

TESIS DE DIPLOMA

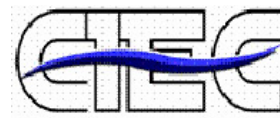
*Efecto de la restauración ambiental en
Laguna Larga (Cayo Coco, Cuba)
sobre la asociación de peces en
su Canal de Comunicación al mar*

*Autor: Lisadys Bárbara
Dulce Sotolongo*



UNIVERSIDAD CENTRAL
"MARTA ABREU" DE LAS VILLAS

CENTRO DE INVESTIGACIONES
DE ECOSISTEMAS COSTEROS



UNIVERSIDAD CENTRAL "MARTA ABREU" DE LAS VILLAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

TESIS DE DIPLOMA

Efecto de la restauración ambiental en Laguna Larga (Cayo Coco, Cuba) sobre la asociación de peces en su canal de comunicación al mar.

Autor: Lisadys Bárbara Dulce Sotolongo

Tutores: Dr.C. Alan Rivero Aragón (Departamento de Biología, Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas, Carretera a Camajuaní Km 5 ½, Santa Clara, alanra@uclv.edu.cu)

Dr.C. Fabián Pina Amargós (Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Rotonda Los Almacigos, Cayo Coco, Morón, CP 69400, fabian@ciec.fica.inf.cu)

Villa Clara, 2015

“Nuestros conocimientos nos han hecho cínicos. Nuestra inteligencia, duros y secos. Pensamos demasiado y sentimos muy poco. Más que máquinas necesitamos humanidad. Más que inteligencia, necesitamos amabilidad y cortesía. Sin estas cualidades la vida será violenta y todo estará perdido.”

Charles Chaplin

*Dedico todos estos años de sacrificio a los seres más
extraordinarios y valiosos que tengo en la vida, mis padres*

Agradecimientos:

Primero que todo quiero agradecerle a dios por permitir mi existencia, y a todo lo que me protege en cada instante de mi vida.

Estas palabras van dirigidas a todos aquellos que me han brindado su dedicación, en ellas pongo todo mi amor para que de una forma sencilla pero a la vez especial llegue a todos sus corazones.

A mi madre querida, hermosa, mi fiel confidente, por ser tan buena conmigo, complacerme en todo y guiarme por el buen camino, aun cuando las cosas parecen ser muy difíciles, la amo con todo mi corazón.

A mi padre por ser el mejor papá del mundo, por ser mi ejemplo, mi amigo, por enseñarme a luchar por lo que quiero y no rendirme nunca, a él le debo todo lo que soy hoy.

A mi hermano por su preocupación, sus consejos como amigo, por ser ejemplo de lucha y perseverancia para ser cada día mejor, sin importar los obstáculos que la vida te pone delante. A Cary por ser parte de mi familia, muchas gracias por estar pendiente de mí en todo momento y por traer a este mundo a mi adorada sobrina Lindalba.

A mis abuelitas Carola y Petra por ser tan buenas y cariñosas conmigo, para mí son el mejor ejemplo de lucha que he tenido, de seguir en pie ante cualquier adversidad de la vida.

A mi tío Renier por ser tan bueno conmigo y hacerme reír aun cuando me siento mal.

A mi tía Marisol por cuidar y estar pendiente de mí como si fuera mi ángel guardián.

A mis tías Minerva y Milagro por sus consejos, su preocupación, brindarme su amor, su confianza y por ser como unas madres para mí.

A mi primo Juanqui por estar pendiente de todas mis cosas, por facilitarme el camino y cuidar de mí.

A mi primo Liván por su cariño, humildad, sencillez y ser un ejemplo para mí.

A Milagrito por ser tan buena y quererme como si fuera alguien más de su familia.

A Juan Miguel, Juan Carlitos, Dieguito, Dairen, Danay, Pancho, Eider, Ridel y Sandra. A todos gracias por ser parte de esa familia buena, preocupada, cariñosa y sobre todas las cosas muy unida.

A mi mejor amiga y hermana Sahily por estar siempre ahí cuando más la necesité, por brindarme todo su cariño y comprensión; y a sus padres porque a pesar de estar lejos de mí, siempre estuvieron al pendiente de todo como si fuera parte de su familia, y por traer al mundo y darme la oportunidad de conocer a la mejor compañera y amiga que he tenido en toda mi vida.

A mis compañeras de cuarto Jennifer y Mayara por ser como una familia más, compartir conmigo los buenos y malos momentos, de ellas aprendí que una mano amiga siempre es necesaria, llevo en mi corazón experiencias inolvidables de cada una, compartir con ellas gran parte de mi vida fue algo extraordinario.

A chichi por ser el amigo que en momentos muy difíciles cualquiera desearía tener, ofreciéndome su cariño y apoyo sin esperar nada a cambio, nunca lo voy a olvidar.

A mis compañeros del aula porque todos de una forma u otra me ayudaron a seguir adelante, incluso aquellos que en estos momentos no están con nosotros.

A los profesores del departamento por contribuir en mi formación como profesional y como persona, especialmente Alan por hacerse responsable de mí, no dejarme desamparada y por ayudarme en todo, a él le debo parte de todos mis méritos.

A Héctor por enseñarme a amar y preservar el maravilloso mundo de las profundidades “El mar”. Por demostrarme que cuando se tiene palabra no importa la distancia, ni lo que la vida te pone delante, sino lo que eres capaz de hacer para que eso forme parte del pasado. De él, a pesar de no estar aquí, también son en gran parte todos mis logros.

A todos los trabajadores del CIEC, porque de una forma u otra contribuyeron en mi formación y me ayudaron a cumplir mis sueños.

A Fabián por dedicarme parte de su tiempo a enseñarme y guiarme en todo, por hacerse responsable de mi tutoría.

A Liván por brindarme lo mejor de sí, enseñarme a bucear y a conocer el paisaje marino.

A Gerardo, Roy, Evelio, Jose y Claudia por su ayuda y compañía durante todo un periodo largo y difícil de mi investigación.

A Rosaida porque sin su ayuda no hubiera podido cumplir el sueño de realizar mi tesis en Biología marina.

A mis compañeros de toda la vida Roxely, Anais, Alex y Leonardito, porque a pesar de separarme de ellos siguen siendo muy importantes para mí y forman parte de todos mis triunfos.

A Nereida, Yaneisy, Elbita, Minita, Mirella y Roly, por su constante preocupación, incluyendo el resto de la familia.

A Geidy, el nene, Mercy y Marbelis, por facilitarme la comunicación con mis padres y brindarme su apoyo y amistad en calidad de vecinos.

A todos los que de una forma u otra aportaron su granito de arena y contribuyeron en la realización del documento.

A todos gracias.

Resumen

Laguna Larga, ubicada al norte de la provincia Ciego de Ávila, Cayo Coco, Cuba, fue sometida en el año 2012 a un proceso de dragado intentando mejorar la calidad de sus aguas para el turismo. En este trabajo se caracterizó el hábitat y la comunidad de peces, en su canal de comunicación al mar luego de este proceso y se comparó con resultados previos obtenidos con metodología similar. Se comparó la distribución espacio-temporal de los peces, riqueza de especies y densidad. Se relacionaron con las características del hábitat. Datos de los años 2007-2008-2009 representaron el estado previo al dragado y el período 2014-2015 representó el efecto de la restauración. Se realizaron 112 censos visuales. Se midió el área de refugio, sombra, temperatura del agua, salinidad, profundidad y velocidad de la corriente. Se registraron 22 especies de 14 familias. Se halló que al inicio del canal las densidades de peces pequeños, eran mayores que al final. Los depredadores grandes se encontraban al final, particularmente *Lutjanus griseus* L. cambió sus preferencias de nicho desde el final hacia la sección Inicio B, debido a la poca modificación de esta sección. El proceso de restauración, produjo una disminución en la disponibilidad de refugios y consecuentemente contribuyó a la disminución de la densidad y riqueza de especies. Los cambios más drásticos en el patrón espacial y temporal de los peces estuvieron asociados a las secciones iniciales del canal, las cuales sufrieron las mayores alteraciones de hábitat. Las proporciones relativas de especies pertenecientes a cada gremio trófico se mantuvieron estables ante los cambios drásticos del ambiente.

Palabras claves: ecología, dragado, laguna costera, manglar, conducta animal

Abstract

Laguna Larga, located at north of Ciego de Avila province, Cayo Coco, Cuba, was submitted in 2012 to a dredging process trying to improve the quality of its waters for tourism. In this work the habitat and fish community was characterized, in its sea communication channel, after this process and compared with previous results obtained with similar methodology. The spatio-temporal distribution of fish species richness and density compared. They were related to habitat characteristics. Data from the years 2007-2008-2009 accounted for prior to dredging state and the period 2014-2015 represented the effect of the restoration. 112 visual censuses were conducted. The area of shelter, shade, water temperature, salinity, depth and current velocity was measured. 22 species of 14 families were recorded. It was found that at the beginning of channel densities of small fish, were higher than at the end. Large predators were in the end, particularly mangrove snapper niche preferences changed from the end to the section Initiation B, due to the less modification of this section. The restoration process causes a decline in the availability of shelters and consequently determined the decrease in density and species richness. The most dramatic changes in the spatial and temporal pattern of the fish were associated with the final sections of the canal, which suffered the greatest changes in habitat. The relative proportions of species within each trophic guild remained stable before the drastic changes in the environment.

Keywords: ecology, dredging, coastal lagoon, mangrove, animal behavior

Tabla de Contenido

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. Revisión Bibliográfica.....	4
2.1. Ictiofauna cubana y su relación con los manglares.....	4
2.1.1. Ictiofauna en estudios previos del canal de comunicación al mar de Laguna Larga	4
2.1.2. Factores influyentes de la ictiofauna del Manglar.....	6
2.1.3. Relaciones tróficas de la Ictiofauna del Manglar.....	7
2.2. Dinámica de la ictiofauna que habita en el Manglar	8
2.2.1. Generalidades sobre la conectividad entre hábitats costeros.....	8
2.2.2. Movimiento de los Peces.....	8
2.2.3. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades de peces....	11
2.3. Restauración Ecológica de los Manglares.....	12
2.3.1. Generalidades sobre la Restauración en Manglares.....	13
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
Disposiciones generales.....	15
3.1. Censo de peces	16

3.2. Caracterización del hábitat.....	16
3.3. Parámetros fisicoquímicos.....	16
Procesamiento Estadístico.....	17
4. RESULTADOS	18
4.1. Censo de peces	18
Distribución espacio-temporal de las especies dominantes.....	25
Categorías tróficas.....	32
4.2. Caracterización del hábitat.....	32
Composición de los bordes y el fondo.....	35
4.3. Parámetros físico químicos.....	36
5. Discusión.....	40
5.1. Censo de peces.....	40
Distribución espacio-temporal de las especies dominantes.....	43
Categorías tróficas.....	44
5.2. Caracterización del hábitat.....	46
Composición de los bordes y el fondo.....	46

5.3. Parámetros fisicoquímicos.....	48
Conclusiones.....	49
Recomendaciones.....	50
Bibliografía	
Anexos	

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglar son hábitats someros, donde se observa a menudo alta abundancia de peces juveniles, la mayoría relacionados con el arrecife de coral (Chevalier y Cárdenas, 2005, Chittaro *et al.*, 2005, Adams *et al.*, 2006a), plantean que el manglar desempeña un importante papel para muchas especies de peces, al ofrecer comida y refugio a sus estados larvales y juveniles. Frecuentemente, a estos hábitats se les otorga la condición de sitios de crianza, porque aparentemente hay un incremento de la supervivencia de juveniles (Nagelkerken *et al.*, 2000b, Kleijnen, 2001). En este hábitat se observan también altas densidades y biomásas de peces adultos y algunos de ellos forman parte de las pesquerías de la plataforma cubana (Valdés-Muñoz *et al.*, 1990). Todo lo cual es indicativo de la importancia de estos ecosistemas.

Existen factores ambientales que desempeñan un importante papel en la estructura de las comunidades de peces del sistema costero, especialmente en los manglares. Los más importantes son la temperatura, salinidad, profundidad del agua, turbidez, características morfológicas del sustrato y la sombra. Los dos últimos desempeñan un importante papel en la distribución de los peces en los manglares (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004). Aunque otros autores como (Stunz y Levin, 2002), atribuyen la abundancia de peces juveniles en los manglares a la gran cantidad y diversidad de alimentos.

El análisis en múltiples escalas espaciales puede ser integrador para determinar cuáles peces utilizan más el manglar y por qué (Lewis III y Gilmore, 2007). No obstante, esto ha sido grandemente ignorado en la literatura sobre peces asociados al manglar. En numerosos estudios la variación temporal de la ictiofauna del manglar no ha sido detectada y en otros casos ignorada, mientras que la estructura espacial sí ha sido demostrada en muchos trabajos (Claro y García-Arteaga, 1993, Sale *et al.*, 1994, Louis *et al.*, 1995, Green, 1996, Blanc *et al.*, 2001, Anticamara *et al.*, 2010, Rocha *et al.*, 2010). Por otra parte, las causas de variación en peces asociados al manglar encontradas en Cuba son: 1- complejidad física del hábitat (grado de sombra y refugio) (Claro y García-Arteaga, 1993), 2- búsqueda de alimentos (Sierra *et al.*, 2001), 3- condiciones adversas del ambiente (cambios de la salinidad y temperatura (González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 1983, Gonzáles-Sansón, 1984), 4- migraciones reproductivas (García-Cagide *et al.*, 2001).

Laguna Larga es una laguna costera con intercambio limitado con el mar y cuya única vía de comunicación al mar es un canal de 500 m de largo y un ancho promedio de 8 m. Está

ubicada en cayo Coco, grupo insular Jardines del Rey, al norte de la Provincia de Ciego de Ávila. Una de las características ecológicas que poseen las lagunas costeras es que constituyen un sitio de refugio importante para la supervivencia de diversas especies de peces y en este caso Laguna Larga es una de las lagunas que posee evidencias de ser no sólo un sitio de refugio para especies de peces sino también un posible sitio de cría y reproducción (Hernández- Roque, 2007).

Laguna Larga presenta un alto grado de antropización a causa de la construcción de cuatro hoteles, asentados en sus márgenes (principalmente en la parte sur). Acciones como el desbroce de vegetación (fundamentalmente del mangle), el relleno y compactación de áreas de la laguna, así como el vertimiento de residuales líquidos y sólidos, son las causas principales de la reducción del intercambio de agua de esta laguna con el mar a través de su canal de comunicación al mar en los últimos 12 años (Zuñiga y González, 2000).

En el año 2012 se puso en marcha un proyecto de restauración en dicha laguna con vista a mejorar el intercambio de agua con el mar. Las primeras acciones han sido trabajos de dragado entre los lóbulos de esta laguna, los cuales deberían mejorar el flujo de agua. Este proceso debe producir un incremento en la calidad del agua y en la fuerza de la corriente de marea que sale por el canal de comunicación al mar y por ende, cambiar las características del hábitat y el comportamiento de algunas variables abióticas.

Desde hace más de una década Laguna Larga ha sido estudiada desde diferentes temas, a saber: Caracterización fisicoquímica de sus aguas (Hernández- Roque, 2007), de los pastos marinos y productividad primaria de fitoplancton (Guimaraes -Bermejo, 2007, Hernández- Roque, 2007) y caracterización de la fauna de moluscos marinos (Olivera - Espinosa, 2013).

Los trabajos precedentes en este lugar, demostraron que la comunidad de peces en el canal, presenta una marcada segregación espacial, relacionada con las características del hábitat (disponibilidad de refugio y sombra) y la distancia de las zonas del canal a la zona marina aledaña (Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013). Las poblaciones de peces del canal de comunicación al mar de Laguna Larga muestran variaciones en el tiempo, al parecer relacionadas con la movilidad intrínseca de los peces, migraciones reproductivas, reclutamiento y mortalidad diferencial asociada a la depredación (Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013). Además presentan diferentes grados de movilidad, pero utilizan el manglar como zona de refugio y con poca actividad de forrajeo (Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013).

Todo este proceso de restauración ambiental puede provocar cambios en la estructura de la comunidad de peces presentes en este canal de comunicación al mar. Actualmente se desconocen las características de estos cambios. Este es uno de los vacíos más importantes del proceso de restauración ecológica que está sufriendo este ecosistema. Teniendo en cuenta lo anterior se plantea la siguiente hipótesis:

Hipótesis:

El proceso de dragado realizado en Laguna Larga, aumentará la riqueza de especies y la densidad de peces en su canal de comunicación al mar.

Objetivo general:

- Caracterizar el hábitat y la comunidad de peces del canal de comunicación al mar, antes y después del proceso de dragado de Laguna Larga.

Objetivos específicos:

- Determinar variaciones en los parámetros fisicoquímicos: temperatura, pH, oxígeno disuelto, salinidad, profundidad del agua, velocidad de la corriente y las características del hábitat: disponibilidad de refugio y sombra, en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, antes y después del proceso de dragado.
- Comparar la riqueza, y densidad de especies observadas en la comunidad de peces del canal de comunicación al mar de Laguna Larga, antes y después del proceso de dragado.
- Determinar variación espacial y temporal de la comunidad de peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, antes y después del proceso de dragado.

2. Revisión Bibliográfica

2.1. Ictiofauna cubana y su relación con los manglares

La ictiofauna marina de Cuba es probablemente una de las más ricas de las Antillas. Han sido reportadas hasta la fecha unas 1120 especies, 84 de la Clase Chondrichthyes (tiburones y rayas) y 1 031 especies de la clase Actinopterygii (peces óseos (Claro y Parenti, 2001, Claro y Robertson, 2010). La mayor riqueza de especies de los peces cubanos se presenta en el orden Perciformes, en el cual se consignan 62 familias, 245 géneros y 485 especies. Entre las familias con mayor diversidad en las aguas costeras de Cuba, se encuentran: Serranidae, Carangidae, Labridae, Scaridae, Lutjanidae, Labrisomidae, Gobiidae y Haemulidae (Claro y Parenti, 2001). El ecosistema de manglar es particularmente importante para muchas especies de peces como los pargos (Lutjanidae), los roncós (Haemulidae), las anchoas (Engraulidae), las manjús y sardinas (Clupeidae) y los cabezotes (Atherinidae), ya que sus etapas juveniles transcurren principalmente en este ecosistema, así como también en los pastizales marinos (Nagelkerken *et al.*, 2000a, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002). En los manglares no estuarinos que bordean los islotes y cayos, donde prevalecen condiciones parecidas a las de los arrecifes coralinos, se han reportado hasta 100 especies de peces. En un censo visual de unos 100 m lineales de manglar, generalmente se observan como promedio unas 20 ó 22 (Valdés-Muñoz, 1981, Valdés-Muñoz *et al.*, 1990, Claro y García-Arteaga, 1993, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002). Las especies más comunes en los manglares del archipiélago cubano son *Lutjanus griseus* (Linnaeus, 1758), *L. apodus* (Walbaum, 1792), *L. cyanopterus* (Cuvier, 1828), *Haemulon sciurus* (Shaw, 1803), *H. parra* (Desmarest, 1823), *Gerres cinereus* (Walbaum, 1792) y *Eucinostomus* sp (Claro y García-Arteaga, 1993).

2.1.1. Ictiofauna en estudios previos del canal de comunicación al mar de Laguna Larga

Todas las especies consignadas en el canal de comunicación con el mar de Laguna Larga han sido descritas como abundantes y frecuentes en trabajos similares anteriores (Claro y Parenti, 2001, Chittaro *et al.*, 2005, Pittman *et al.*, 2007). Los peces de la familia Clupeidae son muy abundantes, lo que coincide con los estudios de (Valdés-Muñoz *et al.*, 1990) sobre la ictiofauna de manglares en Cuba. Estas especies planctófagas constituyen por su número el 85 % de todos los individuos presentes en este hábitat aunque su biomasa suele ser baja (8 %), debido a su pequeño tamaño (Claro, 1994). Los manglares juegan un papel

importante como área de crianza al ofrecer comida y refugio para los estadios juveniles (Nagelkerken *et al.*, 2000b) y/o disminuyen el riesgo de depredación por la presencia de estructuras que sirven de refugio (escombros, hojas, raíces zancudas, propágulos, entre otros) (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004).

Esta condición hace que el canal de comunicación al mar de Laguna Larga sea un área de crianza para los peces que habitan esta laguna costera (Salvat-Torres, 2007).

Las especies de peces más frecuentes encontradas en estudios previos realizados en el canal de comunicación al mar no coinciden con lo planteado en la literatura, siendo las mayores frecuencias para *Abudefduf saxatilis*, L. (píntano), *G. cinereus* (mojarra blanca) y *Halichoeres bivittatus* Bloch. (doncella rayada) (Salvat-Torres, 2007). Por su parte, las especies dominantes por su frecuencia reportadas por Claro *et al.* (2001) en los manglares del archipiélago de Sabana-Camagüey son *H. sciurus* (ronco amarillo), *L. apodus* (caballerote) y *L. griseus* (cají).

Las mayores abundancias de peces encontradas en el canal de comunicación al mar fueron para *Abudefduf saxatilis*, *Halichoeres bivittatus* y *Stegastes leucostictus* Müller & Troschel. (chopita de lomo violeta) (Salvat-Torres, 2007). Esto no coincide con la literatura publicada para la zona de estudio que plantea que las manjúas, los cabezotes y las sardinas son las más abundantes en los manglares, ya que constituyen el 85 % de todos los individuos presentes en este biotopo, a pesar de que su biomasa es baja (Claro *et al.*, 2001). Sin embargo, hay una alta coincidencia con (Chittaro *et al.*, 2005): *L. apodus* (12 % del total), *Scarus iserti* Desmarest. (10 %), *A. saxatilis* (3 %) y *Sparisoma aurofrenatum* Valenciennes. (2 %).

Un estudio, previo a las labores de dragado, demostró que la abundancia por secciones del canal de comunicación al mar de Laguna Larga (Salvat-Torres, 2007), evidenció que en esa fecha la mayoría de las especies disminuían sus abundancias hacia el final del canal, aunque algunas tenían un comportamiento diferente. En el caso de *L. griseus* (el caballerote) y (la picúa), sus abundancias aumentaban desde el principio del canal hasta el final, con máximos en los primeros 100m de distancia de la entrada del mar a la boca del canal (IB) y el otro en los últimos 200 m de distancia de la entrada del mar con la boca del canal (FB). Para el caso del agujón y *S. leucostictus* y *S. adustus* (chopitas) la distribución de las abundancias no tuvo ninguno de los comportamientos anteriores, ya que su máxima abundancia se encontró en los primeros 100 m de distancia de la entrada del mar a la boca

del canal (IB). Sin embargo, para el ronco amarillo y juveniles del mismo género el valor máximo fue en los últimos 150 m de distancia de la entrada del mar a la boca del canal (FA). Las especies con frecuencia de aparición muy bajas (<40), no se tuvieron en cuenta en los análisis.

Las abundancias medias de las especies de menor tamaño en cada sección del canal mostró diferencias en la composición de estos peces en el inicio y final del canal de comunicación al mar de Laguna Larga (Salvat-Torres, 2007). En cuanto a la biomasa las especies dominantes consignadas por Claro *et al.* (2001) en los manglares del archipiélago de Sabana-Camagüey son *H. sciurus*, *L. griseus* y *L. apodus*, similar a lo observado en el canal de comunicación al mar (Salvat-Torres, 2007).

2.1.2. Factores influyentes de la Ictiofauna del Manglar

(Claro y García-Arteaga, 1993). Encontraron que los factores que más influyen en la ausencia de peces en los manglares secos son: la disminución del área de sombra y refugio, así como la pérdida paulatina de organismos sésiles (plantas y animales) sobre las raíces. Esto, además de disminuir la complejidad física del biotopo, afecta la base alimentaria de los peces. La sombra, conjuntamente con la complejidad estructural del biotopo, contribuye a la heterogeneidad espacial del hábitat acuático (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004). La complejidad estructural puede estar relacionada con los refugios para presas, la posibilidad de emboscada para los depredadores o de camuflaje y protección de presas, así como la presencia de alimentos ocultos entre las estructuras (Laegdsgaard y Johnson, 2001). La sombra tiene iguales ventajas para los peces, pero puede tener otras como mantener la temperatura baja en aguas tranquilas y proteger a los peces de la radiación UV (Kelly y Bothwell, 2002).

Muchos autores plantean que el ambiente desempeña un importante papel en la estructura de las comunidades de peces del sistema costero y que los factores que influyen son:

1. Temperatura y oxígeno disuelto (Louis *et al.*, 1995, Deegan *et al.*, 1997)
2. Salinidad (Rogers y Miller, 1996, Laroche *et al.*, 1997)
3. Profundidad del agua (Laegdsgaard y Johnson, 2001)
4. Turbidez (Benfield y Minello, 1996)

5. Características morfológicas del sustrato (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004)

Estos autores plantean que en condiciones hipersalinas la abundancia y riqueza de especies disminuye. En el presente estudio los peces se encuentran entre los rangos de tolerancia de salinidad (0-55 ups), Charles H. Green (2007), estudios previos en el canal según los criterios de Hernández- Roque (2007), demostraron que no existe hipersalinidad. También demostraron que la tasa de depredación disminuía en aguas turbias por causa de la dispersión de la luz, y llegaron a la conclusión que no solo la complejidad estructural del biotopo es importante en la presencia de peces juveniles en los manglares, sino que la sombra es también de gran importancia para explicar la alta densidad de peces en estos ecosistemas.

Un estudio realizado por Aguilar *et al.* (2014) revela que la composición del fondo es también un factor fundamental en el control de la distribución de la comunidad de peces asociados al manglar. Al parecer este factor no es importante para la distribución de la comunidad de peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, porque la composición del fondo del manglar como objeto de estudio se mantuvo constante a través del tiempo.

2.1.3. Relaciones tróficas de la Ictiofauna del Manglar

La conducta de los peces ante diversos factores, señala que la base de organización de una comunidad está determinada por las relaciones tróficas de los mismos, así como su asociación con el hábitat (Goldman y Talbot, 1976, Sierra *et al.*, 1994) concluyeron que aproximadamente el 74 % de las especies de peces que habitan en los manglares son carnívoras, principalmente bentófagas (39 %), mientras que la cantidad de herbívoras es mucho menor, con solo 18 % del total. Las especies omnívoras y consumidoras de peces pequeños e invertebrados están menos representadas con el 8 % y 9 %, respectivamente. Lamentablemente, la información sobre la variación estacional de la alimentación de los peces tropicales es muy pobre, siendo uno de los vacíos más importante en los estudios de la ictiofauna cubana. Una de las informaciones más abarcadora sobre este tema fue tratada por (Sierra *et al.*, 2001). Estos autores observaron que *Lutjanus synagris* L. mostró un incremento del consumo de crustáceos durante el verano, el cual coincidió con el valor más alto de intensidad alimentaria de esta especie. Esto responde a los criterios de (Randall, 1967, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b, W *et al.*, 2010) en que las variaciones anuales en la alimentación están relacionadas mayormente con los cambios locales en la disponibilidad de presas.

Un estudio realizado por (Salvat-Torres, 2007), determinó que la estructura trófica de la ictiofauna del canal de Laguna Larga coincide con lo descrito en la literatura para este hábitat.

2.2. Dinámica de la ictiofauna que habita en el Manglar

2.2.1. Generalidades sobre la conectividad entre hábitats costeros

La conectividad entre hábitats ha sido calificada por varios autores como el vacío más importante del conocimiento en términos de procesos para la gestión adecuada de los recursos naturales marinos (Sale *et al.*, 1994, Sale y Kritzer, 2003, Faunce y Serafy, 2006), define la conectividad entre hábitats como: “la conexión entre las poblaciones de especies demersales marinas dada por el intercambio de sus larvas. La escala espacial de esta conectividad depende del tiempo de vida de las larvas y la efectividad de los patrones que ayudan a dicha dispersión, así como los patrones de distribución de las poblaciones locales. Otro criterio más general y sencillo define este concepto como: la relación que se establece entre los hábitats a partir del intercambio de materia y flujos de energía, ya sea viva o no, y que conduce a que los diversos hábitats deben ser vistos más como partes interrelacionadas de un mosaico que como entes aislados (Sale y Kritzer, 2003). Esto es un fenómeno más general, que incluye otros componentes del desarrollo ontogenético de las especies (ejemplo: los juveniles pudieran vivir en un ecosistema y los adultos en otro) y los movimientos de especies en escalas temporales inferiores (ejemplo: estacionales, diarios) (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003a).

2.2.2. Movimiento de los Peces

(Mochek y ValdésMuñoz., 1983). Encontraron que el caballero *L. griseus*, *L. apodus* y los roncós (familia Haemulidae), durante el día se protegen entre las raíces del manglar. También, Cocheret de la Morinière *et al.* (2003b) demostraron que los roncós (Haemulidae) y pargos (Lutjanidae) utilizan el manglar durante el día y por la noche salen al pastizal a forrajear, lo que denota el uso del manglar como refugio en horas diurnas. Cocheret de la Morinière *et al.* (2003a), plantean que el éxito en la obtención del alimento de algunos peces y su defensa ante los depredadores, depende en gran medida de las condiciones favorables que les brinda el manglar como hábitat. (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003a, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b). Sugieren que la presencia de *H. sciurus* en los manglares, durante el día, está relacionada con la complejidad estructural, como también con el grado de sombra que presentan los manglares y que ambos factores son igualmente importantes.

Con estos elementos (Chittaro *et al.*, 2005), llegan a la conclusión de que los ecosistemas de manglares no solo son sitios importantes de crianza de peces juveniles de arrecifes coralinos, sino son lugares donde los peces adultos buscan refugio y alimento.

Muchas de las especies de peces que más abundan en el manglar, también usan otros hábitats a través de movimientos diarios y cambios ontogénicos de hábitat (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003a, Pittman *et al.*, 2007). Por lo general, los manglares son considerados sitios de crianza de peces que se vinculan con las actividades pesqueras costeras de todo el mundo (Blaber, 2000, Manson *et al.*, 2005). Muchos juveniles de peces de importancia comercial como pargos (Lutjanidae) y meros (Serranidae) encuentran refugios entre las raíces de los mangles (Nagelkerken *et al.*, 2000b), debido a la disminución de la tasa de depredación (Holbrook y Schmitt, 2003, Adams *et al.*, 2004). Autores como (Sheaves, 2005, Adams *et al.*, 2006a), plantean que las poblaciones de peces en los manglares no siempre funcionan en aislamiento. Muchas de las poblaciones de peces que viven en los manglares se mueven hacia otros hábitats (pastizales y arrecifes coralinos), influenciados por respuestas conductuales a procesos ecológicos, como la necesidad de encontrar recursos y/o evitar depredadores (Dahlgren y Eggleston, 2000). Por ejemplo, las mojarra (Gerreidae) mantienen un movimiento constante entre el pastizal y el manglar (Claro *et al.*, 2001) y varias especies de la familia Clupeidae se refugian entre las raíces de los mangles durante el día y se dispersan por el pastizal por la noche (ValdézMuñoz y Mocheke, 2001). Sin embargo, Sale (2004) señala que los peces raramente se mueven entre hábitats diferentes una vez que la fase larval sea completada, excepto aquellas especies que muestran cambios ontogénicos de hábitat. En muchas regiones, los manglares están conectados a un mosaico de hábitats, a través del movimiento de los peces entre un rango de escala espacio-temporal (Mumby *et al.*, 2004, Pittman *et al.*, 2004). Este comportamiento se observa en muchos de los manglares del Caribe, cuyas especies de peces más frecuentes usan diversos hábitats a través de movimientos diarios (Nagelkerken *et al.*, 2000a, Verweij *et al.*, 2006). Otras formas de movimiento se producen a escalas más amplias debido a los cambios ontogénicos de hábitats a lo largo de la costa y hacia aguas más profundas (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002, Christensen *et al.*, 2003, Mumby *et al.*, 2004) y/o migraciones de desove a sitios de agregación distantes. Hay evidencias de que la distancia entre el hábitat de juveniles y adultos puede afectar el número de peces juveniles que llegan a ser adultos (Nagelkerken *et al.*, 2002, Chittaro, 2004). Según Halpern (2004) la mortalidad por depredación puede ser mayor con el incremento de esta distancia, al estar los ejemplares disponibles para los depredadores durante más tiempo. Se plantea en este mismo estudio, que la densidad de

las poblaciones de peces adultos disminuyó en los hábitats que se encontraban más lejanos de las áreas de crianza. Un análisis de isótopos estables realizado por Cocheret de la Morinière *et al.* (2003a), demostró que roncós y pargos utilizan el manglar como refugio durante el día y que por la noche salen al pastizal a forrajear. Ello pone en evidencia que para estos grupos de peces, la función de los manglares está más fielmente relacionado con el refugio que con la comida. Con respecto a esto, Blaber (2000) considera que puede existir una relación entre el tamaño del hábitat para juveniles y el tamaño de las poblaciones adultas de varias especies marinas. No obstante, sin una investigación a escalas espaciales pequeñas, no se pueden describir acertadamente las relaciones hábitat-pez. Los patrones espacio-temporales más comunes de la actividad de la ictiofauna están descritos en (ValdézMuñoz y Mochek, 2001). Estos autores agrupan los peces en tres categorías (diurnos, nocturnos y crepusculares). Para ello tienen en cuenta la alimentación en el período de máxima actividad y las reacciones de defensa ante los depredadores durante las horas de menor actividad de cada especie. En su trabajo se menciona que las picúas y agujones (Belontiidae), son peces con actividad diurna que aparentemente no tienen territorios fijos o los rangos de sus hábitats están en grandes distancias. Esto coincide con los criterios de (Dorenbosch *et al.*, 2004, Taylor *et al.*, 2007) , en que los peces costeros representan un sistema complejo de patrones migratorios en varios niveles tróficos. Otras familias de peces frecuentes en los manglares y con actividad diurna mencionadas en (ValdézMuñoz y Mochek, 2001) son, Scaridae, Pomacentridae, Labridae y Chaetodontidae. Entre las especies nocturnas asociadas al manglar están las de la familia Clupeidae, Lutjanidae y Haemulidae. Sin embargo, las especies con hábitos crepusculares no son abundantes, ni frecuentes en este ecosistema (ValdézMuñoz y Mochek, 2001). La conducta de los peces del sistema costero en el amanecer y el atardecer está asociada con el tipo de alimento que los peces consumen (ValdézMuñoz y Mochek, 2001, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003a). Estos cambios de hábitat para la alimentación son de gran importancia ecológica, debido a la transferencia entre los hábitats de cantidades importantes de nutrientes (Parrish, 1989). Para ello tienen en cuenta la alimentación en el período de máxima actividad y las reacciones de defensa antes los depredadores durante las horas de menor actividad de cada especie.

Estudios realizados en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, plantean que los peces presentan diferentes grados de movilidad, sin dejar de utilizar el manglar como zona de refugio diurno y con poca actividad de forrajeo. Las especies más móviles no fueron detectadas en muestreos del mar abierto, posiblemente por el alcance del estudio y/o

movimiento hacia el interior de la laguna (Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013).

2.2.3. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades de peces

Alrededor del 50 % de las publicaciones concernientes a los peces de manglar, han tenido como objetivo principal identificar los patrones espaciales y/o temporales de las poblaciones en este ecosistema (Faunce y Serafy, 2006). Muchos de los estudios sobre patrones espaciales y temporales se diseñaron con muestreos en períodos de 0,5 a 1,5 años. Estos períodos de estudio son considerados por algunos autores como insuficientes para alcanzar dichos objetivos,. Entre los trabajos revisados por (Faunce y Serafy, 2006), muchos fueron diseñados con metas modestas y otros no alcanzaron los objetivos propuestos, debido, entre otras razones, a la falta de réplicas en el tiempo. Pocas investigaciones han demostrado variaciones temporales en las comunidades de peces (Yanez-Arancibia *et al.*, 1982, Laroche *et al.*, 1997, González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 2003), han examinado las relaciones hábitat-pez sobre múltiples escalas de tiempo (Lorenz, 1999, Chittaro, 2004, Sale, 2004, Connolly *et al.*, 2005, Lacerda *et al.*, 2014). En adición a esto, la extensión espacial limitada y/o el número insuficiente de muestreos por sitio en muchos de ellos, pueden no ser representativos para un área dada (Faunce y Serafy, 2006).

El análisis en múltiples escalas espaciales puede ser integrador para determinar cuáles peces utilizan más el manglar y por qué (Lewis III y Gilmore, 2007). No obstante, esto ha sido grandemente ignorado en la literatura sobre peces asociados al manglar. En numerosos estudios la variación temporal de la ictiofauna del manglar no ha sido detectada y en otros casos ignorada, mientras que la estructura espacial sí ha sido demostrada en muchos trabajos,(Green, 1996, Blanc *et al.*, 2001, Anticamara *et al.*, 2010, Rocha *et al.*, 2010).

Una vez que las larvas de peces se asientan en las zonas de crianza, la distribución y la abundancia de los individuos pasa a ser controlada por la competencia de los recursos limitados (alimentación y espacio), respuesta al hábitat indicado (Tolimieri, 1998), depredación (Hixon y Carr, 1997, Chittaro *et al.*, 2005) y procesos reproductivos (García-Cagide *et al.*, 2001). Las variaciones en la mortalidad de los peces que se asientan en los manglares y los pastizales, puede estar dada por las diferencias en la abundancia de depredadores (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b) y/o la frecuencia de la visita de estos al hábitat (Adams *et al.*, 2004). Otro factor que puede causar disturbios, ya sean directos o indirectos, en la estructura de las poblaciones de peces, es la acción antrópica (Claro *et al.*,

2001). La actividad humana como la sobrepesca o degradación del hábitat son las acciones más comunes que actúan sobre los ambientes marinos (Claro *et al.*, 2000, Perry *et al.*, 2005). En Cuba han sido pocos los autores que han investigado las variaciones espacio-temporales de los peces asociados al manglar (González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 1983, Gonzáles-Sansón, 1984). Sin embargo, este mismo tópico se ha trabajado mucho más en las poblaciones de peces de arrecifes coralinos: (Claro, 1991, Aguilar-Betancourt *et al.*, 1997, González-Sansón *et al.*, 1997, González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 2003, Chevalier y Cárdenas, 2005), (Hernández *et al.*, 2006, González-Sansón *et al.*, 2009).

Las principales causas de variación espacio-temporal de los peces de arrecifes de coral descritas para Cuba son: 1- tipo y composición del fondo (González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 2003), 2- fuentes de alimentación (Claro, 1991), 3- contaminación ambiental (Aguilar-Betancourt y González-Sansón, 2000) y 4- profundidad (Hernández *et al.*, 2006); (González-Sansón *et al.*, 2009). Por otra parte, las causas de variación en peces asociados al manglar encontradas en Cuba son: 1- complejidad física del hábitat (grado de sombra y refugio) 2- búsqueda de alimentos (Sierra *et al.*, 2001), 3- condiciones adversas del ambiente (cambios de la salinidad y temperatura) (Gonzáles-Sansón, 1984); (González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 1983) 4- migraciones reproductivas (García-Cagide *et al.*, 2001).

Estudios previos de la ictiofauna en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga demostraron que la segregación espacial de la comunidad de peces está relacionada con las características del hábitat (disponibilidad de refugio y sombra) y la distancia de las zonas del canal a la zona marina aledaña. Las mayores diferencias de variación espacial se notaron principalmente en la zona inicial del canal y no al final, resultado que refuerza la posible conexión existente entre el mar y esa zona del mismo (García-Cagide *et al.*, 2001, Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013).

Las poblaciones de peces del canal de comunicación al mar de Laguna Larga muestran variaciones en el tiempo, al parecer relacionadas con la movilidad intrínseca de los peces, migraciones reproductivas, reclutamiento y mortalidad diferencial asociada a la depredación (García-Cagide *et al.*, 2001, Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013).

2.3. Restauración Ecológica de los Manglares

Los bosques de manglar son ecosistemas costeros importantes desde el punto de vista ecológico (Lugo y Snedaker, 1974), compuestos por una o más de las 69 especies de plantas que llamamos mangles (Duke, 1992). La restauración de áreas de manglar dañadas

o destruidas ha sido debatida con anterioridad por (Lewis, 1982a, 1990a, 1994, 1999, 2000), Crewz y Lewis (1991), Cintron-Molero (1992), (Cintron-Molero, 1992, Field, 1996, Field, 1998), Turner y Lewis (1997), Milano (1999), Ellison (2000) y Lewis y Streever (2000). La mayoría de los intentos de restauración de manglar con frecuencia son un fracaso total, o no alcanzan los resultados esperados (Lewis, 1990a, 1999, 2000), Erftemeijer *et al.* (2000). El término "restauración" se adopta aquí para referirse en específico a cualquier proceso encaminado en devolverle a un ecosistema sus condiciones previas (no importa si prístino o no) Lewis (1990c) e incluye la "restauración natural" o "recuperación" siguiendo los principios básicos de la sucesión secundaria. La sucesión secundaria depende de la disponibilidad de propágulos y sugiere un nuevo término, "limitación de propágulos" para describir situaciones en las que los propágulos de mangle pudieran estar limitados en cuanto a disponibilidad natural por la eliminación del manglar debido al desarrollo de un área determinada, o limitaciones en la hidrología que impiden el transporte natural de los propágulos hasta el sitio a restaurar Crewz y Lewis (1991).

2.3.1. Generalidades sobre la Restauración en Manglares

Es importante comprender que los bosques de mangles existen en una amplia gama de condiciones climáticas e hidrológicas, lo que trae consigo un amplio conjunto de tipos de comunidades de manglar. En la Florida, (Lewis *et al.*, 1985) han identificado al menos cuatro variaciones del patrón clásico original de zonación de los manglares descrito por (Davis, 1940). Las opciones para la restauración, tal y como se ha discutido anteriormente, incluyen simplemente restaurar las conexiones hidrológicas a los manglares encerrados. Al examinar los temas críticos en cuanto al éxito y fracaso de restauración de manglar y pantanos de mareas en La Florida encontraron que la hidrología creada o restaurada mediante excavación a la elevación de marea correcta fue el elemento más importante para el éxito del proyecto.

En Cuba, dada su condición de insularidad, el ecosistema de manglar tiene una gran importancia tanto económica como ecológica y estratégica, ocupa cerca de 5 % de la superficie del país y 26 % de la cobertura boscosa (Menéndez y Priego, 1994).

(Menéndez *et al.*, 2000). Estimaron que más del 30 % de los manglares existentes en Cuba han sido afectados por dos causas fundamentales: las naturales y las ocasionadas por la actividad humana. Las afectaciones naturales son poco extendidas y puntuales. Todas las afectaciones antrópicas sobre el manglar pueden resumirse en transformaciones y

limitaciones en las condiciones hidrológicas de los ecosistemas: eliminación y disminución de los flujos e intercambios de agua, disminución de la renovación de las aguas, disminución del aporte de aguas dulces y nutrientes con elevación sensible de la salinidad, la que puede ser letal para la vegetación.

Devolver al ecosistema las condiciones ecológicas indispensables para su funcionamiento es posiblemente uno de los pasos más lentos y dificultosos (Lewis y Streever, 2000), debe ser llevado a cabo cuidadosamente y su alcance estará en dependencia de la magnitud y tipo de pérdida de las propiedades esenciales del ecosistema.

La degradación o pérdida de los manglares en Cuba, está basada en casos de estudios en diferentes sitios del Archipiélago Cubano, y señalan como causas más comunes los cierres de los flujos de agua que permiten la renovación de las mismas, con disminución de nutrientes, sedimentos y energía vital para el desarrollo del manglar, aumento de los valores de salinidad hasta tenores no permisibles para la biota; vertimientos de residuales o arena en el manglar, dragados y la tala rasa que degrada drásticamente las condiciones ecológicas.

La restauración de los manglares en Cuba es una inminente necesidad, dada la importancia ecológica, económica y estratégica que este ecosistema tiene para nuestro archipiélago, y las afectaciones históricas que presenta en correspondencia con el grado de asimilación socioeconómica del territorio cubano.

3. Materiales y Métodos

Disposiciones generales

La investigación se realizó en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, ubicada en la costa norte de Cayo Coco, Cuba (grupo insular Jardines del Rey) en los $22^{\circ}32'14,59''\text{N}$ y los $78^{\circ}21'25,33''\text{O}$ (Fig. 1). La zona de estudio presenta área de manglar y es de fácil acceso por su proximidad al Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). La extensión de la laguna está en el orden de kilómetros cuadrados y presenta un fuerte desarrollo hotelero. Las evaluaciones en el canal se realizaron desde marzo 2014 hasta febrero de 2015, con una frecuencia de tres veces al mes.

El canal fue dividido en cuatro secciones (IA, IB, FA y FB) (Fig. 1), dos iniciales más cercanas al mar (IA-IB) y dos finales más cercanas a la laguna (FA-FB). Cada una de la secciones tiene 50 m de longitud y dos de ancho, separadas a una distancia de 5 m.

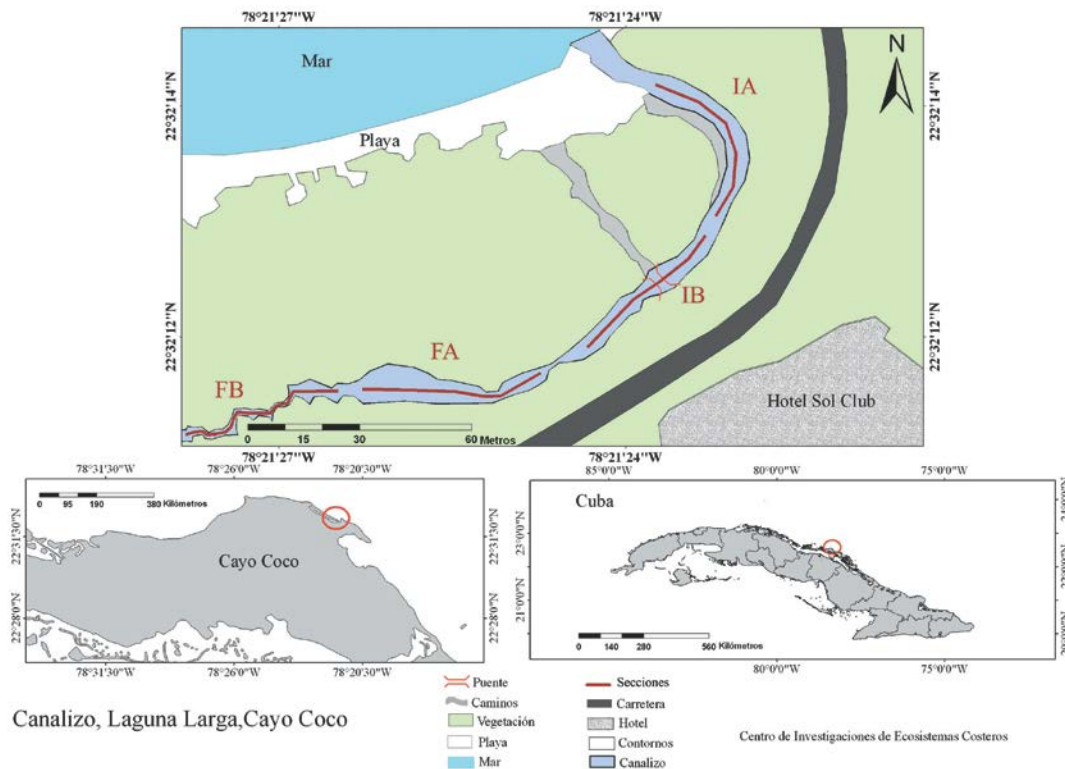


Figura 1: Ubicación del área de estudio.

3.1. Censo de peces

Fueron realizados un total de 116 censos visuales, utilizando una variante del método de censo visual (Brock, 1954, Rogers *et al.*, 1994), en buceo libre. En cada muestreo se anotó el número de especies, el número de individuos por especie y la talla de los peces observados en las riberas del canal. Con estos datos se calculó posteriormente la riqueza de especies, y la densidad de cada especie (StatSoft, 2011) y (Locatelli y Petersen, 1975). En cada muestreo se anotó el estado de la marea, la fase lunar y la hora de realización. La clasificación sistemática utilizada para la confección de la lista de especies de los peces, siguió los criterios de (Claro *et al.*, 2001). Las especies *Scarus iserti* Dermarest. y *S. taeniopterus* se trataron como un complejo, porque los juveniles no se pueden determinar visualmente por separados.

3.2. Caracterización del hábitat

Para caracterizar el hábitat, se evaluó:

1. Disponibilidad de refugio en las laderas del canal: se identificaron tres tipos de refugio: las raíces o zancos de mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), el enrejado de neumatóforos y raíces comunes de mangle prieto (*Avicennia germinans* L.) y la cobertura vegetal que formaba sombra sobre la superficie del agua. Se midió linealmente, utilizando una cinta métrica.
2. Disponibilidad de refugio en el fondo y centro del canal: se tuvo en cuenta la proporción de arena, *Thalassia*, algas, piedras, troncos y depósitos de materia vegetal en descomposición. Se caracterizó el fondo en el centro del canal por el método de transepto intercepto (Rogers *et al.*, 1994).

3.3. Parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos se midieron en cada sección en el primer y cuarto día del cambio de fase lunar, a la hora de realización de los censos y en el punto medio de la marea, para evitar los momentos extremos del ciclo mareal en los cuales cambian muy rápido el sentido e intensidad de la corriente.

Las variables medidas fueron:

1. Profundidad máxima del canal: fue medida en tres puntos de cada sección, con una vara graduada de 5 cm de precisión.
2. Temperatura del agua: al inicio y al final de cada sección, se midió con un termómetro de precisión 0,1 °C y a 10 cm de la superficie.
3. Salinidad del agua: al inicio y al final de cada sección, con un refractómetro de 1 ups (Unidades Prácticas de Salinidad) de precisión, con agua de la superficie.
4. Oxígeno Disuelto en el agua: al inicio y al final de cada sección se tomó la muestra de agua en un pomo plástico y se midió en el laboratorio con un oxímetro.
5. pH del agua: al inicio y al final de cada sección se tomó la muestra de agua en un pomo plástico y se midió en el laboratorio de química con un pH metro.
6. Velocidad media de la corriente de marea: se midió 5 veces el tiempo en que una boya a media agua recorría una distancia de 10 m, en dos puntos de cada sección: y a partir de estas mediciones se calculó la velocidad como: $\text{velocidad} = \text{distancia (10 m)} / \text{tiempo}$.

Procesamiento Estadístico

Para el procesamiento estadístico de todos los datos se utiliza el paquete estadístico STATISTICA versión 10.0 (StatSoft, 2011). Para la comparación entre tratamientos se emplearon pruebas no paramétricas que se indican en el texto. No se utilizó Análisis de varianza (ANOVA), por no cumplirse las asunciones necesarias para su adecuada interpretación. Los tamaños de muestra para las diferentes variables fueron suficientes para la estimación de los parámetros descriptivos con un error estándar menor al 10 % (Locatelli y Petersen, 1975).

4. RESULTADOS

4.1. Censo de peces

Densidad y riqueza de especies

Para este estudio se realizaron 116 censos visuales en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga después que el mismo fuera dragado, a modo de contraste, se utilizaron los datos de 776 censos realizados antes del mismo proceso (Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013). En el presente estudio se contaron en total 14 507 peces, pertenecientes a 22 especies de 14 familias. De los datos anteriores, se registraron 175 833 individuos, pertenecientes a 52 especies de 24 familias de peces (Anexo 1). Las familias más destacadas en este nuevo estudio fueron Pomacentridae, Labridae y Lutjanidae, mientras que, en los datos históricos fueron Scaridae, Haemulidae, Carangidae, Lutjanidae, Labridae, Pomacentridae, Pomacanthidae y Gerreidae. Las familias Clupeidae-Atherenidae siguen siendo las familias con mayor densidad media total, por la contribución de las sardinas y las manjúas. Aunque, estas densidades no se mantuvieron todo el tiempo, sino que oscilaron sustancialmente.

Abudefduf saxatilis L. se mantuvo como la especie dominante durante todos los muestreos, seguido por *Halichoeres bivittatus* Bloch. , *Stegastes leucostictus* Muller & Troschel. *Lutjanus griseus* L., los juveniles de *Scarus iserti-taenopterus* Desmarest. , especies de la familia Eusinostomidae y *Haemulon parra* Desmarest. Los peces con mayor frecuencia de observación fueron: *L. griseus*, *G. cinereus*, *A. saxatilis*, *H. bivittatus*, *Eucinostomus* sp., *S. leucostictus*, *H. sciurus*, *S. barracuda* y *L. apodus* (Tabla 1).

Tabla I. Densidad media total (individuos/100m²), y frecuencia de observación, en los censos de las especies más conspicuas después del dragado en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga.

Especies	Media	Máximo	Desviac. estánd.	Error estánd.	Frecuencia de observación
Clupeidae-Atherinidae	73,22	5000,0	402,08	12,72	10
<i>A. saxatilis</i>	53,24	372,0	75,45	2,39	87
<i>H. bivittatus</i>	11,03	203,0	15,61	0,49	82
<i>S. leucostictus</i>	9,54	187,0	13,57	0,43	78
<i>L. griseus</i>	7,92	85,0	10,13	0,32	95

<i>S. iserti-taenopterus</i>	6,48	106,0	11,75	0,37	55
<i>Eusinostomus. sp</i>	5,60	60,0	8,39	0,27	82
<i>H. parra</i>	4,50	27,0	5,51	0,17	61
<i>G. cinereus</i>	3,86	26,0	3,99	0,13	94
<i>L. apodus</i>	2,56	40,0	3,59	0,11	70
<i>S. aurofrenatum</i>	2,15	45,0	3,73	0,12	77
<i>H. sciurus</i>	2,10	24,0	2,89	0,09	59
<i>S. capistratus</i>	1,12	11,0	1,52	0,05	77
<i>S. notata</i>	1,11	30,0	3,17	0,10	44
<i>S. testudineus</i>	0,95	14,0	1,72	0,05	49
<i>S. fuscus</i>	0,81	11,0	1,42	0,04	14
<i>S. barracuda</i>	0,57	5,0	0,83	0,03	48
<i>C. rostrata</i>	0,20	12,0	0,69	0,02	32
<i>A. chirurgus</i>	0,16	5,0	0,56	0,02	23
<i>L. cyanopterus</i>	0,06	4,0	0,28	0,01	14
<i>P. volitans</i>	0,02	2,0	0,17	0,01	33
<i>H. flavomiatum</i>	0,01	2,0	0,08	0,00	27

El análisis de la densidad media de peces en los diferentes años de muestreos indica que esta es similar en los años 2007 y 2008 pero disminuye continuamente, de manera significativa, desde el año 2008 al 2015 ($p < 0,001$, Prueba de Kruskal-Wallis y Comparación múltiple de medias por rangos) (figuras 1 y 2). Durante los análisis de densidad se representó por separado a las familias Clupeidae-Atherinidae, ya que estas incluyen especies de tamaños muy pequeños y con frecuencia relativamente baja, pero que conforman cardúmenes de miles de ejemplares lo cual puede sesgar los resultados de densidad total y confundir las tendencias.

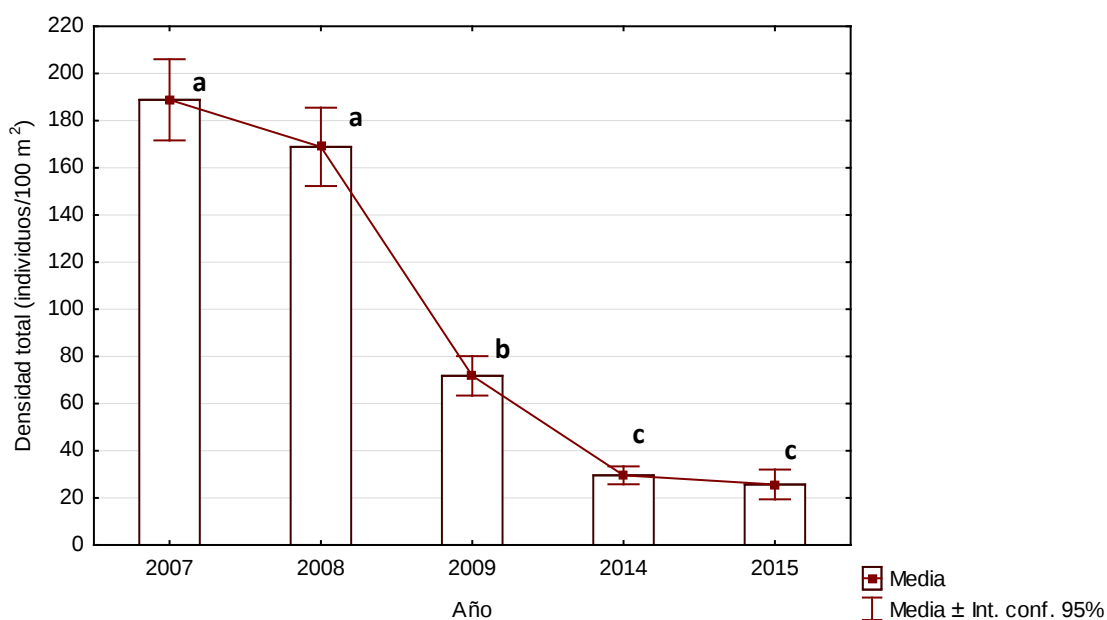


Figura 1. Densidad media total de los peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga entre los años 2007 y 2015, sin incluir las familias Clupeidae-Atherinidae. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,001$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

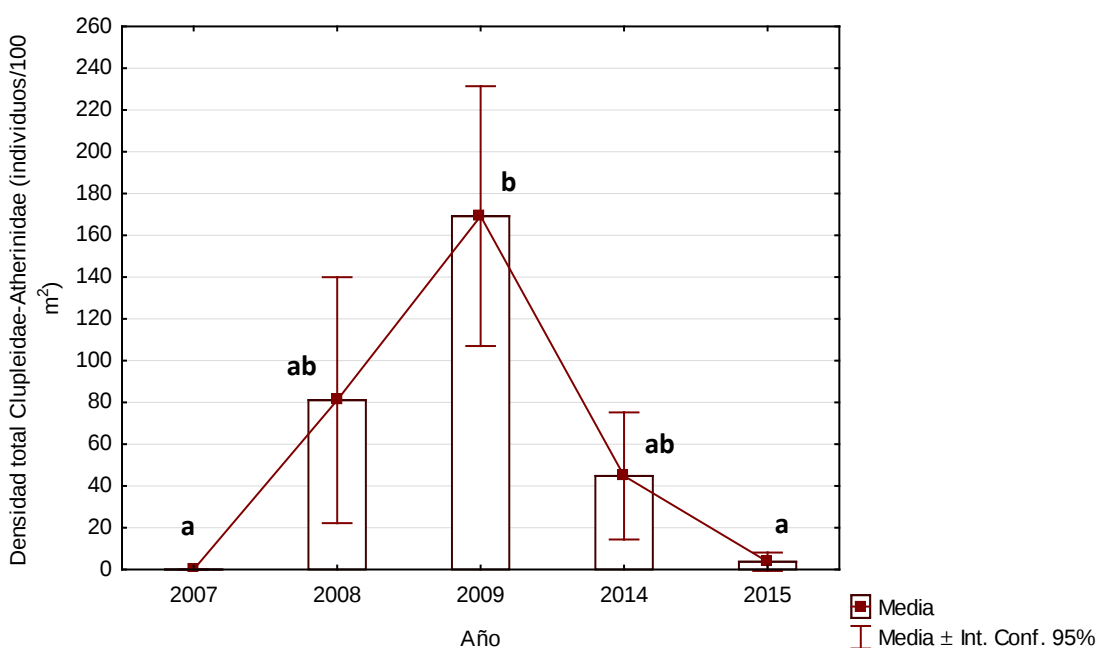


Figura 2. Densidad media de los peces de las familias Clupeidae-Atherinidae en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga entre los años 2007 y 2015. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,05$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

Cuando se compara la densidad de peces en el canal antes y después del proceso de dragado que se ejecuta en el año 2011, se encuentra que esta es significativamente menor luego del dragado ($p < 0,001$, U de Mann-Whitney) (figuras 3 y 4).

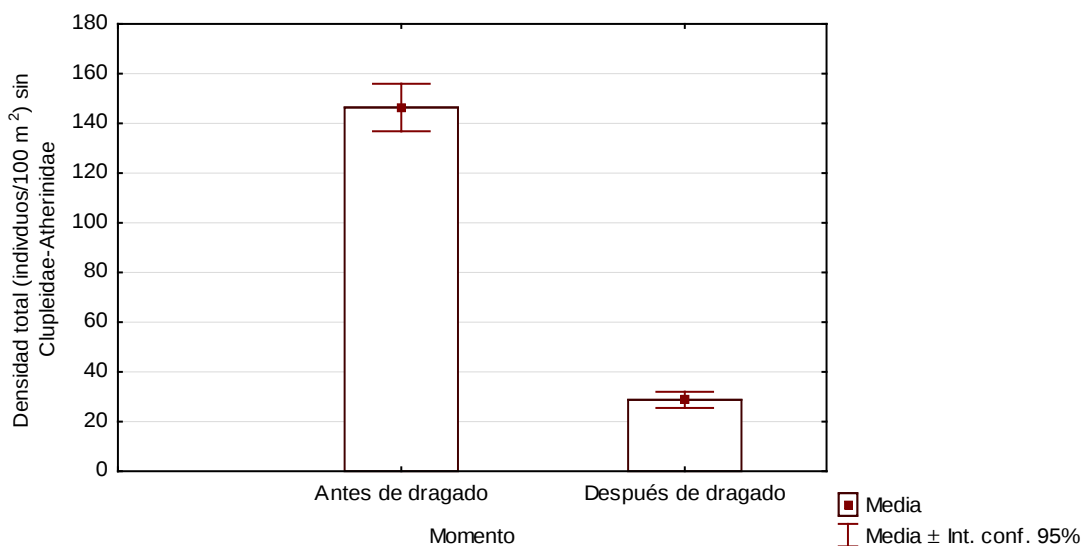


Figura 3. Densidad media total de la comunidad de peces del canal de comunicación al mar antes y después del proceso de dragado. ($p < 0,001$, U de Mann-Whitney).

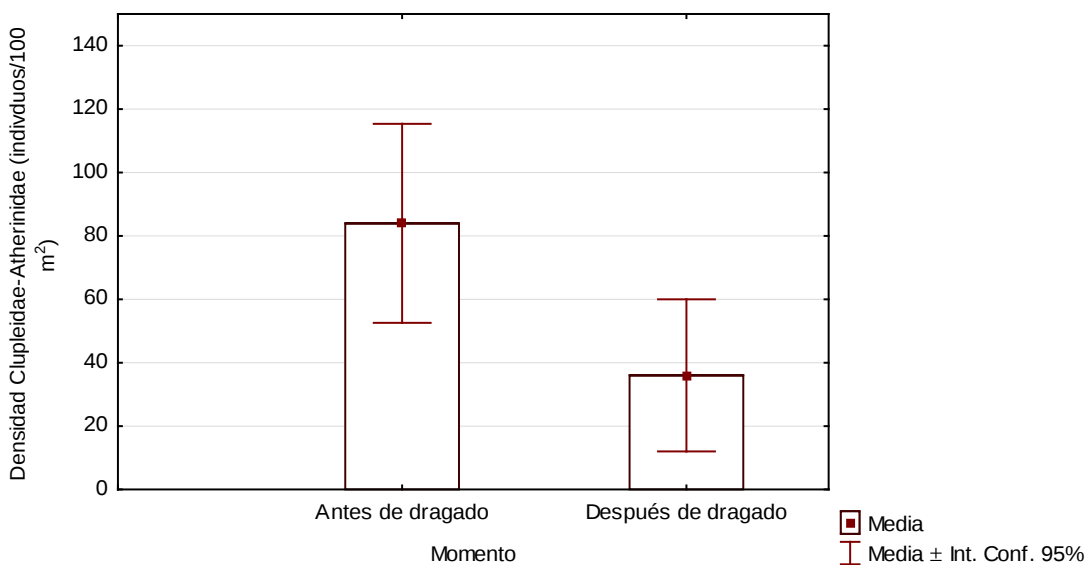


Figura 4. Densidad media Clupeidae-Atherinidae en el canal de comunicación al mar antes y después del proceso de dragado. ($p < 0,05$ prueba U de Mann-Whitney).

La distribución de la densidad de peces, antes y después del dragado de la laguna, a través de las secciones del canal fijadas; se mantuvo significativamente diferente entre las secciones del inicio y las del final. A su vez fue similar en las dos secciones de inicio y las dos finales (figuras 5 y 6). Sin embargo, después del dragado existe una tendencia a reducirse las magnitudes de las diferencias encontradas entre las secciones (figura 6). Para las familias Clupeidae-Atherinidae no se encontraron diferencias de densidad entre las diferentes secciones.

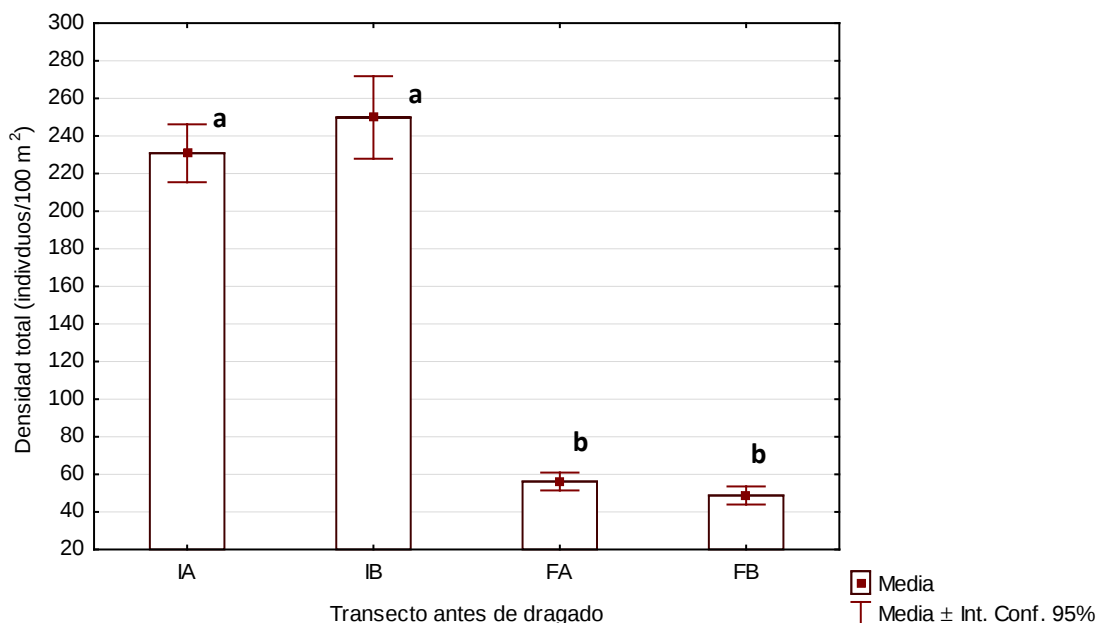


Figura 5. Distribución de la densidad media total de peces presentes en el canal de comunicación al mar antes del proceso de dragado de Laguna Larga. Sin incluir las familias Clupeidae-Atherinidae. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,001$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

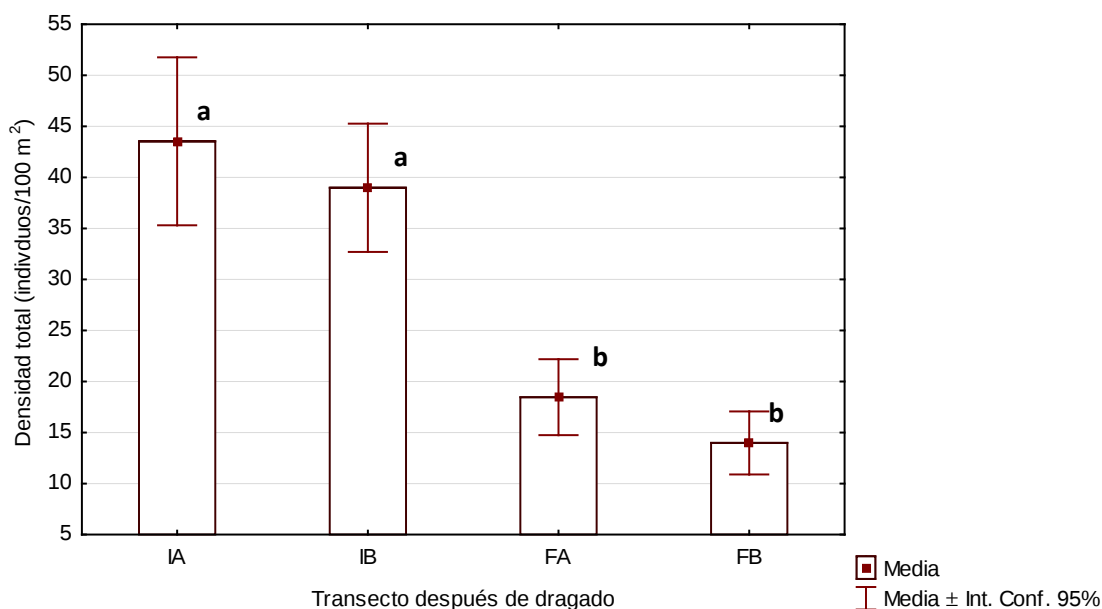


Figura 6. Distribución de la densidad media total de peces presentes en el canal de comunicación al mar antes del proceso de dragado de Laguna Larga. Sin incluir las familias Clupeidae-Atherinidae. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,001$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

La riqueza de especies en los diferentes años tuvo un comportamiento similar a la densidad, ya desde el 2009 los valores van disminuyendo incluso antes del dragado que se produce en el 2011, como se indicó anteriormente (figura 7). La riqueza de especies en las secciones establecidas se comportó también de modo similar a la densidad, apareciendo mayor en las secciones iniciales del canal que en las finales ($p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

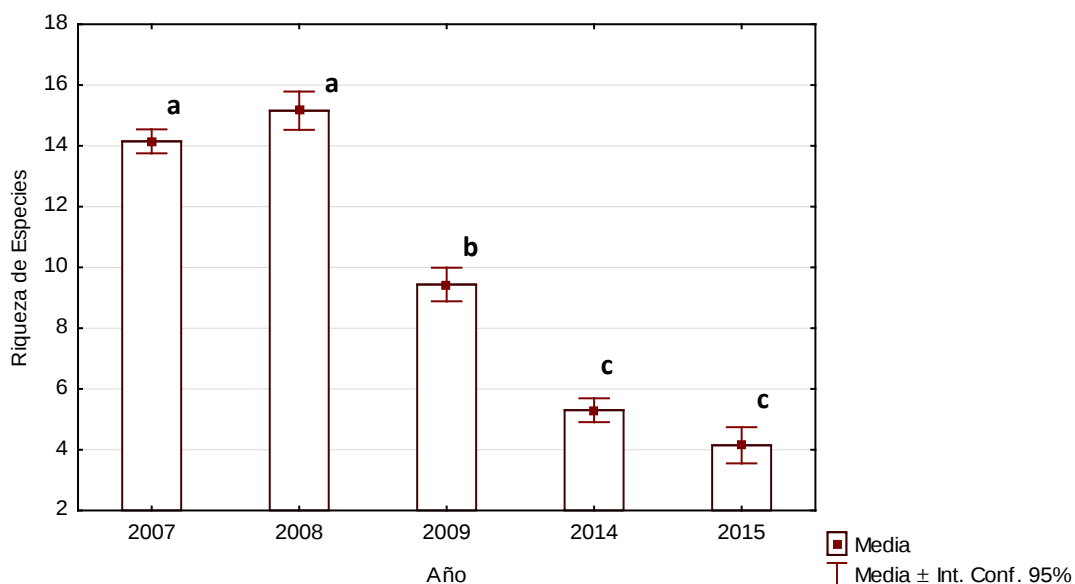
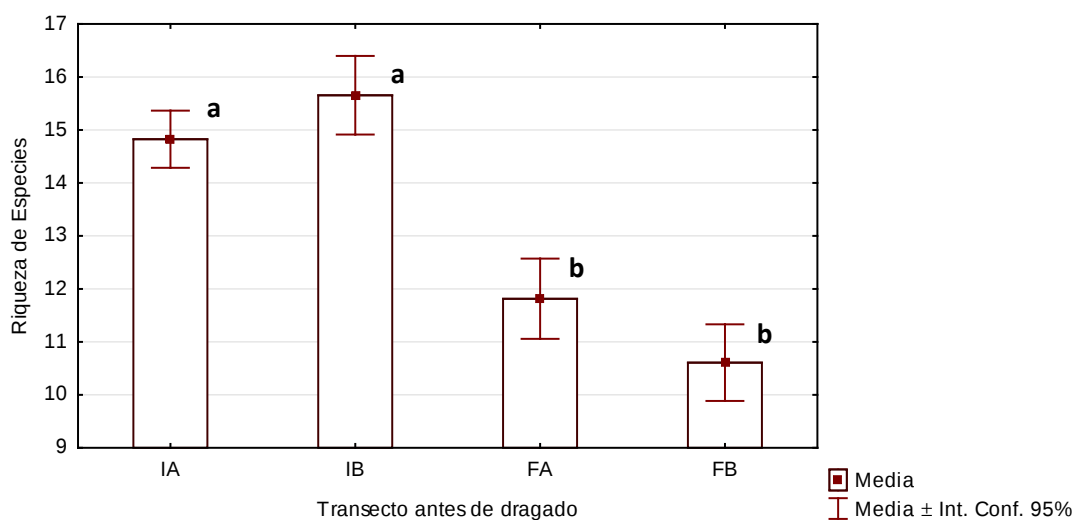


Figura 7. Riqueza de especies media de los peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga entre los años 2007 y 2015. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,001$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

La magnitud de las diferencias de la riqueza de especies en las diferentes secciones del canal tiende a reducirse luego del proceso de dragado. Antes del dragado se registraron 6,5 unidades de diferencia entre el límite superior 95% de la riqueza de especies en la sección en que fue mayor en relación al límite inferior 95% de la sección en que la riqueza fue menor. A su vez esta diferencia fue de solo 3,5 unidades luego del dragado (figura 8).



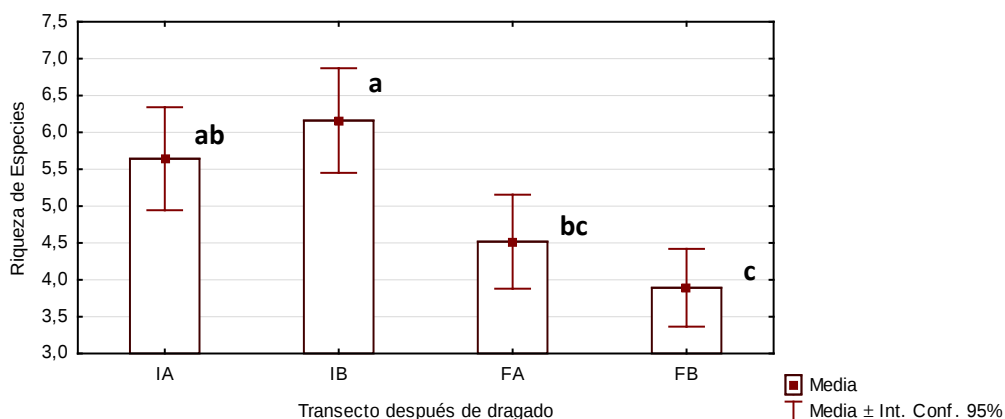


Figura 8. Riqueza de especies media de los peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga en las diferentes secciones, antes y después del dragado. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

Distribución espacio-temporal de las especies dominantes

La densidad media de las cuatro especies dominantes en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga mostró patrones variados. Se pudo comprobar que las poblaciones de *A. saxatilis*, *H. bivittatus* y *S. leucostictus* se concentraban en las dos primeras secciones del canal IA y IB (figuras 9, 10 y 11), mientras que, *L. griseus* mostró una distribución alternante, con un máximo de densidad en el IB y un mínimo en el FA (figura 12).

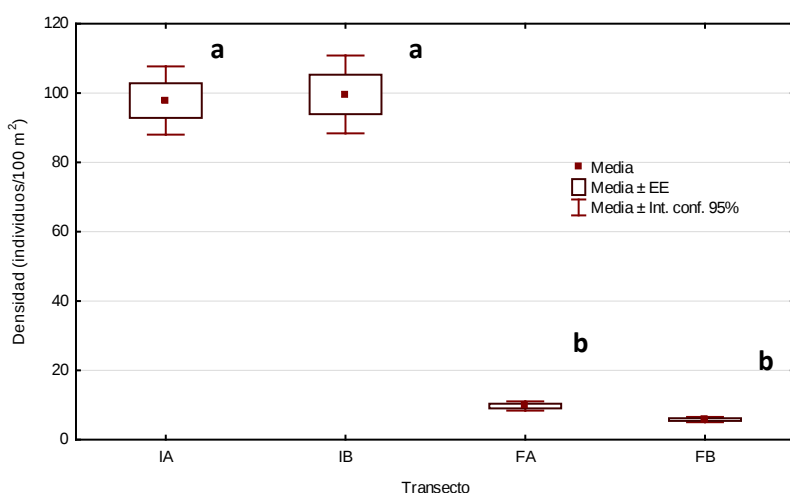


Figura 9. Densidad de *A. saxatilis* entre las secciones del canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

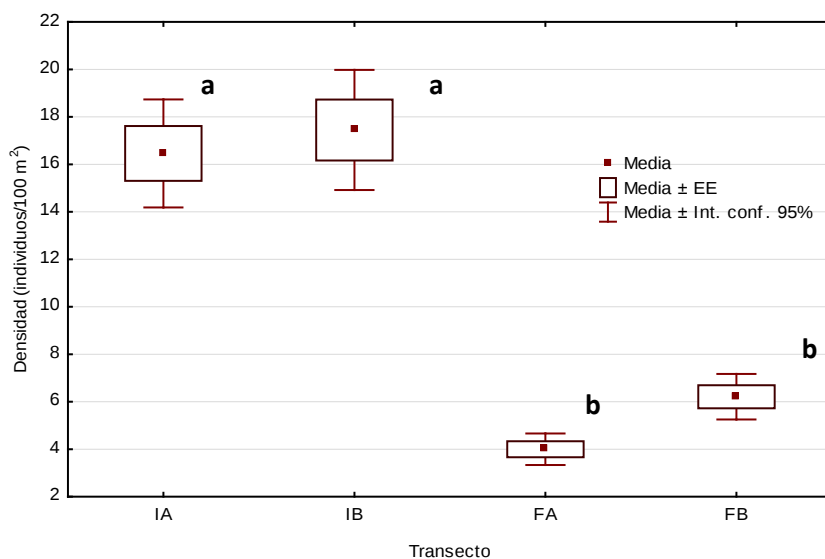


Figura 10. Densidad de *H. bivittatus* entre las secciones del canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

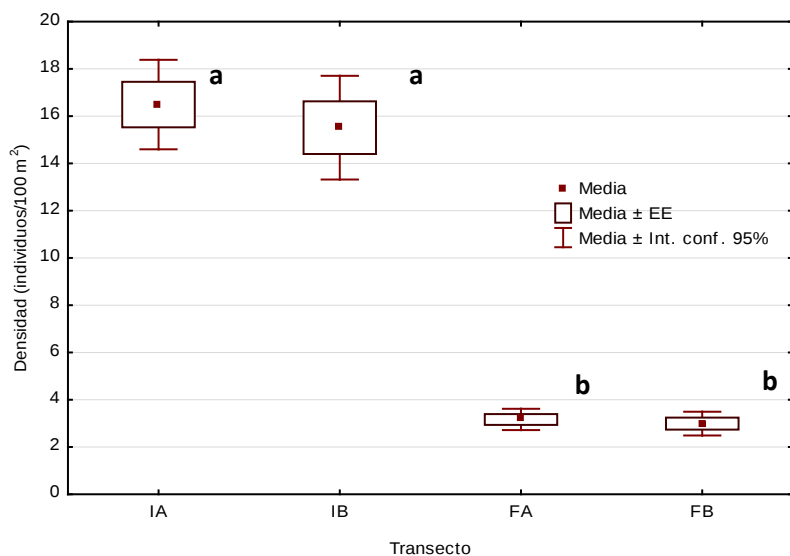


Figura 11. Densidad de *S. leucostictus* entre las secciones del canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

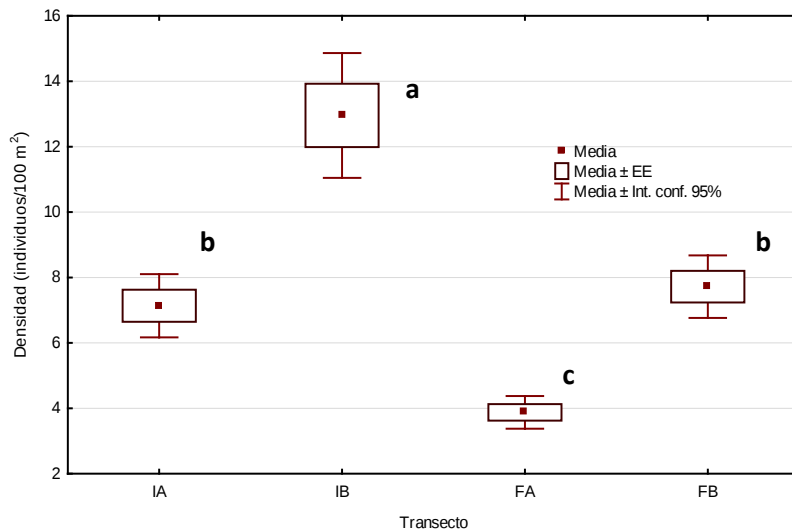


Figura 12. Densidad de *L. griseus* entre las secciones del canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

Al analizar la variación de densidad entre los años de colecta de datos se encontró que la densidad de estas especies, disminuye según se acerca al presente. Especies como *A. saxatilis* y *H. bivittatus* muestran una disminución gradual de sus densidades (figuras 13 y 14), mientras que *S. leucostictus* disminuye bruscamente su densidad a partir del 2009 y *L. griseus* distribuye su densidad de forma más irregular (figuras 15 y 16).

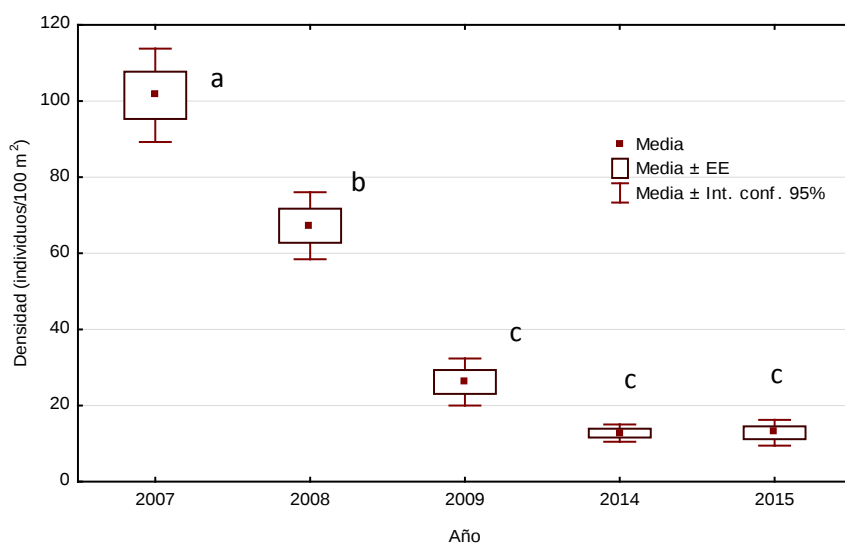


Figura 13. Densidad anual de *A. saxatilis* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

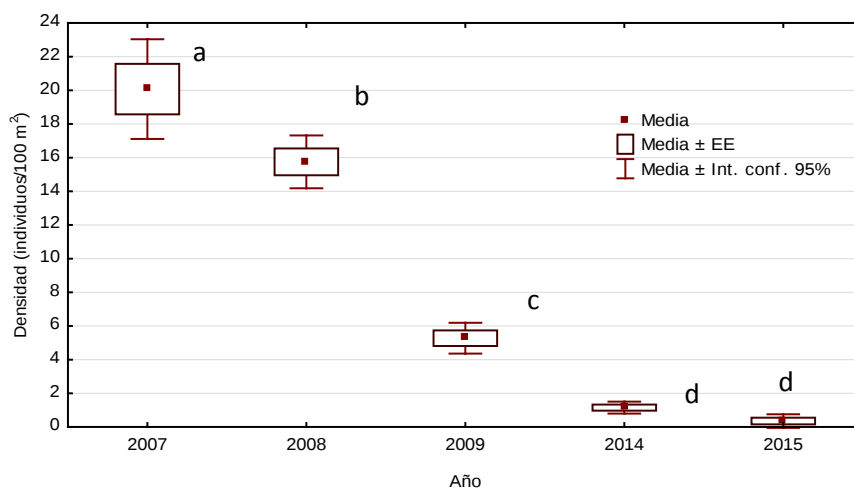


Figura 14. Densidad anual de *H. bivittatus* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

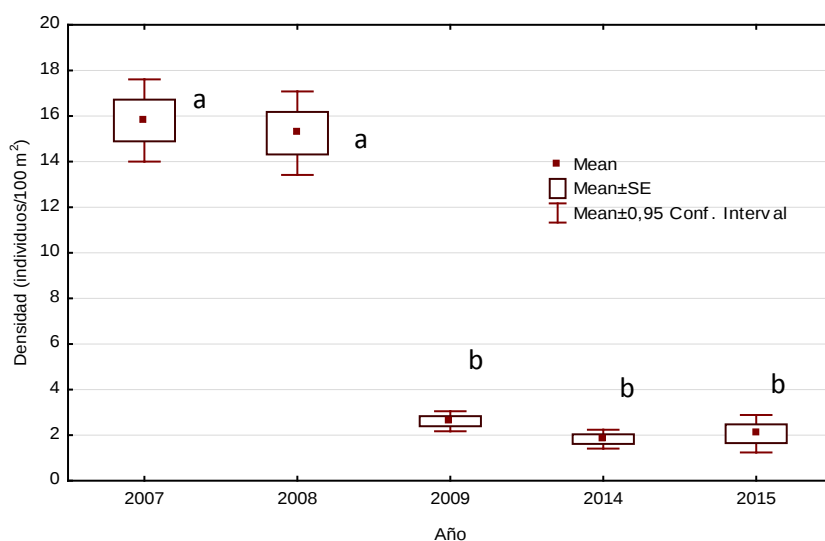


Figura 15. Densidad anual de *S. leucostictus* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

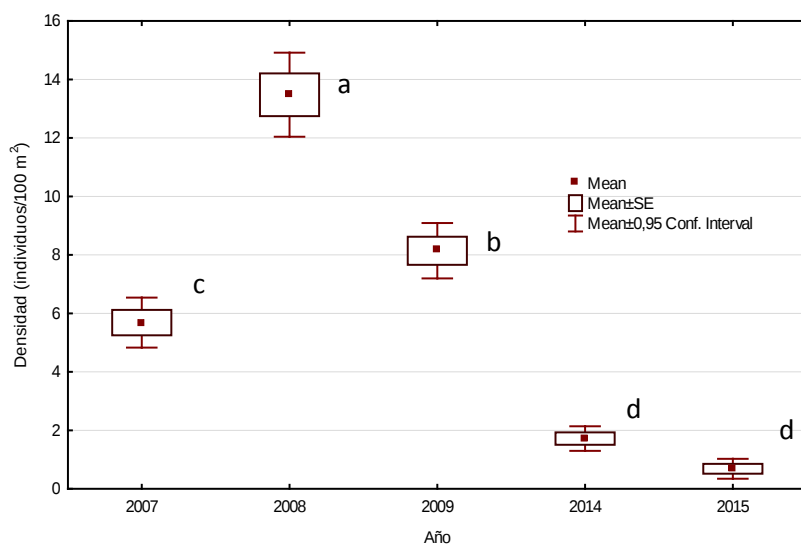


Figura 16. Densidad anual de *L. griseus* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga. (Letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,01$ Kruskal-Wallis y comparación múltiple de medias por rangos).

La densidad media de las 4 especies dominantes, antes y después del proceso de dragado que sufrió Laguna Larga también se reduce. El número de individuos disminuye sustancialmente después que se realizó el dragado de dicha laguna. ($p < 0,001$, Prueba U de Mann-Whitney).

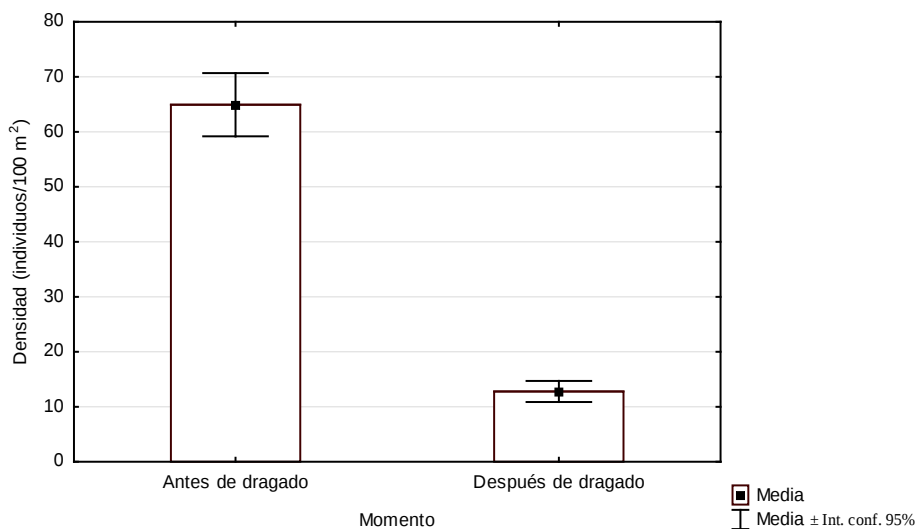


Figura 17. Densidad media de *A. saxatilis* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga antes y después del proceso de dragado. (Diferencias significativas $p < 0,001$ Prueba U de Mann-Whitney).

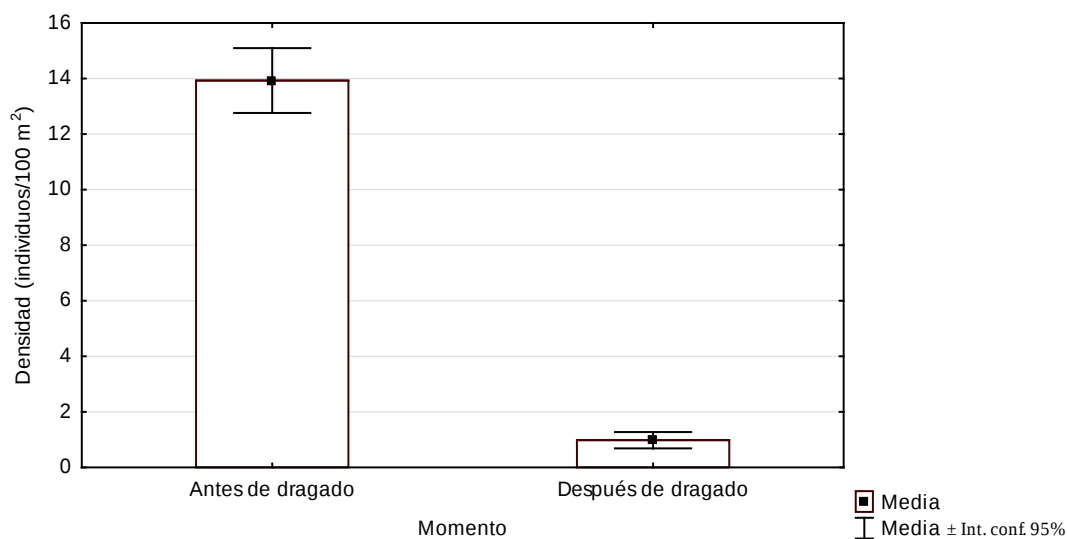


Figura 18. Densidad media de *H. bivittatus* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga antes y después del proceso de dragado. (Diferencias significativas $p < 0,001$ Prueba U de Mann-Whitney).

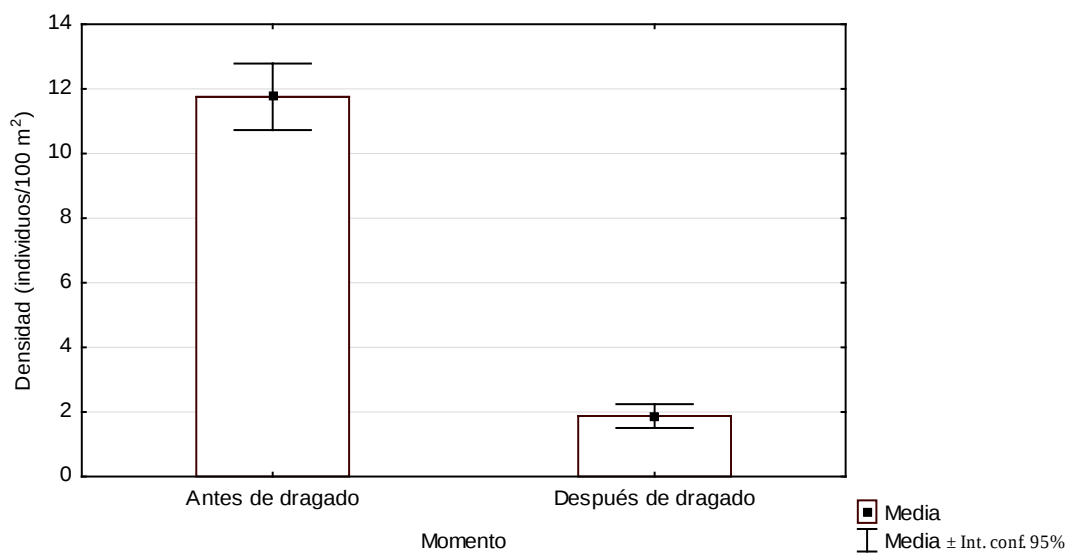


Figura 19. Densidad media de *S. leucostictus* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga antes y después del proceso de dragado. (Diferencias significativas $p < 0,001$ Prueba U de Mann-Whitney).

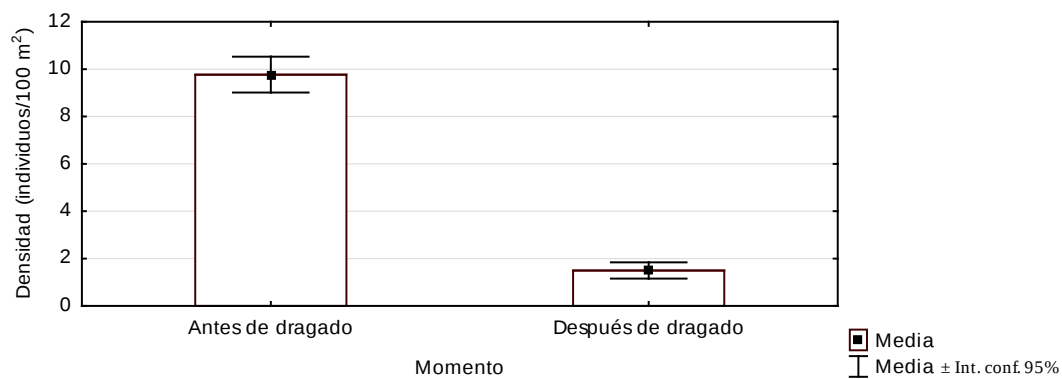


Figura 20. Densidad media de *L. griseus* en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga antes y después del proceso de dragado. (Diferencias significativas $p < 0,001$ Prueba U de Mann-Whitney).

Categorías tróficas

La estructura de especies en los gremios tróficos no cambió sus proporciones relativas luego del dragado, solo se refleja la mencionada reducción en el número de especies. Antes y después del dragado fueron dominantes en el canal los peces bentófagos (*A. saxatilis*, *H. bivittatus*), ictiófagos (*L. griseus*) y herbívoros (*S. iserti-taenopterus*). Después del dragado no se registraron peces detritívoros ni insectívoros (figura 21).

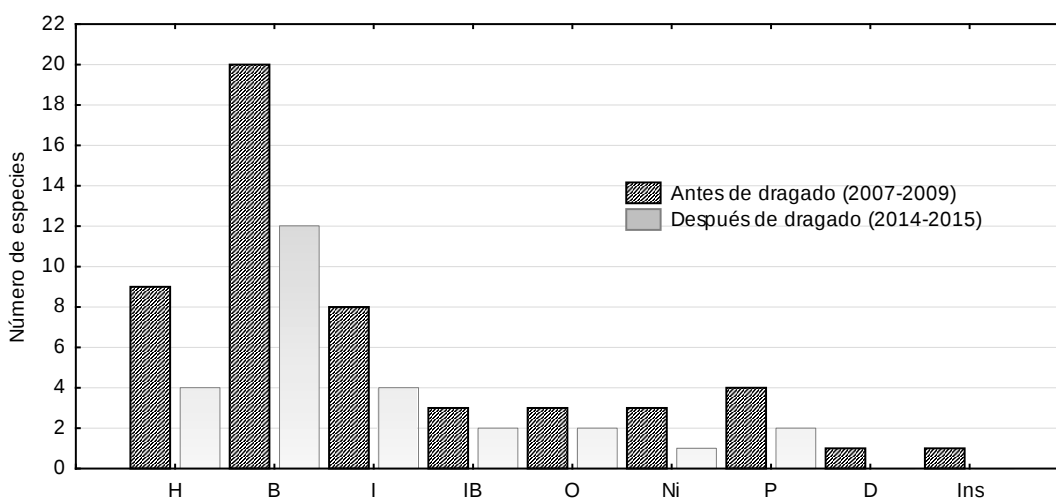


Figura 21. Estructura trófica de las asociaciones de peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga. H (Herbívoros), B (Bentófagos), I (Ictiofágos), IB (Ictiobentófagos), O (Omnívoros), (Ni) no identificado, P (Planctófagos), D (Detritívoros) y (Ins) insectos de la superficie (Sierra *et al.*, 2001, Rodríguez-Romero *et al.*, 2011). Un estudio realizado por (Salvat-Torres, 2007), determinó que la estructura trófica de la ictiofauna del canal de Laguna Larga coincide con lo descrito en la literatura para este hábitat.

4.2. Caracterización del hábitat

Composición de los bordes y el fondo

El canal no era homogéneo en cuanto a las características de sus riberas antes del proceso de dragado, sus bordes tenían más cobertura de raíces y sombra de mangle rojo hacia el final del canal, mientras que en su inicio, predominaban los neumatóforos y raíces comunes de mangle prieto. Luego del proceso de dragado esta composición tiende a homogeneizarse,

sobre todo por la reducción de la cobertura de mangle rojo hacia las secciones finales y la casi desaparición del mangle prieto (figuras 22 y 23). De modo general la cobertura total de mangles se redujo luego del dragado ($p < 0,001$, prueba U de Mann-Whitney (figura 24). En relación a la sombra, no se pudieron encontrar diferencias significativas antes y después del dragado ($p = 0,1809$, prueba U de Mann-Whitney). No obstante parece tener una tendencia al incremento (figura 25).

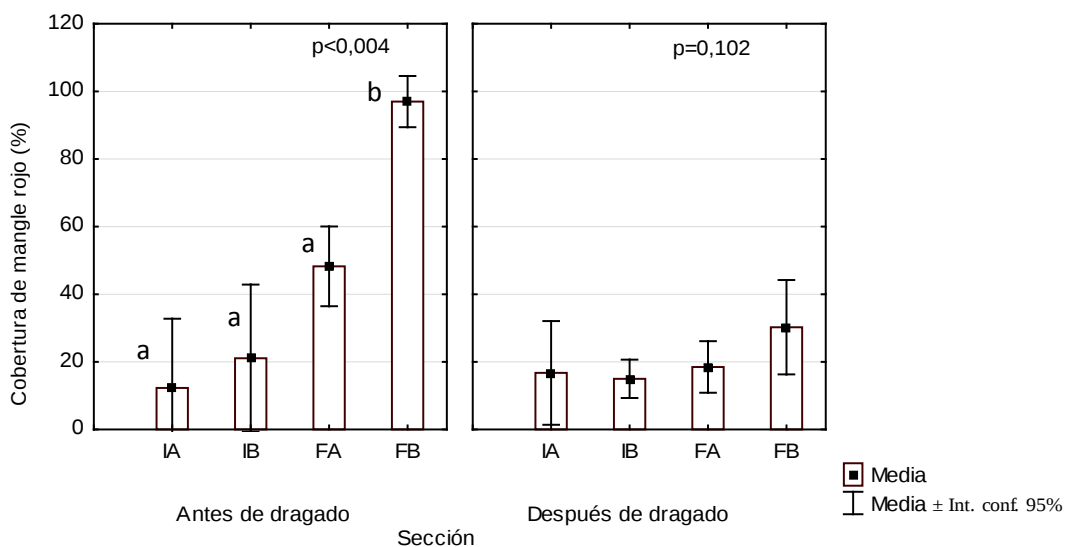


Figura 22. Cobertura de mangle rojo en las orillas del canal, antes y después del dragado. (Letras diferentes indican diferencias significativas, prueba Kruskal-Wallis y Comparación múltiple de medias por rangos).

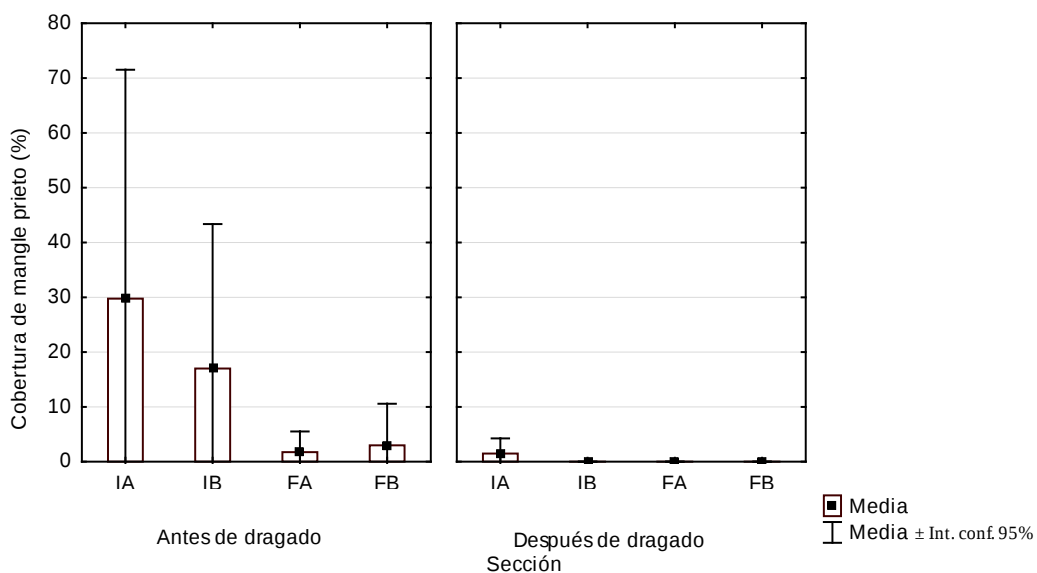


Figura 23. Cobertura de mangle prieto en la orillas del canal, antes del dragado y después del dragado.

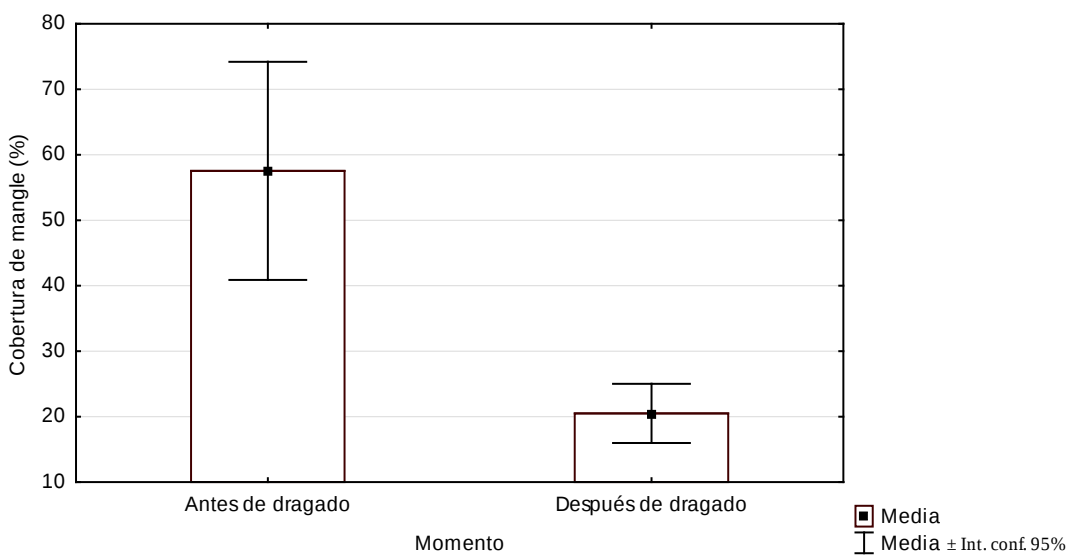


Figura 24. Cobertura de mangle en la orillas del canal, antes y después del dragado. (Diferencias significativas $p < 0,001$, prueba U de Mann-Whitney).

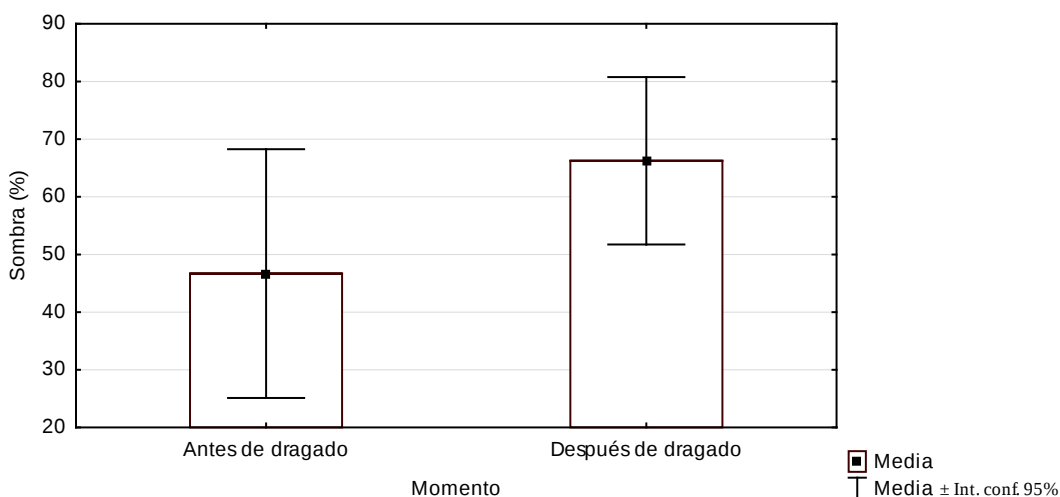


Figura 25. Sombra en las orillas del canal antes y después del dragado. ($p=0,1809$, prueba U de Mann-Whitney).

Composición del centro del canal

Al analizar la composición del fondo en el centro del canal, se encontró que se incrementó significativamente el área cubierta de arena después del dragado (Prueba U de Mann-Whitney, $p<0,001$) (figura 26) y se redujo el porcentaje de área ocupada por cascajos y troncos caídos (figura 27), los cuales pueden servir como refugio a los peces (Prueba U de Mann-Whitney, $p<0,001$). El resto de las variables evaluadas, (área cubierta de algas, Thalassia y piedra) no presentaron diferencias significativas antes y después del dragado.

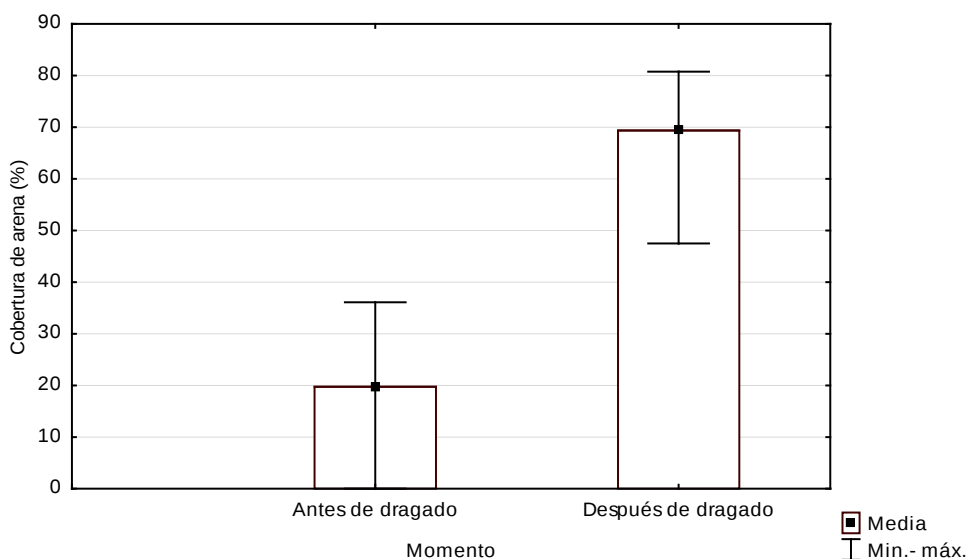


Figura 26. Área cubierta de arena en el centro del canal antes y después del dragado. (Diferencias significativas, $p < 0,001$ prueba U de Mann-Whitney).

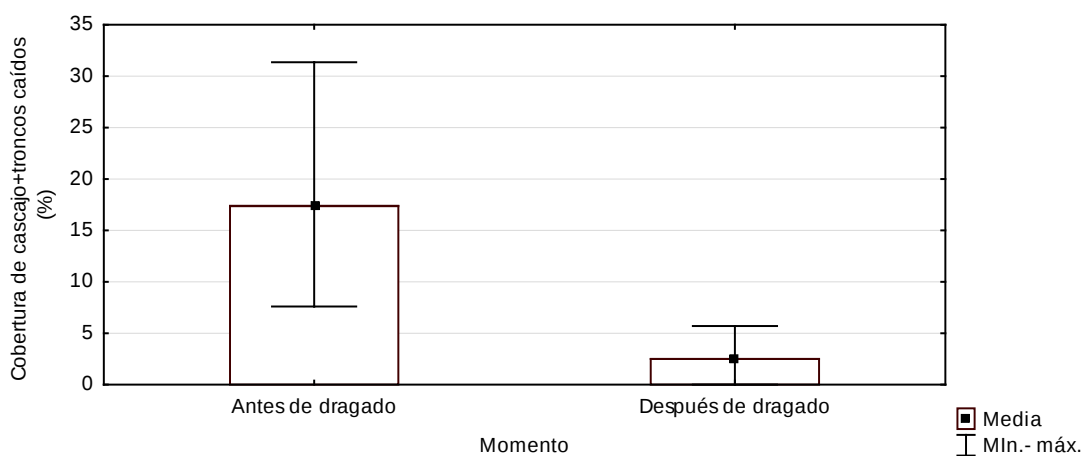


Figura 27. Área cubierta de cascajos y troncos en el centro del canal antes y después del dragado. (Diferencias significativas, $p < 0,001$ prueba U de Mann-Whitney).

4.3. Parámetros físico químicos

Al comparar estadísticamente los parámetros físico-químicos evaluados se encontraron diferencias significativas antes y después del proceso de dragado solo en la salinidad y la profundidad del agua del canal (Figuras 28 y 29). El resto de las variables evaluadas no

mostraron diferencias significativas (Tabla II). De las variables pH y dióxígeno disuelto no se tenían datos previos al dragado.

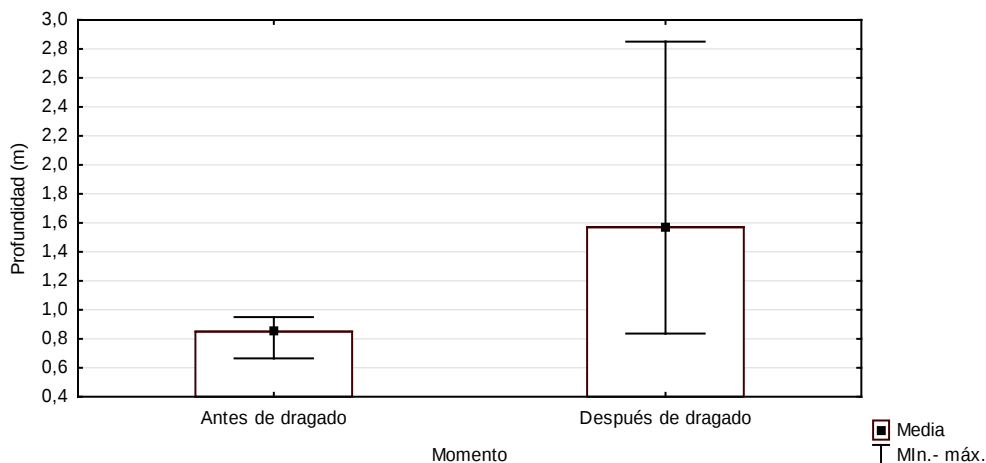


Figura 28. Profundidad del canal de comunicación al mar de Laguna Larga antes y después del proceso de dragado. (Diferencias significativas, $p < 0,05$ prueba U de Mann-Whitney).

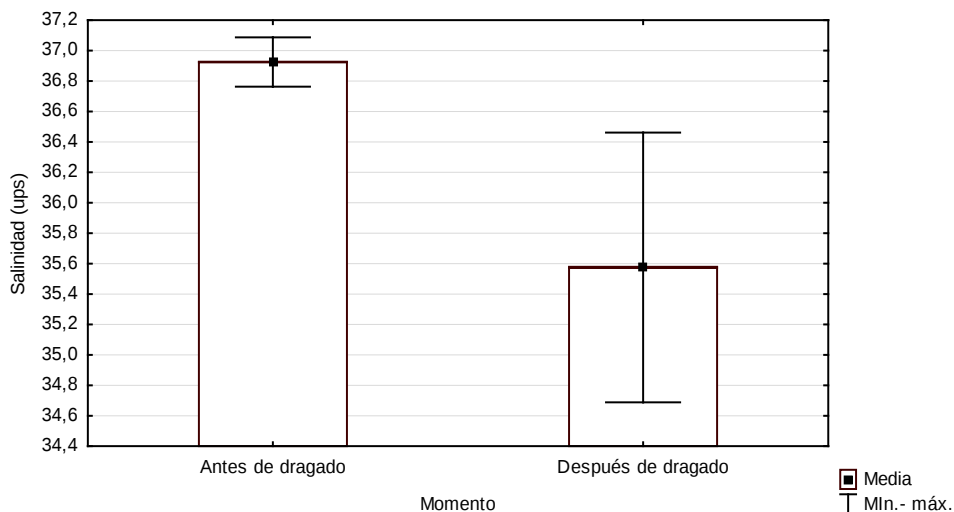


Figura 29. Salinidad del agua en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga antes y después del proceso de dragado. (Diferencias significativas, $p < 0,01$ prueba U de Mann-Whitney).

Tabla II. Resumen de los parámetros fisicoquímicos en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga luego del proceso de dragado.

	Media	Intervalo de confianza 95 %	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación típica
Profundidad (m)	1,57	1,2-1,9	1,10000	0,9	3,0	0,8
Velocidad (m/s)	0,36	0,34-0,38	0,35714	0,25	0,47	0,05
Temperatura (°C)	25,1	24,2 - 26,0	25,90000	21,0	28,0	2,2
Salinidad (ups)	35,6	35,2 – 36,0	35,65000	33,8	37,6	0,9
O₂ Disuelto	5,3	5,15 - 5,51	5,35000	4,45	6,25	0,43
pH	7,6	7,5 - 7,8	7,55000	7,1	8,9	0,4

5. Discusión

El dragado

A principios de 2012 se comenzó a poner en práctica la rehabilitación de Laguna Larga, la cual incluyó como primera etapa el dragado, que permitió la circulación de agua en el lago y su intercambio con el mar, a través de su canal de comunicación. Esto mejoró las condiciones ambientales del hotel Tryp Club Cayo Coco, principalmente en el lobby, donde la fetidez y la presencia de mosquitos constituían motivo permanente de quejas por parte de los turistas, por estancamientos en esa área de la instalación. Conjuntamente con el dragado ocurrido en Laguna Larga se realizaron acciones de limpieza en el fondo del canal, donde se cortaron talas de tramos de mangle, y se recogieron ramas y troncos caídos que eran estructuras que servían de refugio para muchas especies de peces.

5.1. Censo de peces

Densidad de peces y riqueza de especies

Riqueza de especies

Todas las especies registradas en este trabajo han sido descritas como frecuentes en los manglares (Claro y García-Arteaga, 1993); (Claro y Parenti, 2001); (Pittman *et al.*, 2004, Chittaro *et al.*, 2005). Las que aparecen como especies más abundantes, también coinciden en la literatura mencionada para la zona de estudio (Claro y García-Arteaga, 1993); (Claro y Parenti, 2001) y otras partes del Caribe (Chittaro *et al.*, 2005) (Pittman *et al.*, 2007).

El número de especies encontradas en el presente trabajo es significativamente menor que el consignado en el mismo lugar en estudios anteriores al dragado (Salvat-Torres, 2007, 2011). Ya desde el 2009 los valores van disminuyendo incluso antes del dragado que se produce en el 2011. No obstante, esta diferencia en la riqueza de especies debe considerarse de modo conservador, si se tiene en cuenta que para este estudio se realizó un menor número de muestreos (112) distribuidos en dos años (2014 y 2015). Mientras que el estudio previo de (Salvat-Torres, 2011), abarcó un período de tres años (2007, 2008 y 2009) y un total de 776 muestreos.

Los peces de la familia Clupeidae son muy abundantes en la zona evaluada, así como en otros estudios sobre la ictiofauna de manglares en Cuba (Valdés-Muñoz *et al.*, 1990). Estas especies planctófagas constituyen por su número el 85 % de todos los individuos presentes

en este hábitat aunque su biomasa suele ser baja (8 %), debido a su pequeño tamaño (Claro, 1994). Otra especie dominante desde que se comenzaron los estudios en este canal, es el pítano (*A. saxatilis*), a diferencia de la anterior, esta especie no es reportada en estudios previos como dominante en este tipo de ambiente (Claro y Parenti, 2001). Por lo general es muy abundante en los arrecifes de coral y utilizan los manglares para refugiarse. A diferencia de las zonas de estudio citadas, esta se encuentra muy cerca de uno de estos arrecifes, lo cual puede explicar el actual comportamiento.

En manglares del archipiélago Sabana-Camagüey, las especies reportadas dominantes son, el ronco amarillo (*H. sciurus*), el caballero (*L. griseus*), el cají (*L. apodus*) y las mojarras (Familia Gerridae). (Claro y Parenti, 2001). El hecho de que no haya una coincidencia en este sentido, en el presente estudio, puede deberse al pequeño tamaño y baja profundidad promedio (1,57 m) del canal de comunicación al mar de Laguna Larga. Esto puede provocar que las especies grandes asociadas a los mangles, como pargos y roncós, no encuentren los requerimientos necesarios para refugiarse en las horas diurnas. Otro factor pudiera ser la cercanía que presenta este lugar a la zona turística de playas y hoteles, presentes en Cayo Coco, donde la presencia de seres humanos provoca disturbios al realizar actividades de buceo libre y pesca deportiva en este canal. Otro elemento a considerar, son las características de las asociaciones de peces en los arrecifes cercanos a la zona de estudio, los cuales están en mal estado de conservación, debido a la sobrepesca, entre otros factores (Claro *et al.*, 2000).

Densidad de peces

El análisis de datos mostró que la densidad de peces, disminuye incluso a partir del año 2009 y se mantiene establemente reducida en los años 2014 y 2015. Concordantemente los valores mínimos de densidad registrados se obtuvieron en la etapa posterior al dragado. Especies como *A. saxatilis*, *H. bivittatus* y *S. leucostictus* muestran una disminución gradual de sus densidades, mientras que *L. griseus* lo hace de forma más irregular pero igualmente con valores mínimos en la etapa posterior al dragado.

La ictiofauna del canal de comunicación al mar ha variado a lo largo del tiempo de estudio. La variabilidad temporal de los peces asociados a los manglares no es comúnmente estudiada, sin embargo, esta es de vital importancia para particularizar el manejo de la zona costera. En estudios previos, hasta el 2009, la variación temporal de la comunidad de peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga se le atribuyó a factores naturales

propios de las poblaciones que lo componen (Salvat-Torres *et al.*, 2013). Pero la drástica disminución de la densidad íctica entre el 2009 y el 2015, debe estar influenciada por el dragado como principal cambio ocurrido en el sistema lagunar previo a estos dos últimos años.

En la literatura reciente sobre la variación temporal de las comunidades de peces asociados al manglar de lagunas costeras, se indica que los factores que más influyen sobre estos cambios son la temperatura del agua, salinidad, tipo de sustrato y profundidad (Helfman, 1993a, Helfman, 1993b, Rocha *et al.*, 2010, Lacerda *et al.*, 2014). En los muestreos realizados en el canal en 2014 y 2015 la salinidad promedio del agua disminuyó en más de una unidad y la profundidad promedio se incrementó en casi 80 cm, luego del dragado. Según la literatura especializada los factores abióticos que más influyen en la estructura de las comunidades de peces del sistema costero se encuentran: temperatura (Tzeng *et al.*, 1997, Rocha *et al.*, 2010), salinidad (Rogers y Miller, 1996) (Helfman, 1993a) Oxígeno disuelto (Deegan *et al.*, 1997)), profundidad (Laegdsgaard y Johnson, 1995), turbidez (Bottom y Janes, 1990), características del sustrato (González-Sansón *et al.*, 2009) y sombra (Kelly y Bothwell, 2002). Estos dos últimos parecen ser los más importantes para explicar la distribución de los peces en los manglares no estuarios (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004). Esto concuerda con el criterio de Claro (1994) para estos tipos de manglares, donde las condiciones que prevalecen son las oceánicas. Otro factor que puede causar disturbios ya sean directos o indirectamente en la estructura de las poblaciones de peces, es la acción antrópica (Claro *et al.*, 2001). La actividad humana como la sobrepesca o degradación del hábitat son las acciones más comunes que actúan sobre los ambientes marinos (Claro *et al.*, 2000, Perry *et al.*, 2005).

En el caso que nos ocupa, el cambio de las características físico-químicas del canal de comunicación al mar y la posible mejora de la calidad de agua en los interiores de Laguna Larga, producto del incremento de intercambio de agua con el mar; pudo haber provocado un desplazamiento de algunas de las poblaciones de peces que vivían en el canal. Por ejemplo en el caso de las especies más conspicuas, el caballero y la chopita se pudieron haber desplazado hacia el interior de la laguna y la doncella rayada y el sargento mayor hacia el mar. Muchas de las especies de peces que más abundan en el manglar, también usan otros hábitats a través de movimientos o cambios ontogénicos de hábitat (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b, Pittman *et al.*, 2007). Muchos juveniles de peces de importancia comercial como pargos (Lutjanidae) y meros (Serranidae) encuentran refugios entre las

raíces de los mangles (Nagelkerken *et al.*, 2000b), debido a la disminución de la tasa de depredación (Holbrook y Schmitt, 2003, Adams *et al.*, 2004).

Autores como (Sheaves, 2005, Adams *et al.*, 2006a), plantean que las poblaciones de peces en los manglares no siempre funcionan en aislamiento. Muchas de las poblaciones de peces que viven en los manglares se mueven hacia otros hábitats (pastizales y arrecifes coralinos), influenciados por respuestas conductuales a procesos ecológicos, como la necesidad de encontrar recursos y/o evitar depredadores (Dahlgren y Eggleston, 2000).

La densidad media de las especies más comunes, antes y después del proceso de dragado que sufrió Laguna Larga muestran el mismo comportamiento. El número de individuos disminuye sustancialmente después que se realizó el dragado de dicha laguna. Contribuye a esta conclusión la perspectiva individual de la variación espacial y temporal que han sufrido estas especies después del dragado de Laguna Larga. Las abundancias de *A. saxatilis*, *H. bivittatus*, *L. griseus* y *S. leucostictus* disminuyeron sustancialmente. Sin embargo, especies de pequeño tamaño como *A. saxatilis*, *H. bivittatus* y *S. leucostictus* se mantuvieron en las secciones iniciales debido posiblemente al predominio de los refugios pequeños en dichas secciones (Sierra *et al.*, 2001, Anticamara *et al.*, 2010). En el caso particular de *S. leucostictus* la disponibilidad de refugios ubicados en el fondo como algunos troncos secos y los escombros que quedan, puede hacer que esta especie prefiera estar principalmente en esa zona. Esta especie fuertemente territorial (Valdéz-Muñoz y Mocheke, 2001), depende en gran medida de refugio adecuado para su presencia.

Estos aspectos han sido documentados en trabajos realizados por (Mocheke y ValdésMuñoz., 1983, Dahlgren y Eggleston, 2000, Valdéz-Muñoz y Mocheke, 2001), donde concluyen que la disponibilidad de refugio, alimento y la depredación son factores críticos para la distribución de las especies. Estos resultados también apoyan a otros autores (Stunz y Levin, 2002, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004), que han planteado que la abundancia de los peces en los manglares, es específica para cada especie y está influenciada por las características del hábitat y su conducta.

Es de destacar que las mayores densidades y diferencias en la variación temporal se notaron principalmente en la zona inicial del canal y no al final, resultado que indica la posible conexión entre el mar y esa zona del canal. Esto es concordante a lo planteado por Salvat-Torres (2011), así como lo abordado en los trabajos de (Halpern, 2004, Chittaro *et al.*, 2005). Otra posible hipótesis pudiera ser que los peces se movieran hacia el interior de la

laguna. Como consecuencia de una mejora en la calidad de agua en los lóbulos de Laguna Larga, luego del dragado, los peces presentes en su canal de comunicación pueden haberse desplazado hacia el interior buscando menos disturbios antrópicos, así como mayor disponibilidad de refugio entre las raíces del mangle rojo que bordea toda la laguna. Opuesto a esta teoría se encuentra el hecho de que las densidades de peces en las secciones finales del canal también se encuentran deprimidas.

En un estudio reciente de esta área, las especies más móviles no fueron detectadas en muestreos del mar abierto y/o moviéndose hacia el interior de la laguna (Salvat-Torres *et al.*, 2010, Salvat-Torres *et al.*, 2013). Este trabajo no pudo operar con censos visuales dentro de la laguna debido a los altos niveles de coliformes fecales (>1600/100 ml) presentes en su interior (Hernández-Roque, 2007), que pudo afectar la salud de los observadores. Si se produjera una mejora en la calidad del agua debido al incremento en la circulación del agua de mar hacia el interior de la laguna, se puede trazar un nuevo estudio sobre la ictiofauna de su interior. Este nuevo estudio pudiera determinar mejor cuales son las consecuencias sobre la comunidad de peces de Laguna Larga que ha traído la restauración de dicha laguna.

Distribución espacio-temporal de la ictiofauna en el canal

Los resultados obtenidos para el presente estudio muestran segregación espacial de la abundancia de las especies en la comunidad de peces presentes en el canal. La distribución se mantiene similar a la descrita en el trabajo de Salvat-Torres *et al.* (2010). Existe una mayor densidad y riqueza de peces en las secciones iniciales del canal que en la finales, solo que con una reducción de los valores de riqueza y densidad promedios y una aparente tendencia a la homogeneización.

La variación espacial de la abundancia de los peces en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga está estrechamente relacionada con las características del hábitat, por lo tanto si estas cambian, también debe cambiar el patrón de distribución. Este comportamiento que presentan los peces que viven en los manglares se explica de igual manera en otros estudios como los realizados por (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004), quienes plantean que la densidad y tamaño de los peces que habitan en los manglares está fielmente relacionada con el refugio. En el sistema investigado para esta Tesis, la depredación es una variable que pudiera estar determinando la distribución de los peces en el canal. Algunos estudios experimentales han demostrado que el incremento

en la complejidad estructural de los manglares reduce la eficiencia de la depredación (Primavera, 1997, Laegdsgaard y Johnson, 2001).

En los estudios sobre los peces asociados al manglar de las costas de Cuba, se han encontrado también diferencias notables en la estructura de su comunidad. (González-Sansón y Aguilar-Betancourt, 1983). Observaron que la estructura de la comunidad de peces en Tunas de Zaza varió entre lagunas, como también encontró diferencias entre ambas orillas de una misma laguna. Posteriormente, (Claro y García-Arteaga, 1993), detectaron diferencias en la comunidad de peces entre manglares afectados (secos) y sanos (con follaje), atribuyéndolo a la disminución del área de sombra y el refugio, así como a la pérdida de alimentos.

La mayor abundancia de los peces se encontró en el inicio del canal (zona más cerca al mar), pero especialmente en la sección Inicio B. La explicación para esto se debe a que en este tramo del canal las características del hábitat tanto del fondo como sus riberas no han cambiado mucho durante el tiempo. No siendo así para el resto de la secciones del canal, en las cuales se realizaron algunos procesos de tala de tramos de mangles, recogidas de ramas y troncos de vegetación que forman estructuras de refugios para peces. Estas acciones fueron realizadas para mejorar la circulación de agua hacia el interior de la laguna y así mejorar la calidad de la misma. Sin embargo, redujo sustancialmente la disponibilidad de refugio para la mayoría de los peces que dependía de ellos, como son los caballeros, cají, ronco amarillo entre otras. Los refugios que quedaron no tenían el suficiente espacio para estas especies, pero si para especies como los pintanos (*A. saxatilis*) y la chopita de lomo violeta (*S. leucostictus*).

El análisis individual de la densidad media de las especies dominantes en canal mostró diferentes patrones. Las poblaciones de *A. saxatilis*, *H. bivittatus* y *S. leucostictus* se concentraban en las dos primeras secciones del canal IA y IB (figuras 9, 10 y 11), mientras que, *L. griseus* mostró una distribución diferente, concentrando su abundancia en la sección IB, posiblemente debido a la mayor disponibilidad de refugio en esta sección, que fuese acorde al tamaño de esta especie.

El patrón de distribución de las especies más conspicuas fue similar al descrito por Salvat-Torres *et al.* (2010). Excepto para el caballero, el cual cambió sus preferencias de nicho, desde el final del canal hacia la sección Inicio B. Todo esto también está muy influenciado por la conducta de los peces. Por ejemplo, Moche y Valdés-Muñoz (1983) encontraron que,

a diferencia del arrecife coralino, las especies de peces como el caballero, cají y los roncós mostraban durante el día una conducta de reacción defensiva, lo que explica la atracción que muestran estos peces hacia el manglar como refugio, en esas horas del día. Estos resultados también concuerdan con otros autores (Stunz y Levin, 2002, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004), que han planteado que la abundancia de los peces en los manglares, es específica para cada especie y está influenciada por el hábitat y su conducta.

Categorías tróficas

La proporción de especies pertenecientes a cada uno de los gremios tróficos no cambió luego del dragado, solo se registra la reducción en el número de especies presentes. Antes y después del dragado fueron dominantes en el canal los peces bentófagos (*A. saxatilis*, *H. bivittatus*), ictiófagos (*L. griseus*) y herbívoros (*Sc. iserti-taenopterus*). Después del dragado no se registraron peces detritívoros lo cual podría estar relacionado con el incremento del área cubierta de arena (figura 21). Esto responde a los criterios de (Randall, 1967, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b) en que las variaciones anuales en la alimentación están relacionadas mayormente con los cambios locales en la disponibilidad de presas.

5.2. Caracterización del hábitat

Composición de los bordes y el fondo

El canal no era homogéneo en cuanto a la cobertura de sus riberas antes del proceso de dragado, pues sus bordes tenían mayor cobertura de raíces y sombra de mangle rojo hacia el final del canal, mientras que en su inicio predominaba el mangle prieto. Esta composición se homogeneizó después del proceso de dragado, motivada por la reducción de la cobertura de mangle rojo hacia las secciones finales y la casi desaparición del mangle prieto (figuras 22 y 23). De modo general la cobertura total de mangles se redujo luego del dragado (figura 24) aunque el porcentaje de sombra no varió significativamente. Esto se explica por un incremento de la sombra producida por otras especies diferentes a los mangles evaluados. La composición del fondo del canal también cambió después que se realizó el dragado de la laguna, el área cubierta de arena se incrementó considerablemente en detrimento del porcentaje de cascajos y troncos que pudieran representar refugio a los peces en el fondo del canal.

Antes de realizarse el dragado de la laguna, las secciones del canal de comunicación al mar estaban dominadas en su parte más cercana al mar por las raíces comunes de mangle prieto, las cuales brindan un mejor refugio a especies de tamaño pequeño. Mientras que,

hacia la parte más cercana a la laguna había una mejor representación de las raíces del mangle rojo, que presentan entre sí grandes espacios y mayor área de sombra, proveyendo refugio a especies de peces de mayor tamaño que las encontradas en las secciones iniciales.

Conjuntamente con el dragado de la laguna, se realizaron acciones de limpieza en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, con el objetivo de mejorar la circulación de agua hacia el interior de la misma. Esto provocó que la disponibilidad de refugio como ramas y troncos caídos en el fondo disminuyera y por consiguiente la disminución de la riqueza y densidad de las especies de peces que usan el manglar como hábitat de descanso y protección. Este planteamiento coincide con los estudios realizados por (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2003b, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004, W *et al.*, 2010, Aguilar *et al.*, 2014), quienes plantean que la densidad y tamaño de los peces que habitan en los manglares está fielmente relacionada con el refugio.

El análisis por separado de las especies más abundantes contribuye a esta conclusión desde la perspectiva individual de la variación espacial y temporal que han sufrido estas especies después del dragado de Laguna Larga. Las abundancias de *A. saxatilis*, *H. bivittatus*, *L. griseus* y *S. leucostictus* disminuyeron sustancialmente y algunas se reubicaron en otras zonas del canal. Sin embargo, especies de pequeño tamaño como *A. saxatilis*, *H. bivittatus* y *S. leucostictus* se mantuvieron en las secciones iniciales debido al predominio de los refugios pequeños en dichas secciones. En el caso particular de *S. leucostictus* la disponibilidad de refugios ubicados en el fondo como algunos troncos secos y los escombros que quedan, puede hacer que esta especie prefiera estar principalmente en esa zona. Esta especie, fuertemente territorial (Valdéz-Muñoz y Mochek, 2001), depende en gran medida de refugio adecuado para su presencia.

Estos aspectos han sido documentados en trabajos realizados por (Mochek y Valdés-Muñoz, 1983, Dahlgren y Eggleston, 2000), donde concluyen que la disponibilidad de refugio, de alimento y la depredación son factores críticos para la distribución de las especies. Estos resultados también apoyan a otros autores (Stunz y Levin, 2002, Cocheret de la Morinière *et al.*, 2004), que han planteado que la abundancia de los peces en los manglares, es específica para cada especie y está influenciada por las características del hábitat y su conducta.

Es de destacar que las mayores densidades se notaron principalmente en la zona inicial del canal y no al final, resultado que refuerza la posible conexión existente entre el mar y esa zona del canal. (Salvat-Torres, 2011), así como las afirmaciones de Halpern (2004) y Chittaro *et al.* (2005).

Autores como Sheaves (2005) y Adams *et al.* (2006a), plantean que las poblaciones de peces en los manglares no siempre funcionan en aislamiento. Muchas de las poblaciones de peces que viven en los manglares se mueven hacia otros hábitats (pastizales y arrecifes coralinos) o a otras zonas dentro del mismo tipo de hábitat, influenciados por respuestas conductuales a procesos ecológicos, como la necesidad de encontrar recursos y/o evitar depredadores (Dahlgren y Eggleston, 2000).

5.3. Parámetros físico químicos

Luego del proceso de dragado se redujo significativamente la salinidad y se incrementó la profundidad del agua del canal (Figuras 28 y 29). No obstante el área estudiada no era especialmente salina antes del proceso de dragado Hernández-Roque (2007) y los valores de salinidad se mantienen, antes y después, dentro del rango aceptable para los peces Charles H. Green (2007), por lo que no se considera el cambio de salinidad como causa de la reducción de las poblaciones de peces.

El resto de las variables analizadas no mostraron diferencias significativas. Es lógico que no cambiaran las variables pH, temperatura, y oxígeno disuelto dado que para que se produzcan modificaciones significativas en su magnitud, deben existir elementos que cambien considerablemente al ecosistema. El pH y el oxígeno disuelto tienden a homogenizarse en todo el ambiente y hacerse cada vez más similares con el resto de las masas de aguas con las que se tiene intercambio y la temperatura tiende a ser estable en los medios acuáticos. Si podría esperarse un cambio en la velocidad de la corriente de marea, no obstante el que no se encontraran diferencias no debe considerarse un indicador de la no modificación del flujo, puesto que luego del dragado y al haberse incrementado la profundidad del canal, aumenta el volumen en su cauce y por consiguiente puede existir un mayor intercambio de agua aunque no cambie considerablemente la velocidad de la corriente.

CONCLUSIONES

1. El proceso de restauración ambiental de Laguna Larga, produjo una disminución de la complejidad física del hábitat, reflejada en la disponibilidad de refugios y consecuentemente contribuyó a la disminución de la densidad y riqueza de especies encontradas en su canal de comunicación al mar.
2. Los cambios más drásticos en el patrón espacial y temporal de los peces estuvieron asociados a las secciones iniciales del canal, las cuales sufrieron las mayores alteraciones de hábitat luego del dragado.
3. Las proporciones relativas de especies pertenecientes a cada gremio trófico parece ser una característica estable aún ante cambios drásticos en el ambiente.

RECOMENDACIONES

1. Realizar estudios de la ictiofauna en el interior de la laguna y en zonas del mar aledañas al canal, con el objetivo de ver la relación que tiene la comunidad de peces del canal con estas áreas.
2. Realizar estudio con marcaje de peces dentro del canal, en el interior de la laguna y en las zonas marinas aledañas, para determinar cuáles especies usan el canal como hábitat de refugio.

Referencias bibliográficas

- Adams, A. J., Locascio, J. V. y Robbins, B. D. (2004) Microhabitat use by a post-settlement stage estuarine fish: Evidence from relative abundance and predation among habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 299: 17-33.
- Adams, A. J., Dahlgren, C. P., Kellison, G. T., Kendall, M. S., Layman, C. A., Ley, J. A., Nagelkerken, I. y Serafy, J. E. (2006a) Nursery function of tropical back-reef systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318: 287-301.
- Aguilar-Betancourt, C., González-Sansón, G., Angulo, J. y González, C. (1997) Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. I: Abundancia total. *Rev. Invest. Mar.* 18: 223-232.
- Aguilar-Betancourt, C. y González-Sansón, G. (2000) Influencia de la contaminación de la bahía de la Habana sobre las asociaciones de peces costeros: I. Abundancia y diversidad. *Rev. Invest. Mar.* 21: 60-70.
- Aguilar, C., González-Sansón, G., Cabrera, Y., Ruiz, A. y Curry, R. A. (2014) Inter-habitat variation in density and size composition of reef fishes from the Cuban Northwestern shelf. *Rev. Biol. Trop.* 62: 589-602.
- Anticamara, J. A., Zeller, D. y Vicent, A. C. J. (2010) Spatial and temporal variation of abundance, biomass and diversity within marine reserves in the Philippines. *Diversity Distrib.* 16: 529-536.
- Benfield, M. C. y Minello, T. J. (1996) Relative effects of turbidity and light intensity on reactive distance and feeding of an estuarine fish. *Environ. Biol. Fish.* 46: 211-216.
- Blaber, S. J. M. (2000) Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation, and conservation. *Blackwell Science, London.*
- Blanc, L., Aliaume, C., Zerbi, A. y Lasserre, G. (2001) Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environment: an example in the tropics. *Life Science.* 324: 635-646.
- Bottom, D. L. y Janes, K. K. (1990) Species composition, distribution and invertebrate prey of fish assemblages in the Columbia River Estuary. *Prog. Oceanogr.* 25.
- Brock, V. J. (1954) A preliminary report on a method of estimating reef fishes populations. *J. Wildl. Manage.* 18: 297-308.
- Chevalier, P. P. y Cárdenas, A. L. (2005) Variación espacial y temporal de las asociaciones de peces en arrecifes costeros de la costa oriental de la Bahía de Cochinos. I: Abundancia y Diversidad. *Rev. Inv. Mar.* 26: 45-58.
- Chittaro, P. M. (2004) Fish-habitat associations across multiple spatial scale. *Coral Reef.* 23: 235-244.
- Chittaro, P. M., Ussiglio, P. y Sale, P. F. (2005) Variation in fish density, assemblage composition and relative rate of predation among mangrove, seagrass y coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes* 72: 175-187.
- Christensen, J. D., Jeffrey, C. F. G., Monaco, C. C. M. E., Kendall, M. S. y Appeldoorn, R. S. (2003) Cross-shelf habitat utilization patterns of reef fishes in southwestern Puerto Rico. *Gulf. Caribb. Res.* 14: 9-27.
- Cintron-Molero, G. (1992) Restoring mangrove systems. In: G. W. Thayer (Ed.), *Restoring the Nation's Marine Environment, Maryland Seagrass Program, College Park, Maryland.* pp. 223-277.
- Claro, R. (1991) Changes in fish assemblages structure by effects of influence fisheries activity. *Trop. Ecol.* 32: 36-46.
- Claro, R. y García-Arteaga, J. P. (1993) Estructura de las comunidades de peces asociadas a los manglares del Grupo Insular Sabana- Camagüey, Cuba. *Avicennia.* 0: 60-83.
- Claro, R. (1994) Características generales de la ictiofauna. En R. Claro (ed.), *Ecología de los peces marinos de Cuba.* Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba y Cent. Invest. Quintana Roo, México. 55-70.

- Claro, R., Cantelar-Ramos, K., Pina-Amargós, F. y García-Arteaga, J. P. (2000) Biodiversidad y manejo de la ictiofauna del Archipiélago Sabana-Camagüey. *Inst. Oceanol.* 89
- Claro, R., Lindeman, K. C. y Parenti, L. R. (2001) Ecology of Marine Fishes of Cuba. *Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.* 194-219
- Claro, R. y Parenti, L. R. (2001) The marine ichthyofauna of Cuba. En R. Claro, K.C. Lindeman y L.R. Parenti (Eds.), *Ecology of the marine fishes of Cuba. Washinton & London.: Smithsonian Institution Press.* 21-32.
- Claro, R. y Robertson, D. R. (2010) Los Peces de Cuba. *Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba, en CD-ROM, ISBN. 978-959-298-019-978*
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B. J. A., Nagelkerken, I. y Velde, G. v. d. (2002) Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuar.Coast.ShelfSci.* 55: 309-321.
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B. J. A., Nagelkerken, I., Hemminga, M. A., Huiskes, A. H. L. y Velde, G. v. d. (2003a) Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangroves-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 246: 279-289.
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B. J. A., Nagelkerken, I. y Velde, G. v. d. (2003b) Diet shifts of Caribbean grunts (Haemulidae) and snappers (Lutjanidae) and the relation with nursery to coral reef migrations. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57: 1079-1089.
- Cocheret de la Morinière, E., Nagelkerken, I., Meij, H. v. d. y Velde, G. v. d. (2004) What attracts juvenile coral reef fish to mangrove: habitat complexity or shade? *Mar. Biol.*, . 144: 139-145.
- Connolly, S. R., Hughes, T. P., Bellwood, D. R. y Karlson, R. H. (2005) Community structure of corals and reef fishes at multiple Scales. *Science.* 309: 1363-1365.
- Crewz, D. W. y Lewis, R. R. (1991) An Evaluation of Historical Attempts to Eablish Emergent Vegetation in Marine Wetlands in Florida. *Florida Sea Grant Technical Publication . Florida Sea Grant College, Gainesville, Florida.* 60.
- Dahlgren, C. P. y Eggleston, D. B. (2000) Ecological processes underlying ontogenic habitat shifts in a coral ref. *fish. Ecology.* 81: 2227-2240.
- Davis, J. H. (1940) The ecology and geologic role of mangroves in Florida *Carnegie Inst. Wash. Pap. Tortugas Lab. No. 32. Publ.* 517: 305-412.
- Deegan, L. A., Finn, J. T., Ayvazian, S. G., Ryder-Kieffer, C. A. y Buonaccorsi, J. (1997) Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries.* 20: 601-617.
- Dorenbosch, M., Riel, M. C. v., Nagelkerken, I. y Velde, G. v. d. (2004) The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 60: 37-48.
- Duke, N. (1992) Mangrove floristics and biogeography. In: *Robertson, A.I., Alongi, D.M. (Eds.), Tropical Mangrove Ecosystems. American Geophysical Union, Washington, DC,* . 63–100.
- Ellison, A. M. (2000) Mangrove restoration: do we know enough? . *Rest. Ecol.* 8: 219-229.
- Erftemeijer, A. P. L. y Lewis, R. R. (2000) Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? In *Proceedings of the ECOTONE VIII Seminar Enhancing Coastal EcosystemsRestoration for the 21st Century, Ranong, Thailand,May 1999, Royal Forest Department of Thailand, Bangkok, Thailand.* 23-28-156-165.
- Faunce, C. H. y Serafy, J. E. (2006) Mangrove as fish habitat: 50 years of field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318: 1-18.
- Field, C. D. (1998) Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Mar. Pollut. Bull.* 37: 383–392.

- Field, C. D. E. (1996) Restoration of Mangrove Ecosystems. *International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan*.
- García-Cagide, A., Claro, R. y Koshelev, B. V. (2001) Reproductive patterns of fishes of the Cuba Shelf. En R. Claro, K.C. Lindeman y L.R. Parenti (Eds) *Ecology of the Marine Fishes of Cuba*. Washington & London. Smithsonian Institution Press. 73-114.
- Goldman, B. y Talbot, F. H. (1976) Aspect of ecology of coral reef fishes. En O.A. Jones y R. Endean (Eds.) *Biology and geology of coral reefs*. Academic Press, N.Y. 3: 125-154.
- González-Sansón, G. (1984) Ecología de las lagunas costeras de la región suroriental de Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 5: 127-171.
- González-Sansón, G. y Aguilar-Betancourt, C. (1983) Estudio comparativo de la estructura de las comunidades de peces en las lagunas costeras de la región suroriental de Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 4: 91-124.
- González-Sansón, G., Betancourt, C. A.-., Angulo, J. y González-Gándara, C. (1997) Variación espacial y estacional de la ictiofauna de un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. III: Análisis Multidimensional. *Rev. Invest. Mar* 18: 241-248.
- González-Sansón, G. y Aguilar-Betancourt, C. (2003) Variaciones espaciales y temporales en la abundancia de las especies dominantes de peces de arrecife de coral en la costa de Ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 24: 99-110.
- González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., Hernández, I. y Cabrera, Y. (2009) Effects of depth bottom communities on the distribution of highly territorial reef fish in the northwestern región of de Cuba. *J. Applied Ichthyology*. 25: 652-660.
- Green, A. L. (1996) Spatial, temporal and ontogenic patterns of habitat use by coral reef fishes (family Labridae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 133: 1-11.
- Guimaraes -Bermejo, M. (2007) Ecología de *Ruppia marítima* L. en Laguna Larga, Cayo Coco, Cuba. In: *Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en Biología Marina Mención en Ecología Marina*. Universidad de la Habana, Cuba. pp. 75 pp.
- Halpern, B. S. (2004) Are mangroves limiting resource for two coral reef fishes? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 272: 93-98.
- Helfman, G. S. (1993a) Fish behaviour by day, night and twilight. En T. J., Pitcher (Ed.). *Behaviour of teleost fishes*. 2Ed. London: Chapman and Hall, 715-715.
- Helfman, G. S. (1993b) Fish behaviour by day, night and twilight. En T. J., Pitcher (Ed.). *Behaviour of teleost fishes*. 2Ed. London: Chapman and Hall. 715.
- Hernández- Roque, L. (2007) Calidad de agua y gestión ambiental de Laguna Larga, Cayo Coco, Cuba. In: *Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos"*. pp. 53
- Hernández, I., Aguilar-Betancourt, C. y González-Sansón, G. (2006) Variación estacional de la abundancia de especies de peces seleccionadas en el sublitoral rocoso de Ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 27: 61-68.
- Hixon, M. A. y Carr, M. H. (1997) Synergistic predation, density dependence, and population regulation in marine fish. *Science*. 277: 946-949.
- Holbrook, S. J. y Schmitt, R. J. (2003) Spatial and temporal variation in mortality of newly settled damselfish: Patterns, causes and co-variation with settlement. *Oecologia*. 135: 532-541.
- Kelly, D. J. y Bothwell, M. L. (2002) Avoidance of solar ultraviolet radiation by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 59: 474-482.
- Kleijnen, S. (2001) Dependence of Caribbean Reef Fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitat: a comparison of fish fauna between bays with and without mangrove/seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214: 225-235.

- Lacerda, C. H. F., Barletta, M. y Dantas, D. V. (2014) Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*. 85: 1571-1602.
- Laegdsgaard, P. y Johnson, C. (1995) Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves of eastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 126: 67-81.
- Laegdsgaard, P. y Johnson, C. (2001) Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *Exp. Mar. Biol. Ecol.* 257: 229-253.
- Laroche, J., Boran, E. y Rasoanandrasana, N. B. (1997) Temporal patterns in a fish assemblages of a semiarid mangrove zone in Madagascar. *J. Fish Biol.* 51: 3-20.
- Lewis III, R. R. y Gilmore, R. G. (2007) Important considerations to achieve successful mangrove forest restoration with optimum fish habitat. *Bull. Mar. Sci.* 80: 823-837.
- Lewis, R. R. (1982a) Mangrove forests. In: Lewis, R.R. (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida,. 153–172.
- Lewis, R. R., Gilmore, R. G., Jr., D. W., Crewz y Odum, W. E. (1985) Mangrove habitat and fishery resources of Florida. In: W. Seaman (Ed.), *Florida Aquatic Habitat and Fishery Resources, Florida Chapter, American Fisheries Society, Eustis, Florida* 281-336.
- Lewis, R. R. (1990a) Creation and restoration of coastal plain wetlands in Florida. In: Kusler, J.A., Kentula, M.E. (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Island Press, Washington, DC,. 73–101.
- Lewis, R. R. (1990c) Wetlands restoration/creation/enhancement terminology: suggestions for standardization. In: J.A. Kusler and M.E. Kentula (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, Island Press, Washington, D.C. 417-422.
- Lewis, R. R. (1994) Enhancement, restoration and creation of coastal wetlands. In: Kent, D.M. (Ed.), *Applied Wetlands Science and Technology*. Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, Florida. 167–191.
- Lewis, R. R. (1999) Key concepts in successful ecological restoration of mangrove forests. In: *Proceedings of the TCE-Workshop No. II, Coastal Environmental Improvement in Mangrove/Wetland Ecosystems, August 1998, Danish-SE Asian Collaboration on Tropical Coastal Ecosystems (TCE) Research and Training, Network o Aquaculture Centres Asia Pacific, Bangkok, Thailand*. 18-23-19-32.
- Lewis, R. R. (2000) Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration in Florida. *Ecol. Eng.* 15: 191-198.
- Lewis, R. R. y Streever, W. (2000) Restoration of Mangrove Habitat. *ERDC TN-WRP-VN-RS-3,2, October 2000*. 7.
- Locatelli, E. y Petersen, R. (1975) Algunos “trucos” útiles en estadística. *Int. Plant Prot. Cent. Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA*. 7-9.
- Lorenz, J. J. (1999) The response of fishes to physicochemical changes in the mangroves of northeast Florida Bay. *Estuaries*. 22: 500-517.
- Louis, M., Bouchon, C. y Bouchon-Navaro, Y. (1995) Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia*. 295: 601-617.
- Lugo, A. E. y Snedaker, C. (1974) The ecology of mangroves. In: R. F. Johnson, P.W. Frank, and C.D. Michener (Eds.), *Annual Review of Ecology and Systematics*. 5: 39-64.
- Manson, F. J., Loneragan, N. R., Harch, B. D., Skilleter, G. A. y Williams, L. (2005) A broad-scale analysis of links between coastal fisheries production and mangrove extent: a case-study for northeastern Australia. *Fish Res.* 74: 69-85.
- Menéndez, L. y Priego, A. (1994) Los manglares de Cuba: Ecología. En *El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación* (D. Suman, ed.), Rosenstiel School of Marine and Atmospheric. *Science & The Tinker Foundation*. 64-75.

- Menéndez, L., González, A. V., Guzmán, J. M., Rodríguez, L. F. y Capote, R. P. (2000) Bases ecológicas para la restauración de manglares en áreas seleccionadas del archipiélago cubano y su relación con los cambios globales. [inédito], *Informe final de proyecto. Informe de proyecto de investigación Programa Nacional de Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano*, IES, CITMA. 153
- Milano, G. R. (1999) Restoration of coastal wetlands in southeastern Florida. *Wetland J.* 11: 15-24,29.
- Mocheke, A. D. y Valdés-Muñoz, E. (1983) Acerca de la conducta de los peces de la comunidad costera en la plataforma cubana. *Rev. Cien. Biol.* 9: 87-106.
- Mocheke, A. D. y ValdésMuñoz., E. (1983) Acerca de la conducta de los peces de la comunidad costera en la plataforma cubana. . *Rev. Cien. Biol.*, 9: 87 106. 9: 87-106.
- Mumby, P. J., Edwards, A. J., Arias-González, J. A., Lindeman, K. C., Blackwell, P. G., Gall, A., Gorzyska, M. I., Harborne, A. R., Pescod, C. L., Renken, H., Wabnitz, C. C. C. y Llewellyn, G. (2004) Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean *Nature*. 427: 533-536.
- Nagelkerken, I., Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Morinière, E. C. d. I. y Velde, G. v. d. (2000a) Day–night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 194: 55-64.
- Nagelkerken, I., Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Moriniere, E. C. d. I. y Velde, G. v. d. (2000b) Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: Patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 175-192.
- Nagelkerken, I., Roberts, C. M., Velde, G. v. d., Dorenbosh, M., Riel, M. C. v., Morinière, E. C. d. I. y Nienhuis, P. H. (2002) How important are mangrove and seagrass beds for coral reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. . *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 244: 299-305.
- Olivera-Espinosa, Y. (2013) Evaluación de la superposición de nichos en los ensambles de moluscos marinos de una laguna costera en Cayo Coco, Cuba. In: *Tesis en opción al Título Académico de Máster en Biología Marina y Acuicultura con Mención en Ecología Marina. Universidad de la Habana, Cuba*. 67.
- Parrish, J. D. (1989) Fish community of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 58: 143-160.
- Perry, A. L., Low, J., Ellis, J. R. y Reynolds, J. D. (2005) Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science* 308: 1912-1915.
- Pittman, S. J., McAlpine, C. A. y Pittman, K. M. (2004) Linking fish and prawns to their environment: a hierarchical landscape approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 283: 233-254.
- Pittman, S. J., Caldow, C., Hile, S. D. y Monaco, M. E. (2007) Using seascape types to explain the spatial patterns of fish the mangroves of SW Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 348: 273-284.
- Primavera, J. H. (1997) Fish predation on mangrove associated penaeids: The role of structures and substrate. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 215: 205-216.
- Randall, J. E. (1967) Foot habitats of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.* 5: 84.
- Rocha, M. L., Silva, W. F. y Paiva, A. M. (2010) Spatial and temporal distribution of fish in Palmas Bay, Ubatuba, Brazil. *Brazilian J. Ocean.* 58: 31-43.
- Rodríguez-Romero, J., López-González, L., Galván-Magaña, F., Sánchez-Gutiérrez, F., Inohuye-Rivera, R. y Inohuye-Rivera, J. (2011) Seasonal changes in a fish assemblage associated with mangroves in a coastal lagoon of Baja California Sur, Mexico. *Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, P.O. Box 128, La Paz*,

- B.C.S. 23000, México 2 Instituto Nacional de la Pesca, Pitágoras 1320, Col.Santa Cruz Atoyac, México, D.F. 03310,México 3 Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n P.O. Box 592, La Paz, B.C.S. 23000, México 39: 250-260.
- Rogers, C. S., G. Garrison, R. Grober, Z. M. Hillis y A.Franke., M. (1994) Coral reef monitoring manual for the Caribbean and Western Atlantic. . *Virgin Islands National Park, U.S: National Biological Survey*, . 31.
- Rogers, S. I. y Miller, R. S. (1996) Factors affecting the annual abundance and regional distribution of English inshore demersal fish populations. 1973 to 1995, *ICES. J. Mar. Sci.* 53: 1094-1112.
- Sale, P. F., Guy, J. A. y Steel, W. J. (1994) Ecological structure of assemblages of coral reef fishes on isolate patch reef. *Oecologia*. 98: 83-99.
- Sale, P. F. y Kritzer, J. P. (2003) Determining the extent and spatial scale of populationconnectivity: decapods and coral reef fishes compared. *Fisheries Research*. 65: 153-172.
- Sale, P. F. (2004) Connectivity, recruiment variation, and structure of reef fish communities. *Integr. Comp. Biol.* 44: 360-399.
- Salvat-Torres, H. M. (2007) Variación espacial de la comunidad de peces en un canal de comunicación al mar en Cayo Coco, Cuba. In: *Tesis de Diploma para optar por el título de Licenciado en Ciencias Biológicas, Universidad de la Habana, Cuba*. pp. 38
- Salvat-Torres, H. M., Pina-Amargós, F. y González-Sansón, G. (2010) Variación espacial de la comunidad de peces asociados a un canal de mangles en Cayo Coco, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 31: 131-140.
- Salvat-Torres, H. M. (2011) Dinámica de la ictiofauna del canal de comunicación al mar de Laguna Larga, Cuba. In: *Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en Biología Marina y Acuicultura con Mención en Ecología Marina. Universidad de la Habana, Cuba*. pp. 80
- Salvat-Torres, H. M., Pina-Amargós, F., G. G.-S. y M, S. (2013) Variación temporal de la comunidad de peces en un canal de comunicación al mar en Cayo Coco, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* (2013). 33: 1-13.
- Sheaves, M. (2005) Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 302: 293-305.
- Sierra, L. M., Claro, R. y Popova, O. A. (1994) Alimentación y relaciones tróficas. En R. Claro (Ed), *Ecología de los peces marinos de Cuba. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba y Cent. Invest. Quintana Roo, México*. 263-320.
- Sierra, L. M., Claro, R. y Popova, O. A. (2001) Trophic biology of the marine fishes of Cuba. En R. Claro, K.C. Lindeman y L.R. Parenti (Eds.), *Ecology of the marine fishes of Cuba . Washinhton& London.: Smithsonian Institution Press*. 21-32.
- StatSoft, I. (2011) STATISTICA (data analysis software system). version 10. www.statsoft.com.
- Stunz, G. W., T.J. Minello y Levin, P. S. (2002) Growth of newly settled red drum *Sciaenopsocellatus* in different estuarine habitat types. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238: 227-236.
- Taylor, D. S., Reyier, E. A., Mclvor, C. C. y Davis, W. P. (2007) An assessment of ichthyofaunal assemblages within the mangal of the belize offshore cays. *Bull. Mar. Sci.* 80: 721-737.
- Tolimieri, N. (1998) The relationship among microhabitat characteristics, recruitment and adult abundance in the stoplight parrotfish, *Sparisoma viride*, at three spatial scales. *Bull. Mar. Sci* 62: 253-268.
- Turner, R. E. y Lewis, R. R. (1997) Hydrologic restoration of coastal wetlands. *Wetland Ecol. Manag.* 4: 65–72.

- Tzeng, W. N., Wang, Y. T. y Chern, Y. T. (1997) Species composition and distribution of fish larvae in Yenliao Bay, Northeastern Taiwan. *Zool. Stud.* 36: 146-158.
- Valdés-Muños, E. (1981) Estructura y diversidad de la ictiofauna de los manglares de Punta del Este, Isla de la Juventud. *Cienc. Biol.* 6: 111-124.
- Valdés-Muñoz, E., J.P. R. C., García-Arteaga y Sierra, L. M. (1990) Características de las comunidades de peces de los manglares en el Golfo de Batabanó. En: *Asociaciones de peces en el Golfo de Batabanó* (R. Claro, ed.). Editorial Academia, La Habana. 67-82.
- Valdés-Muñoz, E. y Mocheke, A. D. (2001) Behavior of Marine Fishes of the Cuban Shelf. En “*Ecology of the Marine Fishes of Cuba*” R. Claro, K. C. 20
- ValdésMuñoz, E. y Mocheke, A. D. (2001) Behavior of Marine Fishes of the Cuban Shelf. En “*Ecology of the Marine Fishes of Cuba*” R. Claro, K. C. 20.
- Verweij, M. C., Nalgekerken, I., Wartenbergh, S. L. J., Pen, I. R. y Velde, G. v. d. (2006) Caribbean mangroves nad seagrass beds as daytime feeding habitat for juvenile French grunt, *Haemulon flavolineatum*. *Mar Biol.* 149: 121-129.
- Mwandya, W, A. M., Gullström, M., Andersson, H., Öhman, M. C. y I, D. M. y. (2010) Bryceson. Spatial and seasonal variations offish assemblages in mangrove creek systems in Zanzibar (Tanzania). *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 89: 277-286.
- Yanez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A. L., Sanchez-Gill, P., Vargas-Maldonado, P., Chavance, F., Amezcua-Linares, F., Aguirre-León, A. y Díaz-Ruiz, S. (1982) Ecosystem dynamics and nichthemeral and seasonal programing of fish community structure in a tropical estuaries inlet, Mexico. *Oceanol. Acta, no special, sept.* 417-429.
- Zuñiga, A. y González, D. (2000) Las causas de los procesos erosivos de las playas del Polo turístico Jardines del Rey. *Enlace.* 7.

ANEXOS

Anexo 1: Lista de las especies y familias de peces encontradas en el canal de comunicación al mar de Laguna Larga, Cayo Coco. ()* = Cuba, localidad Tipo. La “X” muestra la presencia y ausencia de las especies antes del proceso de dragado de la laguna (Período 2007-2009) y después del dragado (Período 20014-2015. Hábitos de alimentación (I) ictiófagos, (IB) ictiobentófagos, (B) bentófagos, (P) planctófagos, (O) onmívoros, (H) herbívoros según (Claro y Parenti, 2001), (Ins) insectos de la superficie según Ponce de León y Rodríguez (2010), (Ni) no identificado.

Familia	Nombre científico	Período 2007 a 2009	Período 2014 a 2015	Hábitos de alimentación
Scaridae	<i>Scarus iserti</i> (Bloch, 1789)	X	X	H
	<i>Scarus taeniopterus</i> Desmarest, 1831	X	X	H
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840)	X	X	H
	<i>Sparisoma chrysopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	-	H
	<i>Scarus guacamaia</i> Cuvier, 1829	X	-	H

	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	X	-	H
	<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788)	X	-	H
Haemulidae	<i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803)	X	X	B
	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	X	-	B
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)*	X	X	B
	<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest, 1823)*	X	X	B
	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	X	-	B
Carangidae	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	X	-	I
	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	X	-	I
	<i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)	X	-	I
	<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896	X	-	I
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	X		IB
	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	I
	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	X	-	I
	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	X	-	IB
Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	X	X	B

	<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch, 1791)	X	-	B
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	X	-	B
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	B
	<i>Stegastes leucostictus</i> (Müller & Troschel, 1848)	X	X	O
	<i>Stegastes adustus</i> (Troschel, 1865)	X	X	O
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)		-	B
	<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	X	-	B
	<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	X	-	B
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	X	X	B
	<i>Eucinostomus jonesii</i> (Günther, 1879)	X	X	Ni
	<i>Eucinostomus havana</i> (Nichols, 1912)	X	X	B
Clupeidae	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse, 1851)	X	X	P
	<i>Harengula humeralis</i> (Cuvier, 1829)	X	X	P
Gobiidae	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill,	X	-	B

	1863			
	<i>Lophogobius cyprinoides</i> (Pallas, 1770)	X	-	Ni
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	X	X	H
	<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	X	-	H
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	B
	<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1786)	X	-	O
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum, 1792)	X	X	I
Belonidae	<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)*	X	X	I
Mugilidae	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	X	-	D
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus, 1758	X	X	B
Cyprinodontidae	<i>Cyprinodon variegatus</i> Lacepède, 1803	X	-	Ni
Scianidae	<i>Equetus acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	-	B
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	X		P
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	IB
Elopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	X	-	P
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus,	X	-	B

	1758)			
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus nasutus</i> (Cuvier, 1829)	X	-	B
Poeciliidae	<i>Gambusia puncticulata</i> Poey, 1854	X	-	Ins