptimos reportados (Segnini *et al.*, 1998; Rajagopal *et al.*, 2006) para la proliferación eficiente de esta

especie, es posible que existan factores ecológicos y oceanográficos que determinen las diferencias observadas.

TAREA 9. Colecta de fauna asociada e identificación de especies y/o grupos de organismos.

TAREA 10. Evaluar las posibles pérdidas económicas que la presencia de mejillones verdes implica para las industrias locales.

TAREA 11. Valorar el impacto de la presencia del mejillón verde en la comunidad local a partir de la visualización de opciones de aprovechamiento.

Las tres tareas citadas anteriormente se planificaron realizarse en la Bahía de Cienfuegos, debido a la salida de la institución de dicha región del proyecto, no se pudieron llevar a cabo las mismas.

TAREA 12. Realizar actividades de capacitación y divulgación sobre la identificación, extracción y aprovechamiento del mejillón verde.

Al igual que en con el pez león (Tarea 4), con el mejillón verde, la campaña de educación ambiental y divulgación de la información se apoyó en el programa de educación ambiental del Acuario Nacional de Cuba. El conocimiento fue divulgado a través de las clases de los círculos de interés, en las visitas guiadas y especializadas a las exhibiciones del Acuario, en las Jornadas y pre-Jornadas Científico-Infantiles y científico-Juveniles tanto nacionales como provinciales. En todas las actividades recreativas realizadas por el Acuario en su programación diaria dirigida a los visitantes también se impartieron charlas y se distribuyeron materiales educativos. Además del trabajo con las comunidades y escuelas del municipio Playa (donde se encuentra ubicado el Acuario Nacional de Cuba), donde se realizaron charlas, juegos didácticos -recreativos, entrega de materiales educativos Con el presupuesto del proyecto se pagó la confección de lonas, rompecabezas gigantes, otros juegos didácticos con la temática ambientalista (y el tema del mejillón verde incluido) que fueron herramientas fundamentales en todas las actividades antes mencionadas. Como parte del trabajo educativo se confeccionó un ejemplar de la serie "Conozcamos el Mar", el cual se encuentra en proceso de edición para su posterior entrega a imprenta.

CONCLUSIONES:

- La abundancia y la biomasa de las poblaciones de pez león en los sitios de estudio presentan una tendencia a la disminución en el período 2015 – 2016 con respecto a años anteriores. Este fenómeno puede estar modulado principalmente por la pesca, pero también puede estar influenciado por factores ambientales y ecológicos.
- La movilidad del pez león en Guanahacabibes y Caibarién es alta, lo cual implica baja fidelidad a los sitios de residencia.
- El pez león y los peces nativos son depredadores oportunistas. Su dieta varía de acuerdo a cambios en la distribución y abundancia de las presas por lo que la composición de sus dietas depende de la disponibilidad de las presas en cada sitio.

- El consumo de peces y crustáceos no varía significativamente a medida que la talla del pez león aumenta.
- El nivel de superposición entre la dieta del pez león y los peces nativos varía según la localidad, la zona ecológica, la disponibilidad y abundancia de las presas en el medio natural y según las características propias de cada familia.
- Los peces nativos probablemente no se vean afectados por el pez león en la competencia por los recursos alimentarios ya que la disponibilidad de alimento no constituye un factor limitante para estas especies.
- Las actividades de capacitación y divulgación desarrolladas por el proyecto ayudaron a cambiar la percepción pública del problema, lo que propició el aumento de la participación de la población y de instituciones gubernamentales en el control del pez león.
- La densidad de mejillones en la Bahía de Mariel decrece en el tiempo, lo que constituye una prueba de que las medidas de extracción son eficientes y logran el control de la población. La eficiencia de dicho control se refleja en la existencia de pérdidas económicas mínimas para la Central Termoeléctrica del Mariel.
- La frecuencia de extracción de los mejillones en Mariel debe ser en un período menor de un año ya que un período mayor le permite a la población recuperarse y reclutar un número creciente de individuos hasta el estado adulto.

RECOMENDACIONES:

- Se recomienda realizar nuevos estudios de marcaje y recaptura, del pez león, con mayor frecuencia de muestreo y utilizando técnicas menos invasivas (Foto identificación). Incluir, en una misma localidad, sitios con diferentes zonas ecológicas (manglar, pastizal y arrecife) en busca de migraciones ontogenéticas.
- Extender el estudio de comparación de las dietas del pez león y sus competidores potenciales, a las zonas de manglares teniendo en cuenta los períodos reproductivos y de reclutamiento de las especies de interés.
- Extender el estudio de la dieta a los horarios nocturnos para lograr un análisis más completo del contenido estomacal y la actividad de caza en ese período.
- Utilizar técnicas moleculares para la identificación de las entidades que se encuentran en estado de digestión en los estómagos del pez león y los peces nativos, lo cual ayudaría a determinar con mayor precisión las especies más importantes en la dieta.
- Continuar las labores de extracción de *P. viridis* en la Bahía del Mariel tratando de abarcar la mayor cantidad de sitios posibles donde esté presente la especie. Es muy importante mantener los monitoreos como herramienta de evaluación principal de la efectividad de las acciones de control y manejo.
- Se recomiendan la densidad y la longitud de la concha como las variables más eficientes a monitorear y para valorar posteriormente la efectividad de las medidas de control. Además, es recomendable conducir una investigación específica hacia el análisis de la relación de las variables morfométricas con factores físicos, químicos, oceanográficos y ecológicos para determinar con mayor exactitud los sitios con ambientes más favorables para la especie.

- La zona de los canales de la termoeléctrica del Mariel debería tratarse prioritariamente (en caso de recursos limitados para el control de *P. viridis*) ya que presenta los mayores valores de densidad con respecto a los dos sitios restantes.
- Enfocar estudios hacia el control de *P. viridis* en las zonas mencionadas y en sitios potenciales de colonización como la zona de desarrollo del Mariel.

BIBLIOGRAFÍA:

Acosta, V. A. Prieto, B. Licett, Y. Longart y M. Montes (2011). Rendimiento, índice de condición y esfuerzo reproductivo del mejillón verde *Perna viridis* en cultivo de fondo en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Zootecnia Tropical* 29.

Agard, J. y R. Kishore (1992) *Perna viridis* (Linnaeus, 1758): First records of the Indo-Pacific green mussel (Mollusca: Bivalvia) in the Caribbean. *Caribb. Mar*, 3: 59-60.

Aguilar, C., González-Sansón, G. (2007). Composición de la ictiofauna costera de Ciudad de La Habana y evaluación preliminar de los factores que la determinan. *Rev. Invest. Mar.* 28(1): 43-56.

Aguilar-Perera, A., Carrillo, E. (2014). Revisión sobre la invasión del pez león en el Sureste del Golfo de México. En: *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (Low, A., Quijón, P., Peters, E., eds), Formato electrónico, México. 119-141.

Akins, J. L. (2013) Estrategias de control: herramientas y técnicas de control local, Páginas 27-58 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, U.S.A.: 126 pp.

Albins, M.A. (2012). Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biol. Invasions*. 15: 29–43.

Albins, M.A., Hixon, M.A. (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367: 233-238.

Albins, M.A., Hixon, M.A. (2011). Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environ. Biol. Fishes*. doi 10.1007/s10641-011-9795-1.

Albins, M.A., Lyons, P.J. (2012). Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow directed jets of water at prey fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 448: 1-5.

Alcolado, M. P., Martínez-Daranas, B., Menéndez-Macia, G., del Valle, R., Hernández, M., García, T. (2003). Rapid assessment of coral communities of María la Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (part 1: stony corals and algae). Pp. 268-277. En *Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of Initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA)*, Judith C. Lang (ed.). Program.

Alemu I. (2016) The status and management of the lionfish, *Pterois* sp. in Trinidad and Tobago. Marine Pollution Bulletin, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.042>

Alexander, A.K., Haynes, J.M. (2011). Red Lionfish (*Pterois volitans*) Invade San Salvador, Bahamas: No Early Effects on Coral and Fish Communities. International Journal of Bahamian Studies. 17(2): 50-66.

Alvarez, I. (2013) Ciclo reproductivo del mejillón verde *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) en la Bahía de Cienfuegos, Cuba. Tesis de diploma.

Badii, M. H., Landeros J., Cerna E. (2008). Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. International Journal of Good Conscience. 3(1): 632-660.

Baldo, F., Drake P. (2002). A multivariate approach to the feeding habits of small fishes in the Guadalquivir Estuary. J. Fish Biol. 61(A): 21–32.

Barbour, A. B., M. S. Allen, T. K. Frazer, K. D. Sherman (2011) Evaluating the Potential Efficacy of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) Removals. PLoS ONE 6(5): e19666. DOI:10.1371/journal.pone.0019666

Benson, A., D. C Marelli, M. E. Frescher, J. M. Danforth y S. J. William (2001) Establishment of the green mussel *Perna viridis* (Linnaeus 1758), Mollusca: Mytilidae, on the west coast of Florida. The Journal of Shellfish Research, 20: 21-29.

Berg, J. (1979). Discussion of methods of investigating the food of fishes, with reference to a preliminary study of the prey *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). Mar. Biol. 50: 263-273.

Betancur-R, R., Hines, A., P, Acero, A., Ortí, G., Wilbur, A. E., Freshwater, D.W. (2011). Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. Journal of Biogeography. 1281-1293, doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02496.x.

Bohlke, J. E. Chaplin, Ch.C.G. (1968). Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters. Academy Natural Sciences of Philadelphia, U.S.A.

Buddo, D. St. A., R. D. Steele y E. R. D'Oyen (2003) Distribution of the invasive Indo-Pacific green mussel, *Perna viridis*, in Kingston Harbour, Jamaica. Bulletin of Marine Science, 73: 433-441.

Buesa, R.J. (1970). La biajaiba y su trama alimentaria. Mar y Pesca. 54:24-29.

Cabrera, E. (2011). Abundancia y dieta de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) en varias localidades de Cuba. Tesis de Diploma. Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba. 46 pp.

Cabrera-Guerra, D. (2014). Caracterización de la dieta del pez león (Teleostei: Scorpaenidae: *Pterois* sp.) en cuatro localidades de Cuba. Tesis de Diploma, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba. 57 pp.

Chevalier, P.P., Corrada, R.I., Fernández, A., Cabrera, E., Caballero, H., Montes, M.E., De los Ángeles, M., Margarita, L., Serrano, M., Isla, V., Gutiérrez, E., Cobián, D., Lara, A., García-Rodríguez, A. (2013). Estudio preliminar de la presencia del pez león (Teleostei: Scorpaenidae: *Pterois* sp.) en aguas cubanas. Informe final de proyecto. Acuario Nacional de Cuba. 34 pp.

Chevalier, P.P., González-Sansón, G. (2005). Distribución y abundancia del género *Hypoplectrus* (Serranidae) en cuatro localidades de Cuba. Rev. Invest. Mar. 26 (3): 219-227.

Chevalier, P.P., Gutiérrez, E., Ibarzabal, D., Romero, S., Isla, V. Hernández, E. (2008). Primer registro de *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) para aguas cubanas. Solenodon 7: 37-40.

Claro, R. (1981). Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus synagris*, en la plataforma cubana II. Biología Pesquera. Inf. Cient.-Tec. Acad. Cuba. 6: 93-110.

Claro, R. (1982). Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus synagris*, en la plataforma cubana. IV. Reproducción. Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad Cienc. Cuba. 5: 1-37.

Claro, R. (1994). Características generales de la ictiofauna. En: Claro, R. (ed.) Ecología de los peces marinos de Cuba. Inst. Oceanol. y CIQRO, México, 55-70 pp.

Claro, R. (2001). Características generales de la ictiofauna. En: Claro, R. (ed.) Ecología de los peces marinos de Cuba. Inst. Oceanol. y CIQRO, México. 55-70pp.

Claydon, J., M. Calosso y S. Traiger (2012) Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. Mar. Ecol. Prog. Ser., 448: 119-129.

Cobián, D., Chevalier, P.P. (2009). Evaluación de las asociaciones de peces de los arrecifes coralinos del Centro Internacional de Buceo María la Gorda, Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. REVMAR. 1(009): 111-125.

Convenio Sobre la Diversidad Biológica. (2002) Conferencia de las partes: Examen y consideración de las opciones de aplicación del artículo 8 h) sobre especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, hábitats o especies. UNEP/CBD/COP/6/18/Add.1/Rev.1

Côté, I.M., Green, S.J., Hixon, M.A. (2013). Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. Biol. Conserv. 164: 50–61.

Cummings, W.C., Brany, B.D., Spires, J.Y. (1966). Sound production, schooling and feeding habits of the margate, *Haemulon album* Cuvier, off Noth Bimini, Bahamas. Bull Mar. Sci. Gulf Caribb. 16(3): 620-639.

Dahl, K.A., Patterson, W.F. III (2014). Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the Northern Gulf of Mexico. PLoS ONE, 9(8), e105852, doi:10.1371/journal.pone.0105852.

de León, R., K. Vane, P. Bertuol, V. C. Chamberland, F. Simal, E. Imms y M. J. A. Vermeij (2013) Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endang Species Res.*, 22: 175–182.

Diniz-Filho, J.A.F. (1992). Using Mantel's approach to test multivariate surfaces homogeneity in geographic variation studies. *Revista de Matemática e Estatística*, São Paulo 10: 109-113.

Douglas, M.E., J.A. Endler (1982). Quantitative matrix comparisons in ecological and evolutionary investigations. *J. Theor. Biol.* 99: 777-795.

Engel, P. (1976). Stomach contents analysis: a review of methods and their application. *J. Fish. Biol.* 17(4): 411-429.

Estupiñan-Montaña, C., Cedeño-Figueroa, L.G., Galvam-Magaña, F. (2009). Hábitos alimentarios del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) (Chondrichthyes) en el Pacífico ecuatoriano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(2):379-386.

Ferreira, C.E.L, Osmar, J.L, Floeter, S.R., Lucena, M.B., Barbosa M.C., Rocha, C.R., Rocha, L.A. (2014). First Record of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian Coast. *Plos One* 1-5.

Fernández-Garcés R. y E. Rolán (2005). Primera cita de *Perna viridis* (L., 1758) (Bivalvia: Mytilidae) en aguas de Cuba. *Noticiario Semanal*, 43: 79.

Fishelson, L. (1975). Ethology and reproduction of fishes found in the Gulf of Agaba (Red Sea), especially *Dendrochirus brachypterus* (Cuvier), (Pteroidae, Teleostei). *Pubblicazioni de Ila Stazione zoologica di Napoli* 39: 635-656.

Fishelson, L. (1997). Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Env. Biol. Fish.* 50: 391-403.

Fortunato, R.C., Avigliano, E. (2014). Presence of genus *Pterois* (oken, 1817) (Scorpaeniformes, Scorpaenidae): Extension of invasive range in Caribbean Sea and first published record for los Frailes archipelago. *J. Fish. Sci.* 8: 1-4.

Frazer, T. K., C. A. Jacoby, M. A. Edwards, S. C. Barry y C. M. Manfrino (2012) Coping with the lionfish invasion: Can targeted removals yield beneficial effects? *Rev. Fish. Sci.*, 20: 185–191.

García, A. (2015). Relación de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) con la ictiofauna de arrecifes del oeste de La Habana, Cuba. Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en Biología Marina. 112 pp.

García, R., A., 2015. Principales relaciones ecológicas del pez león (*Pterois volitans/miles*) en arrecifes de La Habana, Cuba. Tesis de Maestría.

Gardiner, M. y G. Jones (2005) Habitat specialization and overlap in a guild of coral reef cardinalfishes (Apogonidae). *Mar Ecol Prog Ser*, 305: 163-175.

Glick, B.J. (1979). Tests for space-time clustering used in cancer research. *Geographical Analysis*.11: 202-208.

Golani, D., Sonin, O. (1992). New Records of the Red Sea, *Pterois miles* (Scorpaenidae) and *Pteragogus pelycus* (Labridae) from the Eastern Mediterranean Sea. *Jap. J. Ichthyol.* 39 (2): 167-169.

Gómez Lozano, R., Anderson, L., Akins, J. L., Buddo, D.S.A., García-Moliner, G., Gourdin, F., Laurent M., Lilyestrom C., Morris J. A., Ramnanan N., Torres R. (2013). Estrategia regional para el control del Pez León invasor en el Gran Caribe. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes Coralinos. 32 pp.

Gómez, O. (1980). Sistemática de los brachiuros (Crustacea, Decapoda, Brachiura) de Cuba. Tesis para optar por el grado de Candidato a Doctor en Ciencias, La Habana, Cuba, 115pp.

González, E., Damas T., Millares N., Borreto, M. (1979). Desove inducido en el caballero (Lutjanus griseus, Linne 1758) en condiciones de laboratorio. *Rev. Cub. Inv. Pesq.* 4(1): 43-64.

González-Ferrer, S., Caballero, H., Alcolado, P. M., Jiménez, A., Martín, F. y Cobián, D. (2007). Diversidad de corales pétreos en once sitios de buceo recreativo de "María la Gorda", Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 28(2): 121-130.

Gotera, G. G. (2005). Buceando en Cuba/ Diving in Cuba. Ediciones Niocia, S. L. Catalunya. Barcelona, España. 146 pp.

Green, S. J., Akins J. L., Côté, I. M. (2011). Foraging behaviour and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 433:159-167.

Green, S. J., Côté, I. M. (2009). Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs*. 28: 107.

Green, S.J., Akins, J.L., Maljković, A., Côté, I.M. (2012). Invasive Lionfish Drive Atlantic Coral Reef Fish Declines. *PLoS ONE*, 7(3), e32596, doi:10.1371/journal.pone.0032596.

Green, S.J., N. K. Dulvy, A. L. M Brooks, J. L. Akins, A. B. Cooper, S. Miller y I. M. Côté (2014) Linking removal targets to the ecological effects of invaders: a predictive model and field test. *Ecol Appl.* 24:1311–1322.

Griffiths R. y J. Simpson (1972) Afloramiento y otras características oceanográficas de las aguas costeras del noreste de Venezuela. Nº2. MAC/PNUD/FAO. Caracas, Venezuela. Serie Recursos y Explotación Pesquera, 2:72.

Guitart, D. (1985a). Sinopsis de los peces marinos de Cuba. (1), 2da edición, Editorial Científico-Técnica, Ciudad de la Habana, Cuba.

Guitart, D. (1985b). Sinopsis de los peces marinos de Cuba. (2), 2da edición, Editorial Científico-Técnica, Ciudad de la Habana, Cuba.

Gutiérrez, F. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. Colombia. 156 pp.

Hawkins, A. J. S., R. F. M. Smith, S. H. Tan y Z. B. Yasin (1998) Suspension-feeding behaviour in tropical bivalve molluscs: *Perna viridis*, *Crassostrea belcheri*, *Crassostrea iradelei*, *Saccostrea cucullata* y *Pinctada margarifera*. Marine Ecology Progress Series, 166: 173-185.

Henly, L. (2017) Impacts of culling invasive lionfish (*Pterois* spp.) on native reef fish assemblages in Honduras. The Plymouth Student Scientist, 10(1): 22-40.

Hernández, I. (2006). Tramas tróficas de peces de arrecifes en la región noroccidental de Cuba. Tesis presentada en opción al Título Académico de Master en Biología Marina. 91pp.

Hynes, H.B.N. (1950). The food of the fresh-water slipplebacks (*Gasterosteus aculeatus* y *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19(1): 36-58.

Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis. A review of the methods and their application. J. Fish. Biol. 7(4): 411-430.

Jiménez, V. A., Hortal J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos Revista Ibérica de Aracnología, 8. pp 152–153.

Jud, R., C. A. Layman, A. Jessica, D. A. Arrington (2011) Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans* / *P. miles*. Aquatic Biology, 13: 21-26.

Kautsky N. (1982) Quantitative studies on gonad cycle, fecundity, reproductive output and recruitment in a Baltic *Mytilus edulis* populations. Marine Biology, 68: 143-160.

Kimball, M. E., Miller, J.M., Whitfield, P.E., Hare J.A. (2004). Thermal tolerance and potential distribution of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) on the east coast of the United States. Mar Ecol Prog Ser. 283: 269–278.

Kulbicki, M., Bates J., Chabanet P., Cure K., Darling E., Floeter S.R., Galzin R., Green A., Harmelin-Viruen M., Hixon M., Letourneur Y., Lison de Loma T., McClonahan T., McIlwain J., Moutham G., Myers R., O'Leary J.K., Planes S., Vigliola L., Wantiez, L. (2012). Distributions of Indo-Pacific lionfish *Pterois* spp. In their native ranges: implications for the Atlantic Invasion. Mar. Ecol. Prog. Ser. 446: 189- 205.

Langton, R. W. (1982). Diet overlap between Atlantic cod, *Gadus morhua*, silver hake, *Merluccius bilinearis*, and fifteen other northwest Atlantic finfish. Fish. Bull. U.S. 80: 745-759.

Layman, C.A, Allgeier, J.E. (2012). Characterizing trophic ecology of generalist consumers: a case study of the invasive lionfish in The Bahamas. Mar. Ecol. Prog. Ser. 448: 134-141.

Lohrer, A.M., Whitlatch, R.B., Wada, K., Fukui, Y. (2000). Home and away: comparisons of resource utilization by a marine species in native and invaded habitats. *Biol. Inv.* 2:41–57.

Lopeztegui, A., R. Borroto, M. Gómez y E. Pino (2015) Situación actual de la especie invasora *Perna viridis* (mejillón verde) en Cuba: experiencias de erradicación en la bahía de Mariel. *El Bohío boletín electrónico*, ISSN 2223-8409, (5) 7 :13-20.

Lopeztegui, A., S. M. Baker, Y. Garces-Rodríguez, R. Castelo–Baez y A. Artilles–Valor (2014) Spatial and temporal patterns of the nonnative green mussel *Perna viridis* in Cienfuegos Bay, Cuba. *Journal of Shellfish Research*, (33) 1: 273–278.

Lopeztegui C. A., V. R. Borroto, R. Y. Garcés (2013) La invasión no se detiene: detectada *Perna viridis* (Mytiloida: Mytilidae) en la bahía de Mariel, Cuba. *Revista electrónica de Veterinaria*, 14:2

Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.* 27: 209-220.

Martínez-Daranas B.R. (2007). Características y Estados de conservación de los pastos marinos en áreas de interés del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencia Biológicas. 104pp.

Martinez-Iglesias, J. C., Gómez O. (1986). Los crustáceos decápodos del Golfo de Batabanó. *Brachyura. Poeyana* 332: 1-91.

McCleery, C. (2011). A comparative study of the feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Caribbean. Keene State University. 38-43.

Mendoza-Alfaro, E.R., Koleff-Osorio, P., Ramírez-Martínez, C., Álvarez-Torres, P., Arroyo, D.M., Escalera-Gallardo, C., Orbe-Mendoza, A. (2011). La evaluación de riesgos por especies acuáticas exóticas invasoras: una visión compartida para Norteamérica. *Ciencia Pesquera*. 19(2): 65-75.

Meyer, A.L., Dierking J. (2011). Elevated size and body condition and altered feeding ecology of the grouper *Cephalopholis argus* in non-native habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 439: 203–212.

Morato, T., Solá E., Grós M.P., Menezes, G. (2003). Diets of thornback ray (*Raja clavata*) and tope shark (*Galeorhinus galeus*) in the bottom longline fishery of the Azores, northeastern Atlantic. *Fish. Bull.* 101: 590–602.

Moravec, F, Nasincová, V., Scholz, T. (1992). Methods of investigating metazoan parasites. Training course of fish parasites. Institute of Parasitology. Czechoslovak Academy of Science. 54pp.

Moreno, C. E. (2001). Métodos Para Medir la Biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. España. 84 pp.

Morisita, M. (1959). Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Mem. Fac. Sci. Kyushu. Univ. Ser. E. Bio.* 3: 65-80.

Morris, J. A., Akins, J. L., Barse, A., Cerino, D., Freshwater, D. W., Green, S.J., Muñoz, R.C., Paris, C., Whitfield, P.E. (2009). Biology and Ecology of the Invasive Lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 409-414.

Morris, J.A., Jr. (2013). La invasión del pez león: pasado, presente y futuro. En: El pez león invasor: guía para su control y manejo (J.A. Morris Jr., ed.), Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Special Publication Series Number 2, Marathon, Florida, USA, pp: 1-2.

Morris, J.A., Jr., Akins, J.L. (2009). Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. Environ. Biol. Fishes. 86: 389-398.

Morris, J.A., Jr., Green, S.J. (2013). Las investigaciones sobre el pez león: resultados alcanzados y cuestiones pendientes. En: El pez león invasor: guía para su control y manejo (J.A. Morris Jr., ed.), Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Special Publication Series Number 2, Marathon, Florida, USA, pp: 3-15.

Muñoz, R.C., Currin, C.A., Whitfield, P.E. (2011). Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: Insights from stomach contents and stable isotope. Mar. Ecol. Prog. Ser. 432:181-193

O'Farrel, S., Bearhop, S., McGill, R. A., Dahlgren, C.P., Brumbaugh, D.R., Mumby, P. (2014). Habitat and body size effects on the isotopic niche space of invasive lionfish and endangered Nassau grouper. Ecosphere. 5(10): 1-11.

Ortiz, M.; R. Lalana y C. Varela (2010). Guía ilustrada para la identificación de los camarones comerciales (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeoidea) de Cuba. Revista Biología.

Parrish. J.D. (1987). The trophic biology of the snappers and groupers. En Biology and fisheries management (J.J. Polovina y Ralston, eds.). Westview Press, Boulder y Londres. 405-464 pp.

Pillay, T. V. R. (1952). A critique of the methods of study of food of fishes. J. Zool. Soc. of India. 4(2): 185-200.

Pinkas, L., Oliphant M.S., Iverson, J.L.K. (1971). Food habits of albacore, Bluefin tuna and bonito in California waters. California. Fish and Game Fish. Bull. 152: 1-105.

Power A.J., R. L. Walker, K. Payne K., y D. Hurley (2004). First occurrence of the nonindigenous green mussel, *Perna viridis* in coastal Georgia, United States. Journal of Shellfish Research, 23:741-744.

Prieto A., M. Marcano, D. Arrieché, C. Lodeiros (2002). Estructura poblacional en los estadios de desarrollo gonadal de machos y hembras de *Perna viridis* (Mytilidae) en el Morro de Guarapo, Estado Sucre, Venezuela. Acta Cient., 88.

Quenoville M.H. (1949). Note on the elimination of insignificant variants in discriminatory analysis. Annals of Eugenics. 14: 315-308.

Power A.J., R. L. Walker, K. Payne K., y D. Hurley (2004). First occurrence of the nonindigenous green mussel, *Perna viridis* in coastal Georgia, United States. *Journal of Shellfish Research*, 23:741-744.

Prieto A., M. Marcano, D. Arrieché, C. Lodeiros (2002). Estructura poblacional en los estadios de desarrollo gonadal de machos y hembras de *Perna viridis* (Mytilidae) en el Morro de Guarapo, Estado Sucre, Venezuela. *Acta Cient.*, 88.

Rajagopal S., V. Venugopalan, G Van der Velde, H. Jenner (2006) Greening of the coasts: a review of the *Perna viridis* success story. *Aquatic Ecology*, 40:273-297.

Randall, J.E. (1967). Food habitats of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.* 5: 1-847.

Reyes, B., Petatán, D., Melo, S.M., Pérez, H. (2014). Análisis del nicho ecológico y la distribución geográfica del pez león *Pterois volitans/miles*, en el Atlántico occidental. En: *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (Low, A., Quijón, P., Peters, E., eds), Formato electrónico, México. 253-271.

Rodríguez Pino, Z. (1962). Estudios estadísticos y ecológicos sobre la biajaiba *Lutjanus synagris*. *Centr. Invest. Pesq., Notas Invest.* 4:1-92.

Rosecchi, E., Novaze, Y. (1987). Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 49 (3-4): 11-123.

Rylander, J., J. Pérez y J. Gómez (1996) Status of the green mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Mytilidae) in north-eastern Venezuela. *Caribb. Mar.*, 5: 86-87.

Sadovy, Y., Eklund, A. (1999): Sinopsis of biological data on the Nassau grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1972), and the jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822). NOAA Tech. Rep. NMFS 146: 65 p.

Sandel, V., D. Martínez-Fernández, D. Wangpraseurt y L. Sierra (2015) Ecology and management of the invasive lionfish *Pterois volitans/miles* complex (Perciformes: Scorpaenidae) in Southern Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 63 (1): 213-221.

Santamaría, L., Pericàs, J., Carrete, M., Tella, L.J. (2008). La ausencia de enemigos naturales favorece las invasiones biológicas. En: *Invasiones biológicas* (PT Sánchez, MÁ Puig-Samper Mulero, AN Sánchez, GN Feliner, JM de Salazar, JP del Val, RM Cáceres, CG Martínez, eds.), Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A, Madrid, pp: 91-102.

Santander-Monsalvo, J., López-Huerta, I., Aguilar-Perera, A., Tuz-Sulub, A. (2012). First record of the red lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]) off the coast of Veracruz, Mexico. *Wildlife Research*, 1(2), 131-134.

Schofield, P.J, Morris, J.A., Jr., Langston, J.N., Fuller, P.L. (2012). *Pterois volitans/miles* Factsheet. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida, USA. Last access date: August 1, 2012. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?>

Schofield, P.J. (2009). Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquatic. Invasions*. 4(3): 473-479.

Schofield, P.J. (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic. Invasions*. 5(1): 117-122.

Schultz, E. (1986). *Pterois volitans* and *Pterois miles*: Two valid species. *Copeia*, 3: 686-690.

Segnini M., K. Chung, J. Pérez (1998) Salinity and temperature tolerances of the green and Brown mussels, *Perna viridis* and *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae). *Biol. Trop.*, 5: 121–125.

Sidall, S. (1980) A clarification of the genus *Perna* (Mytilidae). *Bull. Mar. Sci.*, 30: 858- 870.

Sierra, L.M. (1983). Características de la alimentación del jallao, *Haemulon album*, en la plataforma suroccidental de Cuba. *Rep. Invest. Oceanol. Acad.Cienc. Cuba*. 11: 1-17

Stallings, C.D. (2009). Fishery-Independent Data Reveal Negative Effect of Human Population Density on Caribbean Predatory Fish Communities. *PLoS ONE* 4:e5333.

Starck, W.A. II, Davis, W.P. (1966). Night habits of fishes of Alligator reef, Florida. *Ichthyologica, The Aquarium Journal*. 38(4): 313-356.

Vakily, J. (1989) The biology and culture of mussels of the genus *Perna*. ICLARM: Studies and Review 17, International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 63 pp.

Valdés-Muñoz, E. (1980). Toxicidad y alimentación de algunos peces sospechosos de provocar ciguatera. *Inf. Cient.-Tec. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*. 123:1-25.

Valdez-Moreno, M., Quintal-Lizama, C., Gómez-Lozano, R., García-Rivas, M.C. (2012). Monitoring an Alien Invasion: DNA Barcoding and the Identification of Lionfish and Their Prey on Coral Reefs of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*. 7(6): 1-8.

Vázquez, R.I., Rodríguez, J., Abitia, L.A., Galván, F. (2008). Food habits of the yellow snapper *Lutjanus argentiventris* (Peters, 1869) (Percoidei: Lutjanidae) in La Paz Bay, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 43(2): 295-302.

Vélez A., E. Epifanio (1981) Effects of temperature and ration on gametogenesis and growth in the tropical mussel *Perna perna*. *Aquaculture*, 22: 21-26.

Vilá, M., Valladares, F. (2008). Invasiones Biológicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). 216pp.

Whitfield, P.E., Hare, J.A., David, A.W., Harter, S.L., Muñoz, R.C., Addison, C.M. (2006). Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. Biol. Invasions. 9: 53-64.

Widdows J. (1978) Combined effects of body size food concentration and season on the physiology of *Mytilus edulis*. J. Mar. Biol., 58: 109-124.

EJECUCIÓN DEL PRESUPUESTO DE GASTOS:

Ver Anexo III.

APORTE ALCANZADO:

ARTÍCULOS CIENTÍFICO TÉCNICOS PRODUCIDOS CON LOS RESULTADOS DEL PROYECTO:

- Pantoja, L. M. (2016) "Superposición de la dieta del pez león *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) con la de peces nativos de nivel trófico similar en tres localidades de Cuba." Universidad de la Habana. Tesis de Maestría.
- García-Rodríguez, A. (2015) "Relación de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) con la ictiofauna de arrecifes del oeste de La Habana, Cuba. " Universidad de la Habana. Tesis de Maestría.
- García-Rodríguez, A.; P. P. Chevalier, E. Cabrera, H. Caballero y J. L. Hernández (2015) "Densidad y biomasa de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) en arrecifes del litoral oeste de La Habana, Cuba. " Rev. Inv. Mar. 35 (1): 21- 36.
- Labastida, E.; D. Cobián, Y. Hénaut, M. C. García-Rivas, P. P. Chevalier y S. Machkour-M'Rabet (2015) "The use of ISSR markers for species determination and a genetic study of the invasive lionfish in Guanahacabibes, Cuba. " Lat. Am. J. Aquat. Res. 43(5): 1011-1018.
- Cobián, D.; P. Chevalier, J. J. Schmitter-Soto, R. I. Corrada, H. Salvat, E. Cabrera, A. García, A. Fernández, L. Espinosa, D. Cabrera, L. M. Pantoja, H. Caballero, S. Perera (2016) "Density, size, biomass, and diet of lionfish in Guanahacabibes National Park, western Cuba. " Aquat Biol. 24: 219–226.
- Cobián, D.; J. J. Schmitter-Soto, C. M. Aguilar, A. Aguilar-Perera, M. Á. Ruiz-Zárate, G. Gonzalez-Sansón, P. P. Chevalier, R. Herrera, A. García, R. I. Corrada, D. Cabrera, S. Perera, H. Salvat (en prensa) "Are there effects of lionfish on native reef fishes? A survey of two marine protected areas" Journal of Sea Research.

TRABAJOS PRESENTADOS EN EVENTOS CIENTÍFICOS:

- Evaluación del efecto del pez león en asociaciones de peces arrecifales en tres localidades de Cuba. X Congreso de Ciencias del Mar. Cuba, 2015.

- Composición de la dieta del pez león en el litoral habanero: variación estacional y por sexo. X Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Cuba, 2015.
- Lionfish in Cuba: Diet Composition and Trophic Competition. 68th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Panamá, 2015.
- Relación de *Pterois volitans/miles* (Teleostei: Scorpaenidae) con Peces Depredadores Nativos en Arrecifes del Litoral Oeste de la Habana, Cuba. 68th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Panamá, 2015.
- Densidad, tamaño y dieta del pez león en Cuba Occidental: ¿Prístino implica más vulnerable? 68th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Panamá, 2015.
- Evaluación del efecto del pez león (*Pterois volitans*) en asociaciones de peces arrecifales en tres localidades de Cuba. 68th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Panamá, 2015.
- Evaluación del efecto del pez león sobre las asociaciones de peces herbívoros en tres localidades de Cuba. XI Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Cuba 2017.

IMPACTO PREVISTO Y ALCANZADO

Impacto Científico Previsto:

El desarrollo del proyecto brindará a la comunidad científica información sobre las relaciones ecológicas a nivel de ecosistema del pez león con las asociaciones de peces con las que cohabita. Se pretende determinar los niveles de impacto (si son detectables) y proponer medidas para minimizarlos. Se estudiará si realmente existen controladores biológicos eficientes y en cómo potenciar la efectividad de dichos controladores (ej. proteger a los depredadores de pez león o a las especies que compiten por su nicho ecológico). Los resultados del estudio de esta especie invasora servirán de experiencia para evitar y/o manejar futuras introducciones de otras especies exóticas con características similares. Sin dudas los resultados científicos serán el principal sustento para emitir medidas de control y manejo efectivas. El conocimiento argumentado sobre la biología de la especie *P. viridis* en aguas cubanas, contribuirá a determinar posibles mecanismos de diseminación y poder prever entonces la misma. Además, garantizará la base para un manejo adecuado de poblaciones ya establecidas o en vías de erradicación, lo cual hará posible minimizar impactos tanto económicos como sociales. Los impactos ecológicos, de existir, podrían disminuirse con base en la información generada a partir del conocimiento de aquellas asociaciones biológicas a las que se integran los mejillones, y de las principales afectaciones que traen consigo.

Impacto Científico Alcanzado:

Esta investigación da continuidad a los estudios previos en Cuba sobre el proceso de colonización y dispersión del pez león como especie invasora marina. La continuidad del monitoreo de las variables poblacionales del pez león ha permitido evaluar la efectividad de medidas de manejo y control interpretando las respuestas de las poblaciones a pequeña escala. Se han dado los primeros pasos en la evaluación del impacto de esta especie en las comunidades de peces nativas. Los resultados obtenidos constituyen un aporte significativo de conocimientos y experiencias a la comunidad científica

del Caribe y el Golfo de México. Durante el proyecto se presentaron con éxito 2 tesis de maestría y 2 de doctorado. En cuanto al estudio del mejillón verde se obtuvieron datos iniciales del proceso de colonización de la Bahía del Mariel, lo que constituye una línea base de suma importancia para el seguimiento futuro de la especie en dicha localidad. Además, estos resultados también permiten tener un nuevo punto de referencia para investigaciones futuras en otras localidades donde podría establecerse esta especie.

Impacto Económico Previsto:

Las especies de peces de mayor importancia pesquera en nuestro país, de una forma u otra están involucradas en las interacciones ecológicas con el pez león, tanto por depredación directa (presas y depredadores) como por la competencia por los nichos ecológicos que ocupan (refugio, alimento, etc.). De lo anterior se deriva que el pez león representa una amenaza potencial para los recursos pesqueros, por lo que los resultados que se esperan obtener serán una herramienta imprescindible en el manejo y conservación de dichos recursos. Por otra parte, el turismo, fundamentalmente el buceo turístico, también se ha visto afectado por la presencia del pez león en los puntos de buceo, trayendo el riesgo de accidentes peligrosos. Del estudio de las poblaciones de esta especie invasora se podrá valorar la factibilidad de la explotación de su carne como fuente de proteínas. Esta cuestión, aunque no pueda implementarse a gran escala, podría contribuir a la alimentación humana en determinadas localidades pesqueras y turísticas. Toda vez que se conocen las particularidades de una especie, a lo cual contribuirá significativamente este Proyecto, resulta más fácil lograr su manejo eficiente. De esta manera, el control de la proliferación de mejillones en las bahías de Mariel y Cienfuegos, se verá favorecido con la información que se generará, lo cual tendrá implicaciones importantes sobre todo para las industrias que, como las termoeléctricas, se ven afectadas por la presencia de los mejillones. El impacto económico, es la principal afectación que hasta el momento se ha adjudicado a la existencia de *P. viridis* en aguas cubanas. Los mejillones extraídos para investigación contribuyen al control biológico de la población, por lo que no sólo la información constituye un eslabón importante en la minimización del impacto económico, sino que además, las actividades relacionadas con la ejecución de este Proyecto, directamente harán disminuir la abundancia de mejillones en ambas bahías.

Impacto Económico Alcanzado:

Se explotó con éxito el pez león como atractivo turístico al usar los torneos de pesca como herramienta de control, pero también como fuente de ingreso para el turismo. Incluso la degustación y las competencias culinarias con esta especie brindaron nuevas opciones en la gastronomía turística. La promoción del pez león como fuente de alimento para la población mantuvo sus resultados favorables. Se incrementó la pesca de subsistencia sobre esta especie y su consumo en negocios por cuenta propia y en la dieta del pueblo, lo cual indudablemente es un alivio económico (aún insuficiente) para los cubanos que tienen acceso a este recurso. Los esfuerzos de control y manejo serán económicamente más eficientes en la medida que se implementen en base a los resultados científicos.

Impacto Social Previsto:

La campaña de promoción y divulgación prevista en este proyecto contribuirá a evitar accidentes humanos debido a la presencia imprevista de esta especie exótica, venenosa e invasiva, de alto riesgo para la salud de personas. Igualmente contribuirá con el conocimiento de nuestra biodiversidad marina y su relación con el hombre, teniendo en cuenta que esta nueva especie ya forma parte de nuestra fauna. El pez león podrá ser manejado y controlado, pero no podrá ser erradicado de nuestras aguas. El desarrollo del proyecto permitirá diseminar instructivamente esta información a través de medios masivos (prensa escrita, televisiva, etc.) y específicos (charlas, conferencias y otros), en lugares puntuales como centros nacionales e internacionales de buceo; presentaciones en eventos científicos especializados y otros medios técnico-populares. Las actividades de capacitación y divulgación previstas en este Proyecto contribuirán a mejorar el mecanismo de detección temprana de la especie y a poder determinar, con mayor efectividad, qué conducta a seguir una vez encontrada la especie. De igual modo, aumentarán el conocimiento sobre la biodiversidad cubana, el modo y la medida en que se establecen algunas relaciones entre especies, de lo cual depende en parte el buen estado de un ecosistema.

Impacto Social Alcanzado:

La cultura general de la población con respecto al pez león se ha enriquecido notablemente. En este sentido se logró una sinergia del proyecto con instituciones, proyectos y organizaciones no gubernamentales que ha redundado en una gestión muy positiva de la información. Se ha incrementado la presencia del pez león en la dieta de la población, con una aceptación notable. Tanto los pescadores profesionales como los particulares y deportivos han aprendido a pescar y manipular la especie de forma segura. Los sistemas de salud del país han incorporado a sus rutinas la terapia ante intoxicaciones con pez león. Incluso los pescadores, buzos del turismo y otros trabajadores náuticos dominan los procedimientos básicos para los primeros auxilios ante una herida causada por esta especie. De forma general se conoce la amenaza que representa el pez león para nuestro ecosistema marinos y la necesidad de controlarlo.

VÍNCULO CON INSTITUCIONES EXTRANJERAS O INTERNACIONALES LOGRADO:

Uno de los logros más importantes del proyecto ha sido la integración a nivel regional para el estudio, manejo y control del pez león. En los años 2015 y 2016 se participó en las respectivas ediciones de la Reunión de la Iniciativa Trinacional Cuba-México-Estados Unidos donde participaron varias instituciones de los países mencionados. Específicamente en el tema del pez león se logró establecer vínculos con Reef Environmental and Educational Foundation, The Ocean Foundation, Harte Research Institute for Gulf of México Studies, Gulf and Caribbean Fisheries Institute y El Colegio de la Frontera Sur.