

**ESTRUCTURA Y FUNCIONAMIENTO DE LA RED TRÓFICA DEL GOLFO DE  
SALAMANCA, CARIBE COLOMBIANO**

**DANIEL STIVEN ORTIZ OYOLA**

**Trabajo de formación para la investigación para optar al título de Biólogo Marino**

**Director**

**LUIS ORLANDO DUARTE CASARES**

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO  
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERIA  
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA  
SANTA MARTA**

**2017**

Nota de aceptación:

---

---

---

---

---

---

Firma del presidente del jurado

---

Firma del jurado

---

Firma del jurado

Santa Marta (22/05/17)

## Tabla de Contenido

|                                                                                                  |           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>AGRADECIMIENTOS .....</b>                                                                     | <b>1</b>  |
| <b>RESUMEN.....</b>                                                                              | <b>2</b>  |
| <b>ABSTRACT .....</b>                                                                            | <b>3</b>  |
| <b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>                                                                      | <b>4</b>  |
| <b>2. JUSTIFICACIÓN .....</b>                                                                    | <b>6</b>  |
| <b>3. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE .....</b>                                                  | <b>8</b>  |
| <b>3.1 MARCO TEÓRICO .....</b>                                                                   | <b>8</b>  |
| <b>3.2 ESTADO DEL ARTE .....</b>                                                                 | <b>10</b> |
| <b>4. DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA, OBJETIVOS .....</b>                                             | <b>13</b> |
| <b>4.1 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....</b>                                                        | <b>13</b> |
| <b>4.2 OBJETIVOS .....</b>                                                                       | <b>13</b> |
| <b>5. HIPÓTESIS .....</b>                                                                        | <b>14</b> |
| <b>6. METODOLOGÍA.....</b>                                                                       | <b>15</b> |
| <b>6.1 ÁREA DE ESTUDIO .....</b>                                                                 | <b>15</b> |
| <b>6.2 DISEÑO EXPERIMENTAL .....</b>                                                             | <b>17</b> |
| <b>7. RESULTADOS.....</b>                                                                        | <b>29</b> |
| <b>7.1 Balance del modelo .....</b>                                                              | <b>29</b> |
| <b>7.2 Estimaciones básicas.....</b>                                                             | <b>32</b> |
| <b>7.3 Atributos del ecosistema. ....</b>                                                        | <b>33</b> |
| <b>7.4 Impactos tróficos combinados .....</b>                                                    | <b>37</b> |
| <b>8. DISCUSIÓN.....</b>                                                                         | <b>39</b> |
| <b>8.1 Estimaciones del ecosistema .....</b>                                                     | <b>39</b> |
| <b>8.2 Atributos del ecosistema .....</b>                                                        | <b>39</b> |
| <b>8.3 Impactos tróficos combinados .....</b>                                                    | <b>45</b> |
| <b>9. CONCLUSIONES.....</b>                                                                      | <b>47</b> |
| <b>10. RECOMENDACIONES .....</b>                                                                 | <b>47</b> |
| <b>11. BIBLIOGRAFÍA .....</b>                                                                    | <b>48</b> |
| <b>12. ANEXOS.....</b>                                                                           | <b>67</b> |
| <b>ANEXO 1: Referencias usadas para la construcción de la matriz presa/depredador.<br/>.....</b> | <b>67</b> |

## Lista de figuras.

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figura 1: Golfo de Salamanca (Realizado por: Peluffo, 2017). .....</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | <b>16</b> |
| <b>Figura 2: Diagrama de flujos de la biomasa del golfo de Salamanca (2013). B: biomasa (t/km<sup>2</sup>). El tamaño de la circunferencia representa la proporción de la biomasa del componente en el ecosistema (B: cantidad de biomasa). Los flujos que están debajo de la mitad de la circunferencia indican que entran a éste, si están en la mitad superior salen del componente.....</b> | <b>34</b> |
| <b>Figura 3: Esquema de los impactos tróficos combinados entre los componentes del ecosistema además de los diferentes tipos de pesca. Los círculos blancos indican impactos positivos, los negros que indican un impacto negativo. Las filas indican el componte que impacta y las columnas los grupos impactados. ....</b>                                                                    | <b>38</b> |

## Lista de tablas

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Tabla 1: Desembarcos y descartes de las artes de pesca que operan en el gdS (t/año). .....</b>                                                                                                                                                                                                                                                    | <b>19</b> |
| <b>Tabla 2: Unidades taxonómicas usadas en cada uno de los componentes.....</b>                                                                                                                                                                                                                                                                      | <b>21</b> |
| <b>Tabla 3: Parámetros de entrada para el modelo del golfo de Salamanca 2013 sin balancear. Parámetros obtenidos de la literatura: a- Duarte y García 2004; b- Opitz 1996. ....</b>                                                                                                                                                                  | <b>24</b> |
| <b>Tabla 4: Matriz depredador/presa inicial. ....</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                | <b>30</b> |
| <b>Tabla 5: Matriz depredador/presa balanceada. ....</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                             | <b>31</b> |
| <b>Tabla 6: Atributos estimados del golfo de Salamanca (gdS) 2013.....</b>                                                                                                                                                                                                                                                                           | <b>36</b> |
| <b>Tabla 7: Parámetros de entrada balanceados, estimaciones básicas de Ecopath para el golfo de Salamanca (2013) e índice omnivoría para cada uno de los componentes. Los valores en rojo fueron estimados por Ecopath. Estimaciones básicas del golfo de Salamanca para 1997 (gdS 1997, Duarte y García, 2004). ....</b>                            | <b>40</b> |
| <b>Tabla 8: Atributos del ecosistema (gdS 2013) y de otros ecosistemas ecosistema. Golfo de Salamanca 1997 (gdS 1997) modelo de Duarte y García (2004); Golfo de Morrosquillo (gdM) modelo de Bustos-Montes (2012); Guajira modelo de Criales-Hernández et al. (2006) y golfo de Paria (GdP) modelo de (Manickchand-Heileman et al. (2004) .....</b> | <b>44</b> |

## **AGRADECIMIENTOS**

Se agradece a la AUNAP por la información brindada.

## RESUMEN

Se construyó un modelo de balance de masas (Ecopath) de 19 componentes para el golfo de Salamanca (gdS), a partir de la información de los desembarcos registrados por la AUNAP para el año 2013 y los descartes de las redes de arrastre que operan en el golfo. El consumo y producción de los componentes fueron derivados del modelo de 1997. Las dietas de cada uno de los grupos fueron actualizadas con la literatura disponible. Se evaluaron cambios estructurales y funcionales en la red trófica del golfo de Salamanca que han ocurrido en las últimas dos décadas con ayuda de las estimaciones de biomasa, niveles tróficos, 15 atributos ecosistémicos y los impactos tróficos combinados. Esto sugiere cambios en la estructura y función del gdS, relacionado con la reducción de la biomasa, niveles tróficos y pérdida de madurez. Incidiendo en la estabilidad del sistema y la capacidad para soportar alteraciones naturales o promovidas por el hombre. Los detritos ejercen un control desde la base de la red alimentaria debido a los impactos que tiene en el ecosistema. La pesquería artesanal que opera en el golfo tiene mayores impactos en la parte superior de la red trófica, resaltando que el impacto de la pesca artesanal de arrastre es localizada y genera menores impactos que otros tipos de pesca (e.g. red de enmalle).

Palabras Clave: Golfo de Salamanca, Red trófica, Ecopath with Ecosim, atributos ecológicos.

## **ABSTRACT**

A mass-balance model (Ecopath) of 19 components was elaborated for the gulf of Salamanca, based on the AUNAP landings information for 2013 and discards of trawls operating in the gulf. The consumption and production of the components were derived from the 1997 model. Structural and functional changes were evaluated in the trophic network that have occurred in the last two decades with the help of estimates of biomass, trophic levels, 15 ecosystem attributes and mixed trophic impact. This suggests changes in the structure and function of gulf of Salamanca, related to the reduction of biomass, trophic levels and loss of maturity. It has consequences in the stability of the system and the capacity of withstand natural or man-made alterations. The detritus exerts bottom-up control in the trophic network due to the impacts that it has in the ecosystem. The artisanal fishery operating in the Gulf has more impacts on the upper part of the food web, noting that the impact of artisanal trawling is localized and generates less impacts than other types of gears (e.g. gillnet).

Key words: Gulf of Salamanca, trophic web, Ecopath with Ecosim, Ecological attributes.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los modelos a nivel ecosistémico son una descripción del sistema natural que representan estructura, funcionamiento, interacciones y retroalimentación con el propósito de evaluar su estado y explorar cambios potenciales debidos a la variabilidad natural o promovida por el hombre (FAO, 2008). Normalmente, se construyen a partir de ecuaciones que refieren a los componentes y las tasas, entendiéndose como componentes a las entidades bióticas incluidas en el modelo y las tasas, parámetros que representan la velocidad de cambio de los componentes (Christensen *et al.*, 2005). Los modelos ecotróficos han permitido integrar información proveniente de diversas disciplinas y se han convertido en una representación que puede ser interpretada por una serie de actores (científicos, gobiernos, organizaciones, etc.) que son fundamentales en la toma de decisiones para el manejo de los ecosistemas que brindan bienes y servicios a la humanidad (Christensen *et al.*, 2008).

La aproximación “Ecopath with Ecosim” ha sido ampliamente aplicada en ecosistemas acuáticos, para explorar el efecto de impactos de las pesquerías y alteraciones en el ambiente sobre los componentes bióticos (Christensen y Walters, 2004). Se basa en la representación del estado del ecosistema para un periodo determinado teniendo como base a dos ecuaciones que describe la producción y el balance energético entre los componentes bióticos del sistema (Christensen *et al.*, 2005). El desarrollo de estrategias de análisis integrales como “Ecopath wit Ecosim” ha sido promovido por la preocupación creciente de entender los ecosistemas ante las alteraciones que han venido experimentando y el incremento en la capacidad computacional necesaria para evaluar cuantitativamente sus procesos complejos (Robinson y Frid, 2003). Los modelos de este tipo se transforman en herramientas de utilidad para implementar el manejo pesquero basado en el ecosistema que reclama la comunidad científica en la actualidad, como una alternativa al manejo tradicional (Marasco *et al.*, 2007)

Duarte y García (2002) construyeron un modelo de balance de masas de 18 compartimientos para el golfo de Salamanca (gdS) a partir de la información disponible en 1997. Se tuvieron en cuenta 10 grupos ecológicos debido a su importancia económica y por los métodos muestrales empleados en el área. Las especies demersales representan en



la pesquería del Golfo una alta biomasa y gran valor económico (García *et al.*, 1998) cuyas principales características son la elevada riqueza de especies, con tamaños y estrategias de vida variados, lo cual hace que sean aprovechados con una gama de métodos de pesca que emplean las flotas artesanales (Gómez-Chanchong *et al.*, 2004). Desde hace aproximadamente 15 años la pesca artesanal de arrastre camaronero opera en una pequeña área del gdS (cerca a la desembocadura de la Ciénaga Grade de Santa Marta y al frente del municipio de Ciénaga) donde extrae especies bentónicas de importancia económica (*Xiphopenaeus kroyeri*, *Penaeus subtilis* y *Penaeus schmitti*), con una alta incidencia de especies acompañantes que tienen un rol importante en el sistema natural y en el sustento de la pesquería artesanal (Duarte *et al.*, 2013; Manjarrés *et al.*, 2014).

Actualmente, hay una preocupación sobre la sostenibilidad de la pesca que hace necesario tener en cuenta a todo el ecosistema (biótico y abiótico), además de los objetivos socio-económicos para llegar a la aplicación de regulaciones que permitan una pesquería viable a largo plazo (Marasco *et al.*, 2007; FAO, 2008). Se ha documentado ampliamente que la pesca de arrastre puede impactar negativamente a las comunidades biológicas y a los hábitats en los ecosistemas marinos (Pauly, 1979; Hall *et al.*, 2000). Una de las problemáticas de esta actividad es la frecuencia de la pesca acompañante, definiéndose está como la extracción de especies no objetivo, de tamaños y edades no deseadas de las especies que se quieren extraer (Alverson *et al.*, 1994). No obstante en las pesquerías artesanales, la pesca acompañante ha tenido poca atención, pero puede significar cantidades considerables y afectar ecosistemas, principalmente costeros (Lewison *et al.*, 2004; Duarte *et al.*, 2013).

A partir de la problemática ecológica actual del golfo de Salamanca, el presente estudio significa una actualización del modelo ecotrófico realizado por Duarte y García (2002) incorporando la extracción (objetivo y acompañante) de la pesquería artesanal de arrastre camaronero y disgregando el componente de depredadores tope (tiburones y rayas). Lo anterior con el propósito de evaluar posibles cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Se concibe este trabajo de grado con el fin de optar al título de Biólogo Marino de la Universidad Jorge Tadeo Lozano en el marco del proyecto “Desarrollo de capacidades científicas bajo colaboración internacional para el manejo basado en el ecosistema de recursos marinos de México y Uruguay ante el cambio climático global (triangular con Colombia)”, auspiciado la Agencia de Mexicana de Cooperación Internacional para el Desarrollo y la Agencia Uruguaya de Cooperación Internacional.

## 2. JUSTIFICACIÓN

Las redes tróficas se basan en los componentes con sus interacciones (estructura) y los flujos de materia o energía como fuente de su dinámica (funcionamiento). Dilucidar la estructura es trascendental porque permite observar los cambios del sistema natural debido a factores internos y externos (Bascompte, 2009). De manera complementaria, explorar el efecto potencial del cambio de los componentes bióticos sobre la dinámica del ecosistema permite anticipar alteraciones en su nivel de desarrollo y estabilidad (Arreguín-Sánchez, 2014). En efecto, la identificación de los grupos clave es relevante para la preservación de los ecosistemas, ya que sus cambios significan repercusiones profundas en el funcionamiento ecológico (Primack y Ros, 2002). Por ejemplo, a partir del estudio de redes tróficas, Pauly *et al.* (1998) postularon que las pesquerías han generado un detrimento en el nivel trófico de los sistemas naturales, porque esta actividad extrae especies depredadoras del sistema, alterando la estructura y funcionamiento del mismo.

Pauly *et al.* (2002) exponen como las pesquerías generan cambios negativos en la estructura y función de los ecosistemas porque se remueven grupos que sostienen la productividad, además de destruir directamente los fondos marinos. La pesca de arrastre es uno de los métodos que más genera impactos en las redes tróficas debido a su poca selectividad permitiendo la extracción de organismos de diferentes niveles tróficos (Manjarrés *et al.*, 2014). Con las redes de arrastre camaronero se extraen y descartan una gran cantidad de especies que no son el objetivo de la pesca, creando un desbalance en los ecosistemas (Alverson *et al.*, 1994). En el Caribe colombiano se ha visto que este tipo de pesca está cambiando la estructura y función del ecosistema poniendo en riesgo la

sostenibilidad biológica, por tanto es urgente desarrollar actividades de manejo y regulación para disminuir los efectos negativos de la actividad extractiva (Duarte *et al.*, 2010).

El sistema natural se ve influenciado por factores biológicos, ecológicos, sociales y económicos, propiciando que para lograr un manejo integral sea necesario incluir todos estos aspectos. Los modelos ecosistémicos han sido una alternativa viable para lograr la inclusión de factores bióticos, abióticos y humanos, permitiendo plantear un manejo apropiado de los agentes que actúan sobre el ecosistema (Jarre-Teichman, 1998). El manejo integral de la pesquería se ha abordado con los modelos ecosistémicos dado que permiten evaluar el estado del ecosistema y hacer predicciones sobre este en diferentes escenarios de la pesca (Robinson y Frid, 2003). La aplicación de los modelos se ve reflejada en que constituyen la base del entendimiento conceptual del sistema (estructura y función), permiten desarrollar decisiones estratégicas a largo plazo teniendo en cuenta cómo ha cambiado el ecosistema, además de la elaboración de decisiones tácticas a corto plazo para afrontar componentes que están causando un detrimento ecosistémico (FAO, 2008).

De acuerdo con la normativa pesquera del país, resulta pertinente realizar investigaciones en aspectos que permitan generar información base para identificar, cuantificar, administrar, procesar y desarrollar los recursos pesqueros (Congreso de la República de Colombia, 1990), siendo esto parte del componente temático “evaluación de impactos causados por técnicas extractivas de bienes de la biodiversidad marina” del programa nacional de investigaciones en biodiversidad marina y costera (INVEMAR, 2000).

### **3. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE**

#### **3.1 MARCO TEÓRICO**

##### **3.1.1 Pesca de arrastre**

La pesca de arrastre es una actividad que genera impactos sobre los sistemas, debido a la gran cantidad de captura acompañante (conocida como “bycatch” en idioma inglés). A nivel mundial, se ha estimado que este tipo de pesca descarta 1.86 millones de toneladas (Kelleher, 2005). Para Colombia, la extracción camaronera representa un reglón económico importante, siendo la costa pacífica la que aporta más desembarcos por su pesca artesanal e industrial, sin embargo se han reducido los desembarcos y la biomasa del recurso y de otros grupos importantes (Duarte y García, 2002, De la Hoz Maestre y Manjarres-Martínez, 2016).

La pesca acompañante se divide en dos (2), de acuerdo al uso que se le dé al recurso extraído: especies que tienen un valor y son aprovechados en el área, pero diferentes de las objetivo, las cuales son denominadas captura incidental y el descarte, constituido por organismos que son regresados al mar porque no tienen importancia comercial o por restricciones legales o culturales (Alverson *et al.*, 1994).

##### **3.1.2 Estructura y funcionamiento de la red trófica**

Las diferentes especies que componen una comunidad ecológica interactúan entre sí a manera de depredador-presa o consumidor-recurso, siendo esto el componente básico de cómo se estructura la comunidad. El conjunto de estas interacciones tróficas conforman una red en la que cada elemento puede afectar directa o indirectamente a otros. Este esquema idealizado se modifica constantemente en el tiempo y espacio, resaltando la importancia de conocer la composición y los enlaces entre los diferentes componentes puesto que cada sistema tiene sus características y condiciones (Paine, 1980). Las redes pueden estructurarse con grupos funcionales como una representación de un grupo de

organismos que comparten los mismo depredadores y presas, con lo cual se tiene las ventajas de reducir el número de componentes, pero mantenido los atributos (Cohen, 1990).

En los ecosistemas se presentan varios tipos de control ejercidos por diferentes especies o grupos de estas. Cuando se da desde la base de la red alimentaria, los niveles tróficos inferiores determinan el funcionamiento de la mayor parte del sistema o por factores ambientales que cambian la estructura, distribución y características de los niveles superiores del ecosistema. Si se da desde el tope de la red alimentaria los componentes interactúan en su mayoría por consumo, generando que los niveles superiores regulen la abundancia de sus presas y por tanto la mortalidad por depredación es la principal causa de disminución de la abundancia (Cury *et al.*, 2003).

En sistemas naturales donde se presentan eventos de surgencia normalmente hay pocas especies de peces pelágicos pequeños con un nivel trófico intermedio y hay una mayor diversidad de niveles tróficos superiores e inferiores, generando que los peces pelágicos pequeños ejerzan control desde el medio de la red alimentaria en el ecosistema (Cury *et al.*, 2000).

Las especies clave son aquellas que tienen un fuerte impacto sobre todo el ecosistema, cuando cambian drásticamente su abundancia. Los cambios de estas producen cascadas tróficas al propiciar que el efecto se propague a otros niveles tróficos. Aun cuando estas son de gran importancia, la magnitud de las interacciones es otro aspecto importante que influye los cambios posteriores en el sistema (Power *et al.*, 1996).

#### **3.1.4 Modelo de balance de masas de Ecopath with Ecosim.**

Con el propósito de construir una representación de los bancos de Hawái, a partir de la escasa información que se tenía de los componentes, Jeff Polovina a mediados de los 80 utilizó un sistema de ecuaciones lineales simultaneas para esto, logrando describir al ecosistema de una manera simple y realista, a lo que se denominó Ecopath. Esta aproximación a los ecosistemas tuvo como principal objetivo, describir la estructura del

ecosistema, pero posteriormente se incluyó la dinámica en el sistema en base al tiempo generacional de cada componente (Polovina, 1993).

Actualmente *Ecopath with Ecosim* tiene por objetivo la creación de un modelo estático de balance de masas del ecosistema, donde se representan las interacciones entre cajas de biomasa, entendiéndose como especies o grupos de especies que se encuentran en el sistema a modelar. Los requerimientos por Ecopath son relativamente simples y normalmente están disponibles de las evaluaciones de los *Stocks* pesqueros. El balance de masas es obtenido a través de las ecuaciones de producción y del balance energético de cada grupo. La primera ecuación describe producción de cada componente a partir de las capturas, todos los tipos de mortalidad, la acumulación de biomasa y la migración. El balance energético en el modelo está basado en el consumo de cada grupo, el cual se calcula a partir de la producción, respiración y el alimento no asimilado (Christensen *et al.*, 2005).

Ecopath es usado para la evaluación de los efectos de la pesca, implementación de áreas marinas protegidas, evaluación de efectos por cambios climáticos y resolución de preguntas ecológicas de una gran variedad de sistemas acuáticos (estuarios, arrecifes coralinos, ríos, etc.) (Christensen *et al.*, 2008). Una de las aplicaciones más frecuentes es la evaluación de los impactos de la pesquería sobre el ecosistema, tarea relevante en los últimos años, que se puede abordar a partir de los modelos ecosistémicos, debido a que se representa a todo el sistema e incluye variables que lo afectan, para así poder dar respuesta a preguntas entorno a los impactos generados por la pesquería (Pauly *et al.*, 2000).

### **3.2 ESTADO DEL ARTE**

García *et al.* (1998) identificaron que la profundidad es la variable con mayor influencia en la estructura de la comunidad de peces demersales del gdS. Uno de los ensamblajes habita profundidades menores que 50 m (borde de la plataforma continental en la zona), con elevada biomasa y dominado por especies de interés comercial (*Lutjanus analis* y *Calamus penna*). El otro ensamblaje se encuentra en profundidades mayores a 50 m (talud superior), con menor biomasa y peces de poco valor comercial. Se postuló que la alta riqueza de

peces demersales se debe a que en la costa se encuentra el ecosistema de bosque de manglar, además de presentarse en el medio de este una formación de arrecife (banco de las animas) y el régimen climático favorece la esorrentía hacia el área marina. En esta zona operan pesquerías artesanales de anzuelo, redes de enmalle, redes de tiro y desde hace aproximadamente unos 15 años, redes de arrastre. Esta última puede impactar negativamente el ecosistema, debido a su naturaleza poco selectiva (Duarte *et al.*, 2013). Estos impactos pueden ser evaluados integralmente mediante modelos tróficos del ecosistema.

Duarte y García (2002) construyeron un modelo trófico del gdS con el fin de simular las respuestas del ecosistema frente a cuatro posibles escenarios. En un periodo de simulación de 20 años se maximizaron tres funciones objetivo independientes (beneficios económicos, sociales y en la estructura del ecosistema) y la combinación de las tres funciones. Dentro de las simulaciones se tuvo en cuenta los tipos de artes de pesca usados en la región. El ecosistema se vio más degradado por el objetivo social al cambiar la estructura de la red alimenticia y disminuir el nivel trófico medio; para el objetivo económico no se dio un cambio en la estructura, pero esto debe ser analizado con cuidado debido a que el ecosistema mantiene la biomasa de los grupos, pero no genera un incremento en los componentes de valor económico. Finalmente, el enfoque ecológico mantiene la estructura y tendencias de biomasa. El mejor rendimiento del ecosistema se obtiene en la simulación de la maximización de los tres enfoques.

Duarte y García (2004) exploraron la importancia de los pequeños peces pelágicos, en el funcionamiento del ecosistema marino del gdS. Para ello simulaban variaciones de la vulnerabilidad del grupo y de sus presas, y el cambio de la tasa de captura. Los peces pelágicos pequeños tienen un nivel trófico de 2,6 y cumplen la función de conectar niveles bajos con los niveles altos de la red trófica. Los niveles tróficos bajos permanecieron prácticamente invariantes en las simulaciones y los niveles superiores decrecieron o incrementaron dependiendo de si la mortalidad por pesca de los peces pelágicos pequeños fue elevada o mínima, respectivamente. Para el golfo de Salamanca, no se cumplió el control desde el medio de la red alimentaria porque los cambios en los peces pelágicos

pequeños solo afectan a niveles superiores. No obstante, la importancia de este grupo hace necesario que se establezca un manejo adecuado.

Duarte *et al.* (2010) estimaron la cantidad de la captura acompañante además de determinar la composición taxonómica de la pesca de arrastre de camarón realizada en el Caribe colombiano. Para las dos áreas evaluadas se estimó que más del 76% del bycatch se descarta. Aún cuando encontraron una gran cantidad de especies, aproximadamente el 50% de la captura acompañante está representada por 10 grupos taxonómicos. Esta alta diversidad extraída por la pesca de arrastre es preocupante debido a que puede causar repercusiones negativas dentro del ecosistema. Los carroñeros bentónicos representan la mayor fracción del bycatch lo que puede deberse al aumento de su biomasa como consecuencia del incremento de la materia orgánica descartada en los fondos adicionalmente destruye la estructura de los fondos y afecta a una gran cantidad de los componentes biológicos del sistema natural.

Duarte *et al.* (2013) encontraron que hay diferencia en la biomasa de la fauna acompañante dependiendo de la época climática en la pesquería artesanal de arrastre camaronero que opera en el gdS. Aunque algunas especies se capturaron en los dos periodos climáticos (e.g. *Stellifer* spp., *Odontognathus compressus*, *Callinectes sapidus*). En época de vientos las medusas, junto con *Cetengraulis edentulus* y *Conodon nobilis* fueron componentes importantes (mayor biomasa) de la fauna acompañante. *Anchovia clupeioides*, *Trichiurus lepturus* y *Macrodon ancylodon* fueron las especies importantes para el periodo de lluvias. La pesquería de arrastre utiliza embarcaciones de pequeña escala que poseen redes de 7.7 m de relinga superior y un ojo de malla entre 1/2" y 7/8", para el 2011 la flota del Golfo se constituía por 22 embarcaciones. Este tipo de pesca genera impactos negativos, cambios en la estructura y función del ecosistema al ejercerse presión sobre estadios juveniles y al ser devueltos muertos una gran parte de estas extracciones se impacta en varios niveles de la red trófica.

Grijalba-Bendeck *et al.* (2012) con el fin de dar a conocer el estado y dinámica de la pesca artesanal costera del departamento del Magdalena, analiza los componentes oceanometeorológico, pesquero-bioeconómico, biológico y de manejo y conservación. Para



el aspecto pesquero-bioeconómico se evaluaron 14 sitios de desembarco (7 dentro del golfo de Salamanca), durante agosto de 2008 y junio de 2010. Se analizaron variables pesqueras (captura desembarcada, esfuerzo pesquero y captura por unidad de esfuerzo) y económicas (ingresos por primera venta, costos variables y renta por faena). El desembarco para los sitios del gdS fue de 841.9 t para el periodo de muestreo con un valor de 3.697'531.121 pesos colombianos. La mayor parte de estos desembarcos es representada por especies pelágicas depredadoras (familias scombridae y carangidae) y algunas pequeñas (*Selar crumenophthalmus*) además de unas cuantas especies demersales (Lutjanidae y Trichiuridae). Dentro de las artes que operan en gdS se pueden resaltar chinchorro, boliche, línea de mano y redes de enmalle siendo estas las artes que más aportan a los desembarcos (Bustos-Montes *et al.*, 2012).

#### **4. DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA, OBJETIVOS**

##### **4.1 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN**

Desde hace aproximadamente 15 años en el golfo de Salamanca, se ha desarrollado una pesquería artesanal de arrastre camaronero que tiene un alto porcentaje de pesca acompañante, la cual es descartada en su mayoría (Duarte *et al.*, 2013). Un modelo trófico fue construido antes de que esta pesquería se instalara en la región (Duarte y García, 2002), lo que significa que se tiene la información de cómo estaba el ecosistema previamente. Para explorar posibles cambios temporales en la estructura y funcionamiento de la red trófica, después de la introducción de este tipo de pesca, se precisa de construir un modelo trófico actual del sistema.

##### **4.2 OBJETIVOS**

###### **4.2.1 Objetivo general**

Evaluar los cambios estructurales y funcionales en la red trófica del golfo de Salamanca que han ocurrido en las últimas dos décadas mediante la comparación de indicadores holísticos derivados de modelos ecotróficos.

#### **4.2.2 Objetivos específicos**

Determinar los cambios temporales en la composición comunitaria, el índice de conectancia y los niveles tróficos de la red alimentaria, como indicadores de la estructura de la red trófica del golfo de Salamanca.

Evidenciar los posibles cambios funcionales en el ecosistema con base en la ascendencia, entropía y flujos totales de la red trófica

Identificar los efectos que tiene los tipos de pesca sobre el ecosistema, haciendo énfasis en las artes de arrastre camaronero, mediante el análisis de los valores del impacto trófico combinado.

### **5. HIPÓTESIS**

En el golfo de Salamanca se ha alterado la composición comunitaria en el tiempo, se ha reducido la complejidad del sistema y se ha incrementado la biomasa de los niveles tróficos inferiores.

El ecosistema del golfo de Salamanca ha disminuido su grado de madurez, sus flujos totales y el nivel de ascendencia, en tanto que se ha incrementado la entropía por el cambio en las biomásas de sus componentes.

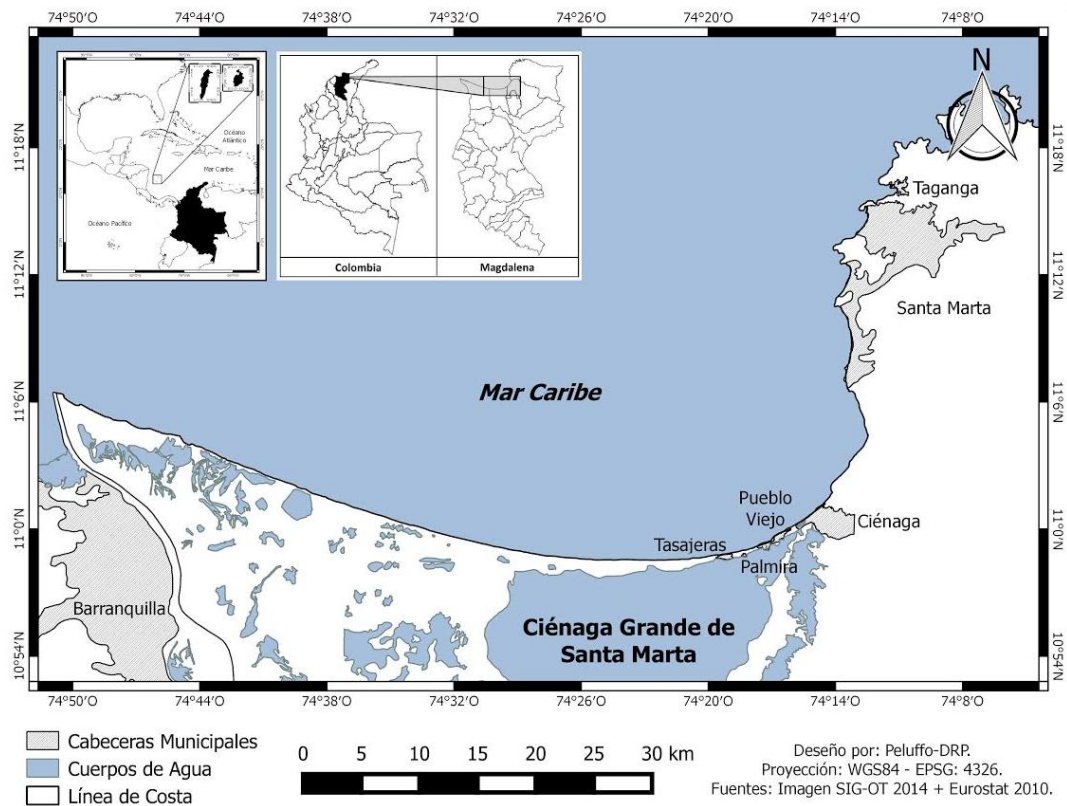
La pesca de arrastre camaronero genera un impacto negativo sobre los niveles tróficos medios y superiores, al ser estos los componentes de la pesca acompañante de los arrastres y, por ser descartados en el sistema directamente, mientras que los niveles inferiores son impactados positivamente.

## 6. METODOLOGÍA

### 6.1 ÁREA DE ESTUDIO

El golfo de Salamanca (gdS) es el área marino-costera localizada entre las ciudades de Santa Marta y barranquilla ( $11^{\circ}00'$  a  $11^{\circ}19'$  N y  $74^{\circ}12'$  a  $74^{\circ}50'$ W) (Figura 1) (García *et al.*, 2013). Tiene un área de  $955 \text{ km}^2$  (Duarte y García, 2002). Al oeste (Frente a Bocas de Cenizas) se presenta una plataforma continental estrecha que alcanza rápidamente la isobata de los 200 m, continuando hacia el este se ensancha la plataforma continental para alcanzar su mayor longitud al frente de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) para volverse a estrechar en las cercanías de la ciudad de Santa Marta (Cortés y Campos, 1999). García *et al.* (2013) a partir del estudio realizado entre mayo de 1996 y abril de 1998 encuentran un desplazamiento hacia el norte de las isobatas de profundidad, indicando un ensanchamiento de la plataforma continental.

La sedimentología del gdS muestra que la arena litoclastica domina en los fondos someros y se vuelven fangosos hacia el límite de la plataforma continental (Molina, 1993). En las cercanías del río Magdalena y frente a la CGSM el fondo se caracteriza por arenas muy finas (Blanco, 1993). En la actualización sedimentológica de García *et al.*, (2013), se confirma que en el borde de la plataforma continental, el fondo es dominado por sedimentos cieno-arcillosos, pero las arenas muy finas y litoclásticas finas eran para 1996-1998 los tipos de sedimento más distribuidos. Por encima de la isobata de 10 m, hay una gran cantidad de arenas de grano fino y restos de conchas y corales. En los extremos oeste y este se evidencian sedimentos cieno-arcillosos, con la diferencia de que en las cercanías de la desembocadura del Río Magdalena (oeste), los sedimentos son de origen pluvial y por erosión de la Isla de Salamanca y en los alrededores de Santa Marta (este) el sedimento esta combinado con material vegetal. Cerca del límite de la plataforma continental se encuentra una formación arrecife denominada Banco de las Animas (Blanco *et al.*, 1994), confiriéndole una heterogeneidad al golfo por ser un sitio de sustrato duro rodeado por guijarros de gran tamaño y arena media (García *et al.*, 2013).



**Figura 1:** Golfo de Salamanca (Realizado por: Peluffo, 2017).

El régimen climático en el gdS presenta dos épocas, debido a la acción de los vientos alisios y al desplazamiento de la zona de convergencia intertropical (ZCIT). Entre los meses de diciembre y abril se presenta la temporada seca influenciada por el aumento de la velocidad de los vientos alisios y el desplazamiento de la ZCIT al sur. El período de lluvias empieza en mayo y termina en noviembre por el debilitamiento de los vientos alisios y el posicionamiento de ZCIT sobre esta zona, entre julio y agosto se presenta un corto periodo seco (Ramírez-Barón *et al.*, 2010). En el tiempo de lluvias la contra-corriente de Panamá transporta masas de agua hasta la Península de La Guajira, pero por la geomorfología (orientación este-oeste) no entran las descargas del Río Magdalena (Mooers y Maul, 1998). La zona este es afectada por la CGSM, permitiendo que en el centro se presenten condiciones oceánicas (Ramírez, 1993). En el norte del Caribe colombiano, el periodo seco trae consigo eventos de surgencia, los cuales alcanzan a afectar el área de estudio (Blanco, 1988), favoreciendo a los productores primarios por el enriquecimiento de nutrientes, pero

aun así el aporte es relativamente bajo al comparase con otros sitios de surgencia (Corredor, 1979).

El golfo de Salamanca sostiene una alta diversidad de fauna y flora (Duarte y García, 2004), varios estudios en la zona han encontrado más de 150 especies epifaunales de moluscos y crustáceos (Arango y Solano, 1999), 110 familias de infaunales (Vides, 1999) y más de 120 especies de peces (García *et al.*, 1998). La pesquería artesanal que se desarrolla se caracteriza por el uso de varios artes de pesca, la línea de mano, chinchorro, redes de enmalle, palangres, chinchorros camareros son algunas de las artes más usadas (Bustos-Montes *et al.*, 2012).

En sus áreas circundantes se pueden identificar varios moradores que realizan actividades de pesca en la CGSM y el gdS, Tasajera, Isla Rosario, Pueblo viejo, Ciénaga y Don Jaca, son los pueblos que extraen los recursos pesqueros. Cabe resaltar que Isla Rosario, es uno de los caladeros donde los arrastres camareros se han realizado aproximadamente por 20 años; este tipo de pesca afecta principalmente a *Cetengraulis edentulus* y a *Cathorops mapale* además de otras 70 especies (Bustos-Montes *et al.*, 2012). Duarte y García (2002) reportan que *C. edentulus* es la especie que aporta el 55% desembarcos del golfo. Otro de los pueblos que desarrolla arrastres camareros es Ciénaga el segundo municipio más grande del departamento del Magdalena (Bustos-Montes *et al.*, 2012).

## **6.2 DISEÑO EXPERIMENTAL**

### **6.2.1 Ecopath with Ecosim**

La aproximación Ecopath with Ecosim (EwE) se basa en el supuesto de balance de masa en un periodo de tiempo definido. Para la creación de estos modelos se utilizan dos ecuaciones fundamentales que describen la producción y el balance energético de cada uno de los componentes. La producción de cada uno de los grupos está dada por las capturas, acumulación de la biomasa, mortalidad por depredación migración, otros tipos de mortalidad y la migración neta (Christensen *et al.*, 2005). Esto se expresa matemáticamente como:

$$P_i = Y_i + B_i * M2_i + E_i + BA_i + M0_i$$

Donde:

$P_i$  es la tasa de producción total de  $i$ .

La tasa total de captura de  $i$  es  $Y_i$ .

$B_i$  representa la biomasa del grupo.

$M2_i$  es la tasa de mortalidad por depredación.

La tasa de migración neta se incluye como  $E_i$ .

$BA_i$  es la tasa de acumulación de biomasa del  $i$ .

$M0_i$  son los otros tipos de mortalidad.

En la construcción del modelo son necesarios tres parámetros de entrada que permiten la cuantificación de las dos ecuaciones fundamentales. El primero denominado biomasa ( $B$ ) es la masa total de cada uno de los grupos. Este parámetro es utilizado como densidad en EwE y la unidad  $t/Km^2$  se debe a que se usa la masa de cada grupo en el área que cada uno ocupa, este se obtiene a partir de la captura ( $Y$ ) que representa toda la biomasa extraída de la actividad pesquera del sistema. El segundo es la composición dietaria de los depredadores (DC), siendo esta la fracción que aportan cada una de las presas (masa, volumen o energía) a la dieta de un grupo depredador. Por último la eficiencia ecotrófica (EE) representa la fracción de la producción que se usa realmente dentro el ecosistema (Christensen *et al.*, 2005).

Una vez se tienen todos los parámetros de entrada se realiza el balance energético del modelo, debido a que la energía que entra en el ecosistema debe ser igual a la que sale. Para asegurar el balance entre los grupos se considera que el consumo es igual a la producción, la respiración y el alimento no asimilado (Christensen *et al.*, 2005).

### 6.2.2 Fuentes de información

Para los principales componentes de la red trófica se utilizó la información biológica (dietas) y pesquera disponible actualmente (artículos científicos, literatura gris, informes técnicos), haciendo énfasis en la pesquería de arrastre para la zona y en los grupos que tengan información proveniente del área de estudio (Anexo 1).

La información de los desembarcos por especie y tipo de pesca en el gdS para el año 2013 fue obtenida del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano – SEPEC (sepec.aunap.gov.co), los sitios de desembarco tenidos en cuenta fueron la Bahía de Santa Marta, Barrio Abajo, Barrio la Unión, Bella Vista, Costa verde, Las Flores, Tasajera La Playa, Ciénaga, Pueblo viejo, Don Jaca e Isla Rosario. A partir de esta información se agruparon las especies en los componentes del sistema según correspondiera para así obtener los desembarcos por grupo funcional y arte de pesca en t/año (Tabla 1). Adicionalmente, se empleó la información de los desembarcos y descartes del chinchorro camaronero (red de tiro) y la red de arrastre artesanal en el periodo de abril de 2010 a marzo del 2011 (Tabla 1; Cuello, 2013). A partir de esta información se estimó los volúmenes descartados por las redes de arrastre que operan en el área siguiendo la metodología usada en Duarte *et al.* (2013).

Tabla 1: Desembarcos y descartes de las artes de pesca que operan en el gdS (t/año).

| Componentes                  | Desembarcos     |             |               |                   |                | Descartes       |
|------------------------------|-----------------|-------------|---------------|-------------------|----------------|-----------------|
|                              | Red de arrastre | Red de tiro | Linea de mano | Palangre de fondo | Red de enmalle | Red de arrastre |
| Tiburones                    | -               | 0.0000001   | 0.0000800     | 0.0001080         | 0.0016640      | -               |
| Rayas                        | 0.0010200       | 0.0001381   | 0.0005920     | 0.0018148         | 0.0226472      | 0.000046        |
| Peces demersales grandes     | 0.0000300       | 0.0004408   | 0.0006252     | 0.0003313         | 0.0085762      | 0.000084        |
| Pargos/Roncos                | 0.0000439       | 0.0038189   | 0.0009416     | 0.0097332         | 0.0053184      | 0.001255        |
| Peces pelágicos depredadores | 0.0000248       | 0.0167774   | 0.0149824     | 0.0043413         | 0.0519108      | 0.000823        |
| Corvinas/Mojarras            | 0.0005022       | 0.0196373   | 0.0016977     | 0.0003300         | 0.0180013      | 0.004289        |
| Peces demersales pequeños    | -               | 0.0109836   | 0.0000734     | 0.0002649         | 0.0004175      | 0.003113        |
| Sargos/Pagualas              | 0.0000022       | 0.0001251   | 0.0000141     | 0.0000053         | 0.0003607      | 0.000019        |
| Ballestas/Lijas              | -               | -           | 0.0000530     | 0.0005856         | 0.0000721      | -               |
| Cangrejos                    | 0.0048047       | 0.0024359   | -             | -                 | -              | 0.002750        |
| Mugilidos/Bagres Marinos     | 0.0007647       | 0.0155985   | 0.0008654     | 0.0149326         | 0.0129580      | 0.005078        |
| Camarones                    | 0.0825388       | 0.0174542   | -             | -                 | 0.0002103      | 0.000126        |
| Epifauna                     | 0.0053974       | 0.0010700   | 0.0000056     | 0.0000453         | 0.0210545      | 0.000713        |
| Peces pelágicos pequeños     | -               | 0.0353439   | 0.0051463     | 0.0000377         | 0.0024577      | 0.003521        |
| Infaua                       | -               | 0.0006749   | -             | -                 | -              | 0.000257        |
| Zooplankton                  | -               | -           | -             | -                 | -              | -               |
| Macroalgas/Pastos Marinos    | -               | -           | -             | -                 | -              | -               |
| Fitoplancton                 | -               | -           | -             | -                 | -              | -               |
| Detritus                     | -               | -           | -             | -                 | -              | -               |

### 6.2.3 Definición y descripción de los grupos funcionales

Se usaron los 18 componentes propuestos por Duarte y García (2002), pero disgregando el grupo de Tiburones/rayas en dos componentes individuales. En la tabla 2 se listan las unidades taxonómicas utilizadas en cada uno de los componentes.

### 6.2.4 Parámetros de entrada

EwE contempla cuatro parámetros de entrada básicos para el modelo: biomasa, producción, consumo y eficiencia ecotrófica. El primero es la biomasa por unidad de área ( $t/km^2/año$ ) hace referencia a la biomasa de cada componente en el área representada en el modelo (Christensen *et al.*, 2005). Se utilizó la biomasa del fitoplancton del modelo anterior porque los métodos indirectos (imágenes satelitales) que permiten estimar la biomasa del fitoplancton aportan un valor muy elevado y no concordante con lo observado en otros modelos. Para los grupos tiburones, Pargos/Roncos se estimó la biomasa mediante el análisis del cambio temporal de la abundancia relativa (CPUE) estandarizada de los grupos, a partir de la información de captura y esfuerzo registrada históricamente en la región (Manjarrés, 2004; Duarte, 2009; Cuello, 2013). Para el resto de grupos se emplearon las eficiencias ecotróficas (EE) estimadas en el modelo de 1997, debido a que en la estructura del modelo son necesarias para poder estimar las biomásas de los grupos.

La producción, es ingresada al modelo como la proporción entre la producción/biomasa en un tiempo determinado, siendo esta equivalente a la mortalidad instantánea ( $Z$ ). El tercer parámetro se denomina consumo de los componentes, expresado como el consumo sobre la biomasa, significando todo el alimento que consume el grupo en un periodo de tiempo ( $t/km^2/año$ ) (Christensen *et al.*, 2005). El origen de los dos parámetros anteriores se obtuvieron del modelo de Duarte y García (2004), resaltando que estos dos parámetros para el grupo de los tiburones y rayas fue obtenido de Opitz (1996).



Tabla 2: Unidades taxonómicas usadas en cada uno de los componentes.

| COMPONENTE            | UNIDAD TAXONÓMICA                                       | COMPONENTE                  | UNIDAD TAXONÓMICA                                        | COMPONENTE                  | UNIDAD TAXONÓMICA                                      |
|-----------------------|---------------------------------------------------------|-----------------------------|----------------------------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------------------------|
| Cangrejos             | <i>Achelous spinicarpus</i> Stimpson 1871               | Camarones                   | Atyidae De Haan 1849                                     | Pargos/ Roncos              | <i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch 1791)           |
|                       | <i>Acheloues spinimanus</i> (Latneille 1819)            |                             | <i>Exhippolysmata oplophoroides</i> (Holthuis 1948)      |                             | <i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus 1758)          |
|                       | <i>Arenaeus cribrarius</i> (Lamarck 1818)               |                             | <i>Nematopalaemon schmitti</i> (Holthuis 1950)           |                             | <i>Etelis oculatus</i> (Valenciennes 1828)             |
|                       | <i>Callinectes bocourti</i> A. Milner-Edwards 1879      |                             | Penaeidae Rafinesque 1815                                |                             | <i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus 1758)                 |
|                       | <i>Callinectes denae</i> Smith, 1869                    |                             | <i>Penaeus monodon</i> Fabricius 1798                    |                             | <i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier 1830               |
|                       | <i>Callinectes marginatus</i> (A. Milne-Edwards 1861)   |                             | <i>Penaeus schmitti</i> Burkenroad 1936                  |                             | <i>Haemulon bonariense</i> Cuvier 1830                 |
|                       | <i>Callinectes ornatus</i> Ordway 1863                  |                             | Penaeus spp Fabricius 1798                               |                             | <i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest 1823)         |
|                       | <i>Callinectes sapidus</i> Rathbun 1896                 |                             | <i>Penaeus subtilis</i> (Pérez Farfante 1967)            |                             | <i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus 1758)              |
|                       | <i>Callinectes similis</i> Williams 1966                |                             | <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller 1862)                |                             | <i>Haemulon parra</i> (Desmarest 1823)                 |
|                       | <i>Callinectes</i> spp Stimpson 1860                    | Epifauna                    | Asteroidea de Blainville 1830                            |                             | <i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède 1801)              |
|                       | <i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus 1758)                  |                             | <i>Astropecten duplicatus</i> Gray 1840                  |                             | <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner 1868)  |
|                       | <i>Hepatus gronovii</i> (Holthuis 1959                  |                             | Cnidaria Verrill 1865                                    |                             | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)                   |
|                       | <i>Hepatus pudibundus</i> (Herbst 1785)                 |                             | <i>Conasprella puncticulata</i> (Hwass in Bruuière 1792) |                             | <i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum 1792)                  |
|                       | <i>Libinia spinosa</i> Guérin 1832                      |                             | Gastropoda Cuvier 1795                                   |                             | <i>Lutjanus buccanella</i> (Cuvier 1828)               |
|                       | Majidae Samouelle 1819                                  |                             | <i>Loligo</i> spp Lamarck 1798                           |                             | <i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier 1828)              |
|                       | <i>Mithrax</i> sp. Latreille 1816                       |                             | <i>Melongena melongena</i> (Linnaeus 1758)               |                             | <i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus 1758)                |
|                       | <i>Neohelice granulata</i> (Dana 1851)                  |                             | <i>Panulirus argus</i> (Latreille 1804)                  |                             | <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider 1801)          |
|                       | <i>Persephona mediterranea</i> (Herbst 1794)            |                             | <i>Phrontis vibex</i> (Say 1822)                         |                             | <i>Lutjanus mahogoni</i> (Cuvier 1828)                 |
|                       | Portunidae Rafinesque 1815                              |                             | <i>Prunum prunum</i> (Gmelin 1791)                       |                             | <i>Lutjanus campechanus</i> (Poey 1860)                |
| Corvinas/<br>Mojarras | <i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier 1830)                 | Infauna                     | <i>Stigmaulax cayennensis</i> (Récluz 1850)              |                             | <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus 1758)               |
|                       | <i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar 1919)     |                             | Stomatopoda Latreille 1817                               | Peces pelágicos<br>pequeños | <i>Lutjanus vivanus</i> (Cuvier 1828)                  |
|                       | <i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt 1883)  |                             | <i>Lobatus gigas</i> (Linnaeus 1758)                     |                             | <i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch 1791)                  |
|                       | <i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier 1830)                |                             | <i>Squilla</i> sp. Fabricius 1787                        |                             | <i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier 1930)                  |
|                       | <i>Diapterus auratus</i> Ranzani 1842                   |                             | <i>Anadara brasiliana</i> (Lamarck 1819)                 |                             | <i>Pristipomoides aquilonaris</i> (Good & Bean 1896)   |
|                       | <i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)                 |                             | <i>Anadara ovalis</i>                                    |                             | <i>Rhomboplites aurorubens</i> (Cuvier 1829)           |
|                       | <i>Diapterus</i> spp Ranzani 1842                       |                             | <i>Anadara</i> sp. Gray 1847                             |                             | <i>Anchoa cayorum</i> (Fowler 1906)                    |
|                       | <i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855       |                             | Bivalvia Linnaeus 1758                                   |                             | <i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus 1758)                 |
|                       | <i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard 1824)          |                             | <i>Carycorcula swiftiana</i> (C. B. Adams 1852)          |                             | <i>Anchoa</i> sp. Jordan & Evermann 1927               |
|                       | <i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)         |                             | <i>Chione cancellata</i> (Linnaeus 1767)                 |                             | <i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson 1839)             |
|                       | <i>Eucinostomus</i> sp. Baird & Girard 1855             | Mugilidos/Bagres<br>marinos | <i>Corbula</i> sp. Bruguière 1797                        |                             | <i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier 1829)            |
|                       | <i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier 1830)                  |                             | <i>Donax denticulatus</i> Linnaeus 1758                  |                             | <i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey 1867)         |
|                       | <i>Eugerres</i> spp Jordan & Evermann 1927              |                             | <i>Eurytellina lineata</i> (Turton 1819)                 |                             | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus 1766)        |
|                       | <i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier 1830)             |                             | <i>Nuculana acuta</i> (Conrad 1831)                      |                             | <i>Decapterus macarellus</i> (Cuvier 1833)             |
|                       | <i>Larimus breviceps</i> Cuvier 1830                    |                             | <i>Sanguinolaria sanguinolenta</i> (Gmelin 1791)         |                             | Engraulidae Gill, 1861                                 |
|                       | <i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider 1801)      |                             | <i>Tellina</i> spp. Linnaeus 1758                        |                             | <i>Harengula clupeola</i> (Cuvier 1829)                |
|                       | <i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus 1758)          |                             | <i>Tivela</i> sp. Link 1807                              |                             | <i>Harengula jaguana</i> Poey 1865                     |
|                       | <i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook 1847)          |                             | Ariidae Bleeker 1858                                     |                             | <i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier 1833)          |
|                       | <i>Micropogonias furnieri</i> (Linnaeus 1766)           |                             | <i>Bagre bagre</i> (Linnaeus 1766)                       |                             | <i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829)   |
|                       | <i>Micropogonias</i> sp. Bonaparte 1831                 |                             | <i>Bagre marinus</i> (Mitchill 1815)                     |                             | <i>Odontognathus compressus</i> Meek & Hildebrand 1923 |
|                       | <i>Nebris microps</i> Cuvier 1830                       |                             | <i>Cathorops mapale</i> Betancur-R & Acero P. 2005       |                             | <i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier 1832)              |
|                       | <i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand 1925 |                             | <i>Cathorops spixii</i> (Agassiz 1829)                   |                             | <i>Oligoplites saliens</i> (Bloch 1793)                |
|                       | <i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner 1875)   |                             | <i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836                    |                             | <i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider 1801)     |
|                       | Sciaenidae Cuvier 1829                                  |                             | <i>Mugil incilis</i> Hancock 1830                        |                             | <i>Oligoplites</i> spp Gill 1863                       |
|                       | <i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz 1945)            |                             | <i>Mugil liza</i> Valenciennes 1836                      |                             | <i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur 1818)              |
|                       | <i>Stellifer cf. microps</i> (Steindachner 1864)        |                             | <i>Mugil</i> spp Linnaeus 1758                           |                             | <i>Pellona harroweri</i> (Fowler 1917)                 |
|                       | <i>Stellifer cf. Venezuelae</i> (Schultz 1945)          |                             | <i>Notarius bonillai</i> (Miles 195)                     |                             | <i>Peprilus paru</i> (Linnaeus 1758)                   |
|                       | <i>Stellifer chaoi</i> Anguilerá, Solano & Valdez 1983  |                             | <i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes 1840)         |                             | Pristigasteridae Bleeker, 1872                         |
|                       | <i>Stellifer</i> spp Oken 1817                          |                             | <i>Sciades</i> sp. Müller & Troschel 1849                |                             | <i>Sardinella aurita</i> Valenciennes 1847             |
|                       | <i>Umbrina broussonnetii</i> Cuvier 1830                |                             | <i>Sciades herzbergii</i> (Bolch 1794)                   |                             | <i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch 1793)             |

Tabla 2: Continuación.

| COMPONENTE                      | UNIDAD TAXONÓMICA                                       | COMPONENTE                       | UNIDAD TAXONÓMICA                                       | COMPONENTE                          | UNIDAD TAXONÓMICA                                                     |
|---------------------------------|---------------------------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| <b>Peces demersales grandes</b> | <i>Albula vulpes</i> (Linnaeus 1758)                    | <b>Ballestas/ Lijas</b>          | <i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus 1758)               | <b>Peces pelágicos depredadores</b> | <i>Ablennes hians</i> (Valenciennes 1846)                             |
|                                 | <i>Centropomus ensiferus</i> Poey 1860                  |                                  | <i>Balistes capriscus</i> Gmelin 1789)                  |                                     | <i>Acanthocybium solandri</i> (Cuvier 1832)                           |
|                                 | <i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860                 |                                  | <i>Balistes vetula</i> Linnaeus 1758                    |                                     | <i>Alectis ciliaris</i> (Bloch 1787)                                  |
|                                 | <i>Centropomus pectinatus</i> Poey 1860                 |                                  | <i>Melichthys niger</i> (Bolch 1786)                    |                                     | <i>Auxis rochei</i> (Risso 1810)                                      |
|                                 | <i>Centropomus</i> spp Lacepède 1802                    |                                  | <i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau 1855               |                                     | <i>Auxis thazard</i> (Lacepède 1800)                                  |
|                                 | <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)             |                                  | <i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch 1787)                |                                     | <i>Caranx crysos</i> (Mitchill 1815)                                  |
|                                 | <i>Cephalopholis cruentata</i> (Lacepède 1802)          |                                  | <i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider 1801      |                                     | <i>Caranx hippos</i> (Linnaeus 1766)                                  |
|                                 | <i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus 1758)              |                                  | <i>Achirus achirus</i> (Linnaeus 1758)                  |                                     | <i>Caranx latus</i> Agassiz 1831                                      |
|                                 | <i>Enchelycore nigricans</i> (Bonnaterre 1788)          |                                  | <i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus 1758)                 |                                     | <i>Caranx lugubris</i> Poey 1860                                      |
|                                 | <i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck 1765)           |                                  | <i>Achirus</i> sp. Lacepède 1802                        |                                     | <i>Caranx ruber</i> (Bolch 1793)                                      |
|                                 | <i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein 1822)          |                                  | <i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes 1837)    |                                     | <i>Caranx</i> sp. (Lacepède 1801)                                     |
|                                 | <i>Epinephelus striatus</i> (Bloch 1792)                |                                  | <i>Andinoacara pulcher</i> (Gill 1858)                  |                                     | <i>Coryphaena equiselis</i> Linnaeus 1758                             |
|                                 | <i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani 1839                |                                  | <i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus 1758)                   |                                     | <i>Coryphaena hippurus</i> Linnaeus 1758                              |
|                                 | <i>Hyporthodus mystacinus</i> (Poey 1852)               |                                  | <i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus 1758)                   |                                     | <i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus 1758                               |
|                                 | <i>Hyporthodus nigrilus</i> (Holbrook 1855)             |                                  | <i>Citharichthys spilopterus</i> Günter 1862            |                                     | <i>Elegatis bipinnulata</i> (Quoy & Gaimard 1825)                     |
|                                 | <i>Kyphosus</i> spp Lacepède 1801                       |                                  | <i>Cyclopsetta chittendeni</i> Bean 1895                |                                     | <i>Elops saurus</i> Linnaeus 1766                                     |
|                                 | <i>Lachnolaimus maximus</i> (Walbaum 1792)              |                                  | <i>Cyclopsetta fimbriata</i> (Goode & Bean 1885)        |                                     | <i>Elops smithi</i> McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen 2010           |
|                                 | <i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch 1790)                |                                  | <i>Cyclopsetta</i> sp. Gill 1889                        |                                     | <i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque 1810)                       |
|                                 | <i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey 1860)                  |                                  | <i>Dactylopterus voltans</i> (Linnaeus 1758)            |                                     | <i>Hemiramphus balao</i> Lesueur 1821                                 |
|                                 | <i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau 1855)              |                                  | <i>Etropus</i> sp. Jordan & Gilbert 1882                |                                     | <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani 1841)                       |
| <b>Rayas</b>                    | <i>Ophichthus</i> sp Ahl 1789                           | <b>Peces demersales pequeños</b> | <i>Gobioides</i> sp. Lacepède 1800                      |                                     | <i>Istiophorus platypterus</i> (Shaw 1782)                            |
|                                 | <i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus 1758                |                                  | <i>Gobionellus</i> sp. Girard 1858                      |                                     | <i>Kajikia albida</i> (Poey 1860)                                     |
|                                 | <i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen 1790)              |                                  | <i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck 1765)           |                                     | <i>Katsuwonus pelamis</i> (Linnaeus 1758)                             |
|                                 | <i>Dasyatis</i> spp Rafinesque 1810                     |                                  | <i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus1758)               |                                     | <i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes 1847)                        |
|                                 | <i>Hypanus americanus</i> (Hildebrand & Schroeder 1928) |                                  | <i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus 1766)          |                                     | <i>Naucrates ductor</i> (Linnaeus 1758)                               |
|                                 | <i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider 1801)        |                                  | <i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier 1829)          |                                     | <i>Rachycentrum canadum</i> (Linnaeus 1766)                           |
|                                 | <i>Narcine bancroftii</i> (Griffith & Smith 1834)       |                                  | <i>Myripristis jacobus</i> Cuvier 1829                  |                                     | <i>Sarda sarda</i> (Bloch 1793)                                       |
|                                 | <i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers 1831)               |                                  | <i>Polydactylus octonemus</i> (Girard 1858)             |                                     | <i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin 1978 |
|                                 | <i>Pseudobatus percellens</i> (Walbaum 1792)            |                                  | <i>Polydactylus</i> spp Lacepède 1803                   |                                     | <i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier 1829)                            |
|                                 | Rajiformes                                              |                                  | <i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus 1758)          |                                     | <i>Selene brownii</i> (Cuvier 1816)                                   |
|                                 | <i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill 1815)               |                                  | <i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier 1829                 |                                     | <i>Selene setapinnis</i> (Mitchill 1815)                              |
|                                 | <i>Styracura schmardae</i> (Werner 1904)                |                                  | <i>Prionotus punctatus</i> (Bolch 1793)                 |                                     | <i>Selene vomer</i> (Linnaeus 1758)                                   |
|                                 | <i>Urobatis jamaicensis</i> (Cuvier 1816)               |                                  | <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bolch 1793)              |                                     | <i>Selene</i> sp. (Lecepède 1802)                                     |
|                                 | <i>Urotrygon venezuelae</i> Schultz 1949                |                                  | <i>Scarpa vetula</i> Bolch & Schneider 1801             |                                     | <i>Seriola dumerili</i> (Risso 1810)                                  |
| <b>Tiburones</b>                | <i>Alopias superciliosus</i> Lowe 1841                  |                                  | <i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier 1829               |                                     | <i>Seriola fasciata</i> (Bloch 1793)                                  |
|                                 | <i>Carcharhinus acronotus</i> (Poey 1860)               | <b>Sargos/ Pagualas</b>          | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes 1840)       |                                     | <i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes 1833                            |
|                                 | <i>Carcharhinus altimus</i> (Springer 1950)             |                                  | <i>Sparisoma chrysopteryum</i> (Bolch & Schneider 1801) |                                     | <i>Seriola zonata</i> (Mitchill 1815)                                 |
|                                 | <i>Carcharhinus falciformis</i> (Müller & Henle 1839)   |                                  | <i>Sphoeroides pachygaster</i> (Müller & Troschel 1848) |                                     | <i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards 1771)                             |
|                                 | <i>Carcharhinus leucas</i> (Valenciennes 1839)          |                                  | <i>Sphoeroides spengleri</i> (Bolch 1785)               |                                     | <i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier 1829                               |
|                                 | <i>Carcharhinus limbatus</i> (Valenciennes 1839)        |                                  | <i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus 1758)          |                                     | <i>Sphyraena picudilla</i> Poey 1860                                  |
|                                 | <i>Carcharhinus porosus</i> (Ranzani 1839)              |                                  | <i>Symphurus caribbeanus</i> Munroe 1991                |                                     | <i>Sphyraena</i> sp. Artdi 1793                                       |
|                                 | <i>Galeocерdo cuvier</i> (Péron & Lesueur 19822)        |                                  | <i>Symphurus plagusia</i> (Bolch & Scheneider 1801)     |                                     | <i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre 1788)                             |
|                                 | <i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre 1788)         |                                  | <i>Synodus foetens</i> (Linnaeus 1766)                  |                                     | <i>Thunnus albacares</i> (Bonnaterre 1788)                            |
|                                 | <i>Mustelus canis</i> (Mitchill 1815)                   |                                  | <i>Synodus synodus</i> (Linnaeus 1758)                  |                                     | <i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)                          |
|                                 | <i>Mustelus norrisi</i> Springer 1939                   |                                  | <i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud 1928)        |                                     | <i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus 1758)                           |
|                                 | <i>Rhizoprionodon lalandii</i> (Valenciennes 1839)      |                                  | <i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)     |                                     | <i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann 1896                      |
|                                 | <i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey 1861)               |                                  | <i>Upeneus parvus</i> Poey 1852                         |                                     | <i>Trachinotus</i> spp Lacepède 1801                                  |
|                                 | <i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith 1834)           |                                  | <i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum 1792)       |                                     | <i>Tylosurus acus</i> (Lacepède 1803)                                 |
|                                 | <i>Sphyrna mokarran</i> (Rüppell 1837)                  |                                  | <i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus 1758)         |                                     | <i>Tylosurus crocodilus</i> (Péron & Lesueur 1821)                    |
|                                 | <i>Sphyrna</i> spp Rafinesque 1810                      |                                  | <i>Calamus bajonado</i> (Bolch & Schneider 1801)        |                                     | <i>Tylosurus</i> spp Cocco 1833                                       |
|                                 | <i>Sphyrna tiburo</i> (Linnaeus 1758)                   |                                  | <i>Calamus penna</i> (Valenciennes 1830)                |                                     |                                                                       |
|                                 | <i>Sphyrna tudes</i> (Valenciennes 1822)                |                                  | <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet 1782)           |                                     |                                                                       |

La eficiencia ecotrófica (EE), es la fracción de la producción usada en el sistema, este parámetro es difícil de medir directamente para los grupos y es un parámetro adimensional (Christensen *et al.*, 2005). Para los componentes que no fue posible calcular la biomasa se usó la eficiencia ecotrófica dada por Duarte y García (2004).

La Tabla 3 resume los valores de los cuatro parámetros de entrada usados, además de los valores del consumo no asimilado por cada uno de los grupos (por defecto el programa asigna un valor de 0.2). Para los grupos ballestas/lijas y mugilidos/bagres se aumentó de 0.2 a 0.4 el consumo no asimilado debido a que estos grupos se alimentan directamente del lecho marino y gran porción del alimento consumido no se asimila (Von Schiller y García, 2000).

#### **6.2.4.1 Composición dietaria de los depredadores**

Este parámetro corresponde al aporte de cada presa en el contenido estomacal del depredador en peso, volumen o energía, en porcentajes (Christensen *et al.*, 2005). Se construyó la matriz depredador/presa inicial (tabla 4) a partir de análisis cuantitativo de los contenidos estomacales disponibles en estudios tróficos para algunas de las especies presentes en el gdS. A los componentes que no presentaban estudios tróficos disponibles se asignó la dieta del modelo de Duarte y García (2004). La dieta de cada componente se calculó como el promedio ponderado de los ítems alimenticios, con respecto a la biomasa de cada unidad taxonómica dentro del grupo. El anexo 1 lista las referencias de la información utilizadas para calcular las dietas de los componentes.

#### **6.2.4.2 Balance del modelo**

Los parámetros de entrada iniciales (Tabla 3 y 4), no permitieron que las eficiencias ecotróficas de los componentes fueran menores a uno (1), indicando que no hay equilibrio energético en los componentes. El balance de masas se realizó modificando los parámetros de entrada del componente que presentó una eficiencia ecotrófica mayor a uno (1), hasta que su eficiencia ecotrófica estuvo entre 0 y 1. El primer parámetro que se modificó fueron las dietas de los grupos, bajo el supuesto de que éste presenta más incertidumbre que los demás, cada vez que se modifica la dieta se reajustan las proporciones del resto de presas para que la suma de 1, seguido de un proceso iterativo de modificación de los parámetros de entrada hasta lograr el balance

(Kavanagh *et al*, 2004; Christensen *et al.*, 2008). Se procedió a modificar las dietas con incrementos o disminuciones máximo del 10% según se requiriera para cumplir con la restricción termodinámica que subyace en el modelo, la suma del consumo y extracción que soporta un grupo no puede exceder su capacidad de renovarse representada por su producción.

Tabla 3: Parámetros de entrada para el modelo del golfo de Salamanca 2013 sin balancear. Parámetros obtenidos de la literatura: a- Duarte y García 2004; b- Opitz 1996.

| Componente                   | Biomasa en el área de estudio (t/km <sup>2</sup> ) | Producción/ Biomasa (t/año) | Consumo/ Biomasa (t/año) | Eficiencia ecotrofica | Consumo no asimilado |
|------------------------------|----------------------------------------------------|-----------------------------|--------------------------|-----------------------|----------------------|
| Tiburones                    | 0.0085                                             | 0.24 <sup>b</sup>           | 4.90 <sup>b</sup>        | -                     | 0.2                  |
| Rayas                        | -                                                  | 0.60 <sup>b</sup>           | 5.30 <sup>b</sup>        | 0.910 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Peces demersales grandes     | -                                                  | 0.60 <sup>a</sup>           | 6.00 <sup>a</sup>        | 0.744 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Pargos/roncos                | 0.3180                                             | 0.89 <sup>a</sup>           | 6.99 <sup>a</sup>        | -                     | 0.2                  |
| Peces pelágicos depredadores | -                                                  | 0.91 <sup>a</sup>           | 8.80 <sup>a</sup>        | 0.959 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Corvinas/mojarras            | -                                                  | 1.58 <sup>a</sup>           | 15.30 <sup>a</sup>       | 0.967 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Peces demersales pequeños    | -                                                  | 2.30 <sup>a</sup>           | 8.55 <sup>a</sup>        | 0.847 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Sargos/pagualas              | -                                                  | 0.76 <sup>a</sup>           | 11.85 <sup>a</sup>       | 0.922 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Ballestas/lijas              | -                                                  | 0.80 <sup>a</sup>           | 7.39 <sup>a</sup>        | 0.532 <sup>a</sup>    | 0.4                  |
| Cangrejos                    | -                                                  | 3.80 <sup>a</sup>           | 14.16 <sup>a</sup>       | 0.837 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Mugilidos/bagres Marinos     | -                                                  | 1.10 <sup>a</sup>           | 4.50 <sup>a</sup>        | 0.860 <sup>a</sup>    | 0.4                  |
| Camarones                    | -                                                  | 7.57 <sup>a</sup>           | 28.00 <sup>a</sup>       | 0.901 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Epifauna                     | -                                                  | 5.00 <sup>a</sup>           | 19.00 <sup>a</sup>       | 0.868 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Peces pelágicos pequeños     | -                                                  | 3.37 <sup>a</sup>           | 18.98 <sup>a</sup>       | 0.900 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Infaua                       | -                                                  | 7.00 <sup>a</sup>           | 27.00 <sup>a</sup>       | 0.975 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Zooplankton                  | -                                                  | 15.00 <sup>a</sup>          | 125.40 <sup>a</sup>      | 0.687 <sup>a</sup>    | 0.2                  |
| Macroalgas/pastos marinos    | -                                                  | 11.00 <sup>a</sup>          | -                        | 0.698 <sup>a</sup>    | 0                    |
| Fitoplancton                 | 10.082 <sup>a</sup>                                | 102.60 <sup>a</sup>         | -                        | 0.700 <sup>a</sup>    | 0                    |
| Detritos                     | -                                                  | -                           | -                        | 0.000                 | 0                    |

## 6.2.5 Atributos del ecosistema

Para poder dilucidar los posibles cambios que han ocurrido en el ecosistema, se calcularon los siguientes atributos del ecosistema:

### 6.2.5.1 Nivel trófico de los componentes y nivel trófico medio de las capturas

Ecopath asigna el nivel trófico a cada uno de los componentes, los productores y detritos tienen por definición el nivel 1 y para los consumidores se obtiene como  $1 + [\text{el promedio ponderado del nivel trófico de las presas}]$ , para la pesquería se asigna un nivel a partir del promedio del nivel

tráfico de la captura sin sumar la unidad que se usa en los otros consumidores. Este índice es adimensional (Christensen *et al.*, 2005).

#### **6.2.5.2 Índice de omnivoría e índice de omnivoría del sistema**

Representa la varianza de los niveles tróficos de las presas del consumidor, este fue propuesto por Pauly *et al.* (1993), calculado como:

$$IO_i = \sum_{j=1}^n (TL_j - (TL_i - 1))^2 \cdot DC_{ij}$$

Donde:  $TL_j$  es el nivel trófico de la presa  $j$ ,  $TL_i$  es el nivel trófico del depredador  $i$  y  $DC_{ij}$  es la proporción de la presa  $j$  que constituye la dieta del depredador  $i$ .

El índice de omnivoría del sistema es promedio del índice de omnivoría de los todos los consumidores ponderado por el logaritmo de la proporción entre el consumo y la biomasa del consumidor (Christensen *et al.*, 2005).

#### **6.2.5.3 Biomasa total del sistema y capturas totales**

Estas variables hacen referencia directamente al tamaño del sistema y a la influencia de los tipos de pesquería que operan. Las capturas totales son la suma de las biomاسas de los grupos capturados por los diferentes tipos de pesca y su unidad es  $t/km^2/año$ . La biomasa total del sistema se calcula en base a las biomاسas de cada uno de los grupos funcionales en el área de estudio ( $t/km^2$ ) (Christensen *et al.*, 2005).

#### **6.2.5.4 Flujos totales del sistema**

Los flujos totales del sistema son la suma de flujos dentro del sistema en  $t/km^2/año$ , calculado a partir de la suma de cuatro (4) componentes: consumo total, exportación total, respiración total y el flujo total hacia el detrito. Este representa el tamaño del ecosistema en términos de flujo, siendo un parámetro que permite la comparación entre los flujos de redes (Christensen *et al.*, 2005).

#### **6.2.5.5 Índice de conectancia y producción primaria total/respiración total**

##### **Índice de conectancia**

Es la proporción entre el número de conexiones en el ecosistema y todas las posibles conexiones dentro de la red trófica. Ecopath estima todas las posibles conexiones como  $(N-1)^2$  donde N es el número de componentes vivos. El número de conexiones para la red es proporcional al número de componentes. Así:

$$IC = \frac{N}{(N-1)^2} \approx \frac{1}{(N-1)}$$

Para los ecosistemas acuáticos este índice es determinado por el detalle taxonómico usado para constituir los grupos presa, evitando comparaciones entre sistemas (Christensen *et al.*, 2005).

### **Producción primaria total/respiración**

La tasa entre la producción primaria total y la respiración es un indicador importante de la madurez del ecosistema (Odum, 1971), en ecosistemas en desarrollo se espera que la producción sea mayor a la respiración generando que esta proporción sea mayor a 1. Si el sistema ha sido contaminado por materia orgánica se esperan valores menores a 1. En cambio cuando se aproxima a uno 1 el ecosistema presenta un balance entre la energía fijada y la perdida por mantenimiento sugiriendo una mayor madurez (Christensen *et al.*, 2005).

### **6.2.5.6 Ascendencia, capacidad de desarrollo y estabilidad**

#### **Ascendencia**

Es la medida de la información mutua promedio en el sistema, escalado por los flujos totales del sistema y derivado de la teoría de la información (Ulanowicz y Norden, 1990), es estimado como:

$$A = T \cdot I$$

Donde: T son los flujos totales del sistema, e I es la información mutua promedio del sistema, esto significa que, si se conoce la ubicación de una unidad de energía, la incertidumbre hacia donde ésta fluirá es reducida por una cantidad llamada información mutua promedio, estimado como:

$$I = \sum_{i=1, j=1}^n f_{ij} Q_i \cdot \log\left(\frac{f_{ij}}{\sum_{k=1}^n f_{ki} Q_k}\right)$$

Y  $f_{ij}$  es la fracción entre la medida del flujo de energía de i a j sobre el flujo total que va desde j expresado como:

$$f_{ij} = \frac{T_{ij}}{\sum_{k=1}^n T_{kj}}$$

### Capacidad de desarrollo

La capacidad de desarrollo del sistema se calcula como el producto entre la entropía del sistema y los flujos totales del sistema (Ulanowicz, 1986).

$$C = H \cdot T$$

### Estabilidad

La diferencia entre la capacidad del sistema y la ascendencia se denomina estabilidad del sistema (Ulanowicz, 1986).

$$\Phi = C - A$$

### 6.2.5.8 Entropía, índices de diversidad de Shannon y índice de reciclaje de Finn

#### Entropía

La entropía es una medida de la redundancia funcional en las redes tróficas, que se estima como:

$$H = - \sum_{i=1}^n Q_i \cdot \text{Log}(Q_i)$$

Donde:

$$Q_i = \frac{\sum_k T_{ki}}{\sum_{l,m} T_{lm}}$$

Es la probabilidad de que una unidad de energía pase por i (Rutledge *et al.*, 1976).

#### Índices de diversidad de Shannon

Shannon (1948) propone el índice de diversidad como una medida de la información, incertidumbre y elección. Calculado como:

$$\hat{H} = - \sum \left( \frac{B_i}{B} \right) \log \left( \frac{B_i}{B} \right)$$

Donde:  $B_i$  es la biomasa del componente i y B es la biomasa total del sistema.

## Índice de reciclaje de Finn

Finn (1976) desarrolla el índice de reciclaje del sistema como un indicador de la madurez del sistema, siendo este la fracción de los flujos totales del sistema que es reciclado por los componentes (Christensen *et al.*, 2005).

### 6.2.6 Impactos tróficos combinados

El ITC es calculado en base a una matriz cuadrada, donde los elementos representan la interacción que hay entre un grupo impactante  $i$  y un componente impactado  $j$ . Definido por la resta entre cuanto contribuye  $j$  en la dieta de  $i$  ( $D_{ij}$ ) y la proporción de la depredación de  $j$  debida por  $i$  ( $F_{ji}$ ).

$$ITC_{ij} = D_{ij} - F_{ji}$$

La pesca es incluida como un predador, para evaluar el impacto sobre los otros componentes del sistema, para esta la composición dietaría se calcula a partir de cuanto contribuye cada grupo a la captura (Christensen *et al.*, 2005).



## 7. RESULTADOS

### 7.1 Balance del modelo

La matriz inicial de dietas (Tabla 4) no permitió que las eficiencias ecotróficas de algunos componentes fuese menor a 1, por lo que se inspeccionó cada una de las proporciones de las presas para cada depredador y se comparó con las utilizadas en el modelo previo. Los peces demersales grandes, peces pelágicos depredadores, mugilidos/bagres marinos y la epifauna presentaban un porcentaje alto de canibalismo, por lo que se modificaron las proporciones de sus presas con base en las publicadas en 1997. La epifauna (Tabla 4) obtiene su alimento de la infauna, macroalgas/pastos marinos y de sí misma, por lo que se agregó a los detritos y al zooplancton en la dieta (Tabla 5), ya que en el 1997 eran componentes importantes; se eliminó a las macroalgas/pastos marinos por su poca importancia (0.01) en la dieta actual y sucesivamente se redujo el ciclo de nivel cero (canibalismo) hasta 0.16. Para los mugilidos/bagres marinos se redujo el canibalismo y se sustrajo componentes consumidos en etapas juveniles, para aumentar la importancia de los detritos en la dieta debido a que en la biología trófica de este grupo es una fracción importante.

Las macroalgas/pastos marinos presentaban un consumo muy alto por lo que se disminuyó en la dieta de los depredadores que tenían un consumo menor al 1% en sus dietas, lo mismo se hizo para el zooplancton. Debido a que los peces pelágicos pequeños obtenían su fuente alimenticia de grupos externos al ecosistema (importaciones), se modificó la dieta a partir de la usada en 1997 generando que se elevara el consumo de fitoplancton y zooplancton, además de exclusión de grupos de bajo consumo ( $< 0.1$ ) y/o que su consumo está dado por estadios juveniles de niveles tróficos superiores (e.g. peces pelágicos depredadores). En los pargos/roncos se aumentó la proporción de presas que no tuvieran una eficiencia ecotrófica menor a uno (1) para que se asemejara a la fracción utilizada en 1997 y se redujo en los grupos presa que presentaran un desbalance energético.

Después de los cambios en los componentes mencionados anteriormente se realizaron ajustes en el resto de grupos si su eficiencia ecotrófica era mayor a uno (1) como en los tiburones, donde se disminuyó marginalmente su ciclo de nivel cero y se aumentó la fracción de las presas que presentaban un desbalance, a través de un proceso iterativo de modificación y ajuste de la dieta a la unidad.

Tabla 4: Matriz depredador/presa inicial.

| Presa/Depredador               | 1      | 2      | 3      | 4      | 5      | 6      | 7      | 8      | 9      | 10     | 11     | 12     | 13     | 14     | 15     | 16     |
|--------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1 Tiburones                    | 0.0213 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 2 Rayas                        | 0.0037 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 3 Peces demersales grandes     | 0.0007 | 0.0064 | 0.1890 | 0.0263 | 0.0195 | 0.0057 | 0.0235 |        |        |        | 0.0141 |        |        |        |        |        |
| 4 Pargos/roncos                | 0.0026 |        | 0.0183 | 0.0038 | 0.1130 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 5 Peces pelágicos depredadores | 0.2190 | 0.0321 | 0.0047 |        | 0.7460 |        |        |        |        |        |        |        |        | 0.0006 |        |        |
| 6 Corvinas/mojarras            | 0.2710 | 0.0118 | 0.0772 | 0.0005 | 0.0099 | 0.0075 |        |        |        |        |        |        |        | 0.0020 |        |        |
| 7 Peces demersales pequeños    | 0.0748 | 0.1050 | 0.1130 | 0.0401 | 0.0081 | 0.1510 | 0.0190 | 0.0016 | 0.0040 |        |        |        |        | 0.0008 |        |        |
| 8 Sargos/pagualas              | 0.0066 |        |        | 0.0002 | 0.0041 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 9 Ballestas/lijas              | 0.0001 |        | 0.0002 |        | 0.0000 |        |        |        |        |        |        |        |        | 0.0008 |        |        |
| 10 Cangrejos                   | 0.0188 | 0.3210 | 0.0664 | 0.4490 | 0.0435 | 0.1790 | 0.3540 | 0.1770 | 0.2410 | 0.0093 | 0.7320 |        |        | 0.0074 |        |        |
| 11 Mugilidos/bagres Marinos    | 0.1040 | 0.1010 | 0.0447 | 0.0805 | 0.0027 | 0.0013 |        |        |        |        |        |        |        | 0.0676 |        |        |
| 12 Camarones                   | 0.0358 | 0.1490 | 0.0381 | 0.1900 | 0.0222 | 0.0271 | 0.0549 | 0.0004 | 0.0928 | 0.0024 | 0.0905 | 0.0014 |        | 0.0350 |        |        |
| 13 Epifauna                    | 0.0157 | 0.0497 | 0.0072 | 0.1840 | 0.0119 | 0.0107 | 0.0210 | 0.2790 | 0.3280 | 0.2780 | 0.0292 | 0.0321 | 0.9200 | 0.0056 |        |        |
| 14 Peces pelágicos pequeños    | 0.2260 | 0.1320 | 0.4300 | 0.0021 | 0.0004 | 0.5620 |        |        |        |        | 0.0001 |        |        | 0.0003 |        |        |
| 15 Infauna                     |        | 0.0729 | 0.0020 | 0.0170 | 0.0000 | 0.0075 | 0.0430 | 0.4200 | 0.2210 | 0.5740 | 0.0054 | 0.0181 | 0.0698 | 0.0000 | 0.1500 |        |
| 16 Zooplancton                 | 0.0002 | 0.0021 | 0.0000 | 0.0034 | 0.0041 | 0.0067 | 0.0729 | 0.0555 | 0.0162 | 0.0015 | 0.0169 | 0.1770 |        | 0.0363 | 0.0500 | 0.0500 |
| 17 Macroalgas/pastos marinos   |        |        | 0.0081 | 0.0005 | 0.0069 | 0.0000 | 0.1760 | 0.0665 | 0.0970 | 0.0065 | 0.0002 |        | 0.0104 |        |        |        |
| 18 Fitoplancton                |        |        |        |        | 0.0000 | 0.0000 |        |        |        |        | 0.1030 | 0.0112 |        | 0.0393 | 0.1000 | 0.8500 |
| 19 Detritos                    |        |        |        |        |        | 0.0417 | 0.2360 |        |        |        |        | 0.7570 |        |        | 0.7000 | 0.1000 |
| 20 Importaciones               |        | 0.0169 | 0.0003 | 0.0034 | 0.0074 | 0.0000 |        |        |        | 0.1280 | 0.0085 | 0.0029 |        | 0.8040 |        |        |

Tabla 5: Matriz depredador/presa balanceada.

| Presa/Depredador               | 1      | 2      | 3      | 4      | 5      | 6      | 7      | 8      | 9      | 10     | 11     | 12     | 13     | 14     | 15     | 16     |
|--------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1 Tiburones                    | 0.0001 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 2 Rayas                        | 0.0930 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 3 Peces demersales grandes     | 0.0326 | 0.0064 |        |        | 0.0195 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 4 Pargos/Roncos                | 0.0926 |        | 0.0777 | 0.0038 | 0.0999 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 5 Peces pelágicos depredadores | 0.2200 |        | 0.0047 |        | 0.0456 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 6 Corvinas/Mojarras            | 0.1710 | 0.0118 | 0.0772 | 0.0042 | 0.0168 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 7 Peces demersales pequeños    | 0.0748 | 0.1370 | 0.2010 | 0.1600 |        | 0.1710 | 0.0190 | 0.0016 | 0.0040 |        |        |        |        |        |        |        |
| 8 Sargos/Pagualas              | 0.0066 |        |        | 0.0103 | 0.0240 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 9 Ballestas/Lijas              | 0.0100 |        | 0.0422 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 10 Cangrejos                   | 0.0188 | 0.3210 | 0.1000 | 0.3410 | 0.0435 | 0.1290 | 0.3540 | 0.1770 | 0.2410 | 0.0093 | 0.1710 |        |        |        |        |        |
| 11 Mugilidos/Bagres Marinos    | 0.1040 | 0.1010 | 0.0447 | 0.0805 | 0.0127 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 12 Camarones                   | 0.0358 | 0.1490 | 0.0415 | 0.1900 | 0.1220 | 0.1370 | 0.0549 | 0.0004 | 0.0928 | 0.0024 | 0.0905 | 0.0014 |        |        |        |        |
| 13 Epifauna                    | 0.0157 | 0.0497 | 0.2600 | 0.1840 | 0.1120 | 0.1310 | 0.0210 | 0.2790 | 0.3280 | 0.2780 | 0.0992 | 0.0321 | 0.1600 | 0.0564 |        |        |
| 14 Peces pelágicos pequeños    | 0.1240 | 0.1320 | 0.1300 | 0.0021 | 0.4960 | 0.1620 |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |
| 15 Infauna                     |        | 0.0749 | 0.0199 | 0.0210 |        | 0.2190 | 0.0665 | 0.4200 | 0.2210 | 0.2740 | 0.2750 | 0.0293 | 0.3300 |        | 0.1500 |        |
| 16 Zooplancton                 |        |        |        |        |        |        | 0.0729 | 0.0555 | 0.0162 |        |        | 0.1770 | 0.1500 | 0.3830 | 0.0500 | 0.0500 |
| 17 Macroalgas/Pastos Marinos   |        |        |        |        |        |        | 0.1760 | 0.0665 | 0.0970 |        |        |        |        |        |        |        |
| 18 Fitoplancton                |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        |        | 0.5000 | 0.1000 | 0.8500 |
| 19 Detritos                    |        |        |        |        |        | 0.0517 | 0.2360 |        |        | 0.4360 | 0.3500 | 0.7570 | 0.3600 |        | 0.7000 | 0.1000 |
| 20 Importaciones               |        | 0.0169 | 0.0003 | 0.0034 | 0.0074 |        |        |        |        |        | 0.0141 | 0.0029 |        | 0.0604 |        |        |

## 7.2 Estimaciones básicas

El nivel trófico I está representado principalmente por el fitoplancton biomasa ( $10.082 \text{ t/km}^2$ ), debido a que en ecosistema marinos es el principal productor de biomasa. La eficiencia ecotrófica estimada de éste componente es de 0.602 indicando que gran parte de la biomasa no es aprovechada por el resto del ecosistema. Las macroalgas/pastos marinos son el segundo productor primario del ecosistema (biomasa de  $0.102 \text{ t/km}^2$  y una eficiencia ecotrófica de 0.7). A los detritos se asignan a este nivel y se estimó un EE para este grupo de 0.541 (Figura 2, Tabla 7).

En el nivel II se distribuyen los grupos de invertebrados y tres (3) grupos de peces, el primer grupo es el zooplancton, con una biomasa que representa aproximadamente el 15% de la biomasa del ecosistema ( $5.473 \text{ t/km}^2$ ) y, con una eficiencia ecotrófica estimada de 0.858. La infauna abarca el 35% de la biomasa del sistema ( $12.992 \text{ t/km}^2$ ) y los camarones menos del 1% ( $0.212 \text{ t/km}^2$ ), las eficiencias ecotróficas de estos grupos fueron 0.975 y 0.900 respectivamente. Los peces pelágicos pequeños obtuvieron una biomasa estimada de  $0.461 \text{ t/km}^2$  y una eficiencia ecotrófica de 0.900. La epifauna contiene el 13% ( $4.851 \text{ t/km}^2$ ) de la biomasa de la red trófica y los cangrejos el 2.6% ( $0.993 \text{ t/km}^2$ ), las eficiencias ecotróficas de estos dos componentes son 0.868 y 0.849 respectivamente. La biomasa de los peces demersales pequeños es de  $0.436 \text{ t/km}^2$  y la de los mugilidos/bagres marinos es de  $0.296 \text{ t/km}^2$  además las eficiencias ecotróficas de estos grupos son 0.852 y 0.970 respectivamente. Véanse los resultados mencionados anteriormente en la Figura 2 y Tabla 7.

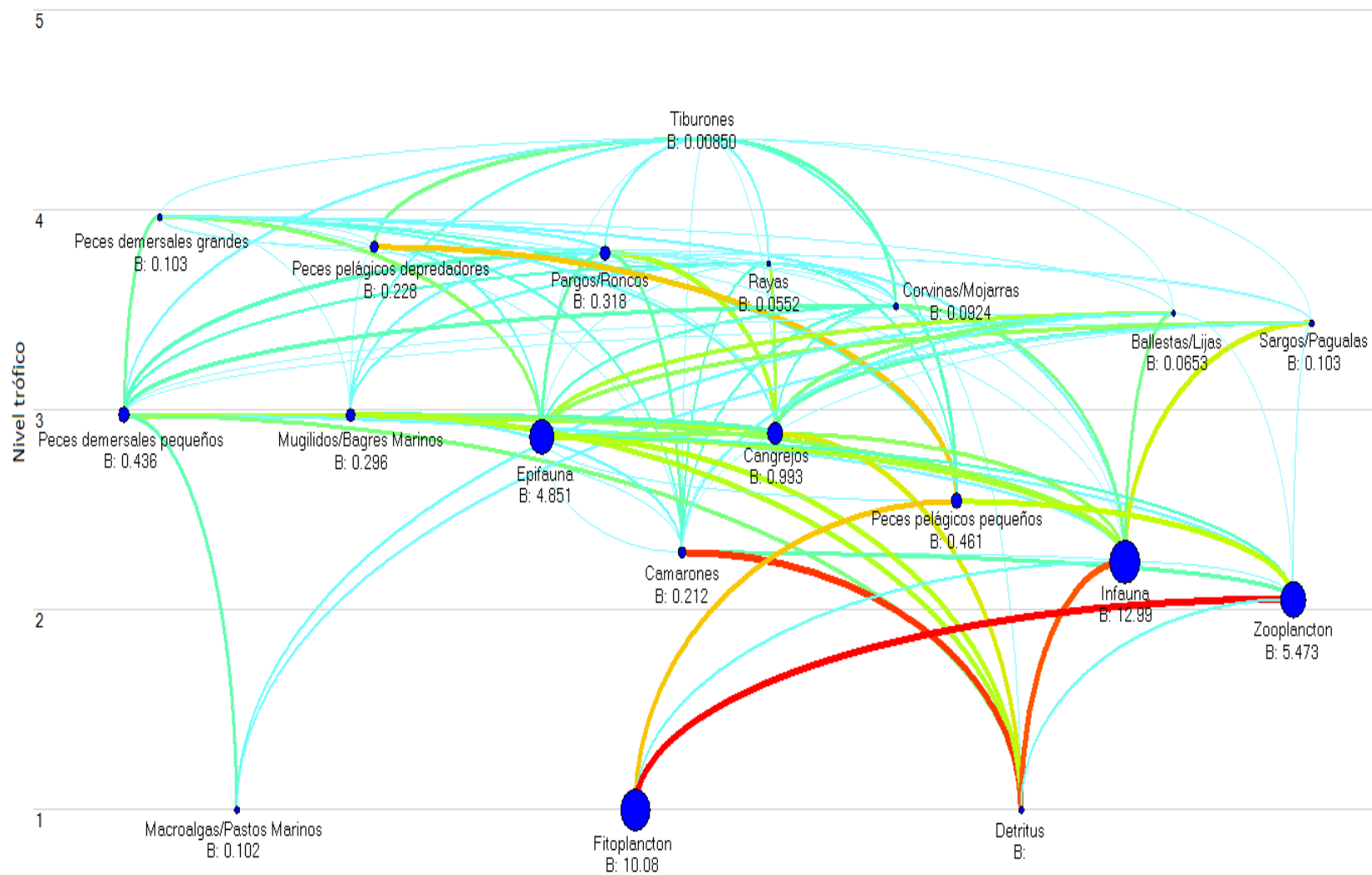
El nivel III está compuesto por grupos de peces, las rayas son el componente con menor biomasa ( $0.055 \text{ t/km}^2$ ) y una eficiencia ecotrófica alta (0.910) seguidos de las ballestas/lijas que tiene una biomasa de  $0.065 \text{ t/km}^2$  y eficiencia ecotrófica de (0.520). Con una biomasa de  $0.092 \text{ t/km}^2$  se encuentra a las corvinas/mojarras y una eficiencia ecotrófica alta (0.997). Los sargos/pagualas y, los peces demersales grandes presentaron la misma biomasa estimada de  $0.103 \text{ t/km}^2$  pero las eficiencias ecotróficas son diferentes (0.917 y 0.850 respectivamente). Los peces pelágicos depredadores representan en el ecosistema el 0.6% de la biomasa ( $0.228 \text{ t/km}^2$ ) y presentan una de las eficiencias ecotróficas más altas (0.928). Los pargos/roncos son el grupo con mayor biomasa ( $0.318 \text{ t/km}^2$ ) dentro del nivel trófico III y su eficiencia ecotrófica es la segunda más elevada (0.995), indicando que su biomasa es altamente consumida dentro del ecosistema, además de que es el único grupo en el que se estimó la eficiencia ecotrófica. Los tiburones son

el único representante del nivel trófico IV y presentan la menor biomasa de todos los grupos ( $0.009 \text{ t/km}^2$ ), la eficiencia ecotrófica para este grupo fue de 0.910 (Figura 2, Tabla 7).

### **7.3 Atributos del ecosistema.**

Se obtuvieron los niveles tróficos de cada uno de los componentes del ecosistema (Tabla 7), como se mencionó anteriormente el fitoplancton, macroalgas/pastos marinos y detritos tienen el nivel trófico I. El zooplancton se alimenta principalmente del fitoplancton generando, que su nivel trófico sea de 2.053. Los camarones y la infauna son grupos que principalmente obtienen su alimento de los detritos, con la diferencia que el segundo se alimenta directamente de fitoplancton por lo que su nivel es menor (2.238) al de los camarones (2.285), grupo que se alimenta de otros componentes dentro de este mismo nivel. Los peces pelágicos pequeños aun cuando se compone de especies ícticas tienen un nivel trófico de 2.541, ya que el fitoplancton representa la mayor parte de su fuente alimenticia. Los cangrejos y la epifauna presentan hábitos alimenticios similares, por lo que sus niveles tróficos también lo son (2.878 y 2.864 respectivamente). Los peces demersales pequeños y mugilidos/bagres marinos tienen un nivel muy similar, 2.971 y 2.976 respectivamente, los mugilidos/bagres adquieren un nivel levemente mayor porque no se alimentan directamente de los productores primarios, en cambio los peces demersales pequeños comprende especies herbívoras que se alimentan de las macroalgas/pastos marinos (Tabla 7).

En el nivel trófico III se encuentran los sargos/pagualas y las ballesas/lijas siendo los grupos con menor nivel dentro de los consumidores secundarios (3.435 y 3.482 respectivamente), la semejanza entre el nivel trófico de éstos, es relacionado con que consumen los mismos grupos (e.g. cangrejos, epifauna e infauna) y en proporciones similares. Los peces demersales grandes presentan un nivel trófico de 3.966, ya que se alimenta en mayor proporción de peces demersales pequeños, epifauna y cangrejos. Para el grupo de las rayas la estimación del nivel trófico fue de 3.731, debido a que su dieta está compuesta por cangrejos, peces demersales pequeños y camarones principalmente. Los tiburones debido a que se alimentan mayoritariamente de peces pelágicos depredadores, corvinas/mojarras y de mugilidos/bagres marinos tienen un nivel trófico estimado de 4.356 y son el único grupo en este nivel (Tabla 7).



**Figura 2:** Diagrama de flujos de la biomasa del golfo de Salamanca (2013). B: biomasa (t/km²). El tamaño de la circunferencia representa la proporción de la biomasa del componente en el ecosistema (B: cantidad de biomasa). Los flujos que están debajo de la mitad de la circunferencia indican que entran a éste, si están en la mitad superior salen del componente

Los componentes que más biomasa aportan a los desembarcos son los peces pelágicos depredadores, corvinas/mojarras, mugilidos/bagres marinos, camarones y peces pelágicos pequeños y el nivel trófico de éstos está en el nivel III (primeros dos grupos mencionados) y nivel II (últimos tres grupos mencionados), lo que genera que la pesquería del gdS tenga un nivel trófico estimado de 3.098 (Tabla 6).

Los índices de omnivoría de los componentes oscilaron entre 0.052 y 0.725 (Tabla 7) y el índice de omnivoría del sistema fue 0.315 (Tabla 6). El zooplancton y los pargos/roncos son los grupos más estenófagos debido a que sus índices de omnivoría son de 0.053 y 0.077 respectivamente, aún cuando los pargos/roncos tienen una variedad mayor de presas que las del zooplancton que principalmente se alimenta del fitoplancton, los pargos/roncos se alimentan de grupos muy similares, e.g. Camarones y epifauna. Los peces demersales pequeños y los cangrejos son los grupos con mayor variedad de presas con valores de 0.726 y 0.652 respectivamente, el resto de componentes presentaron dietas generalistas (Tabla 7).

La biomasa total sin incluir los detritos del golfo de Salamanca fue de 36.872 t/km<sup>2</sup>, siendo esto la suma de las biomásas de cada uno de los componentes del ecosistema (Tabla 6). Las capturas totales fueron de 0.445 t/km<sup>2</sup>/año (Tabla 6), estas capturas proceden de los desembarcos de las diferentes artes de pesca (0.423 t/km<sup>2</sup>/año) y los descartes de las redes de arrastre (0.022 t/km<sup>2</sup>/año).

Se seleccionaron algunos de los descriptores del sistema calculados por Ecopath para observar la estructura y funcionamiento del ecosistema, la Tabla 6 muestra éstos con sus respectivas unidades. Los flujos totales del sistema son una medida de la energía/biomasa que se mueve a través del sistema y representan el tamaño del sistema, para el gdS 2013 fue de 2872.342 t/km<sup>2</sup>/año, la mayoría de los flujos concentran en el consumo (40.779%), seguido de los utilizados en el proceso de respiración (25.424%), hacia los detritos fluye el 23.146% y el flujo que va dirigido a la pesca (exportaciones) es del 10.648%.

El índice de conectancia estimado fue de 0.346, mostrando que de todas las posibles conexiones que se pueden presentar dentro de los componentes del ecosistema solo hay un 34.600% de las conexiones, este índice depende del tamaño del sistema (número de componentes). La proporción entre la producción primaria total y la respiración total es un indicador de la madurez del ecosistema, para el gdS 2013 fue de 1.418.

La ascendencia es un descriptor que comprende el tamaño y la organización del sistema, la estimación para el gdS 2013 fue de 2943 flowbits. La capacidad de desarrollo hace referencia al potencial de recuperación del sistema frente a una perturbación sobre éste además de ser el límite superior de la ascendencia, siendo de 10469 flowbits para el gdS 2013. La estabilidad del sistema representa la libertad que tiene la energía de fluir a través del ecosistema, la cual fue de 7526 flowbits. La diversidad y número total de flujos (incertidumbre del sistema) se resume en la entropía del sistema, la cual fue de 0.720 para el gdS 2013 considerado esto como un indicador de la redundancia funcional en el ecosistema. La diversidad de Shannon del ecosistema fue de 1.704. El índice de reciclaje de Finn fue aproximadamente el 9% para el gdS 2013, siendo esto el porcentaje de reciclaje de los flujos totales por los componentes del sistema (Tabla 6).

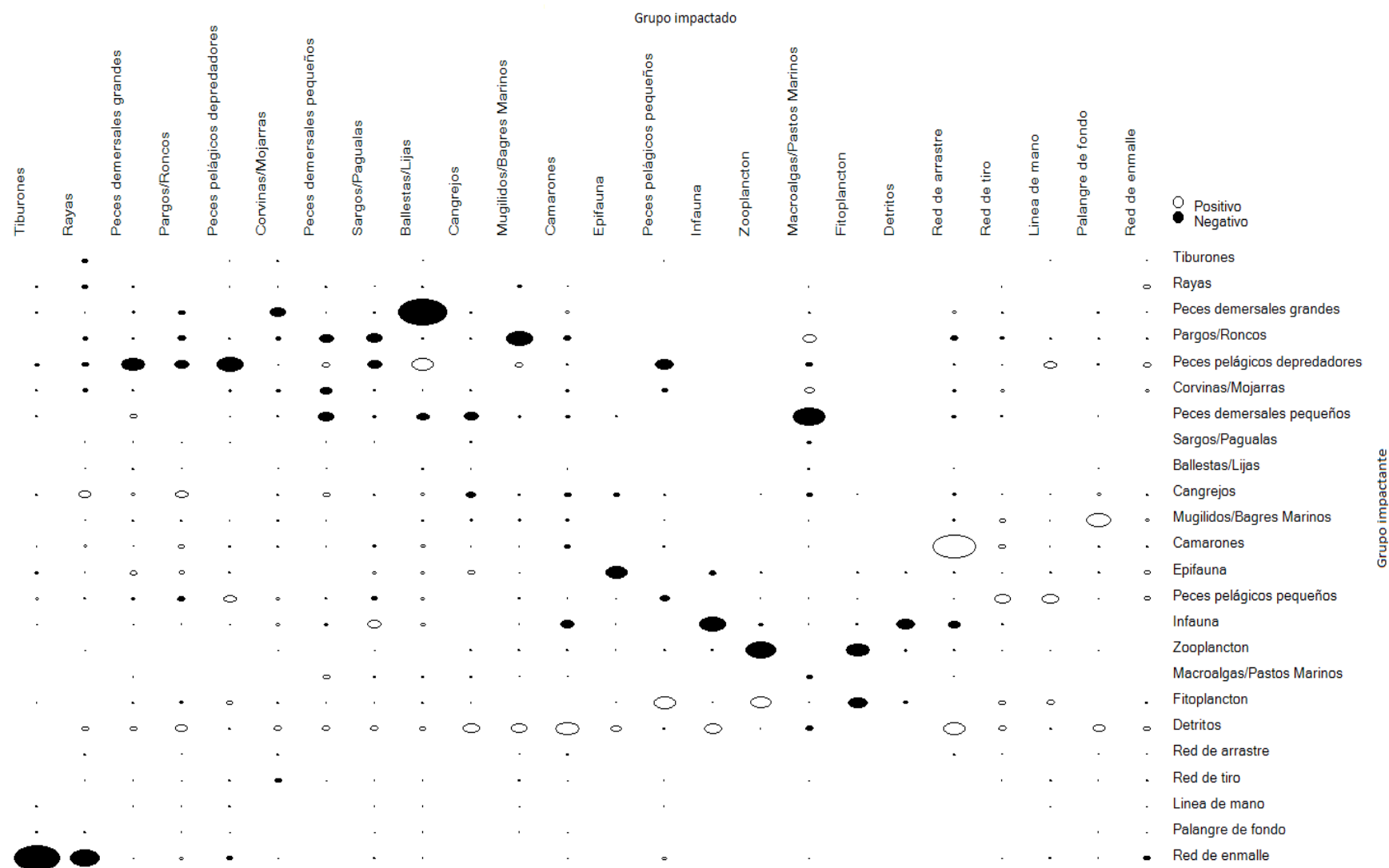
Tabla 6: Atributos estimados del golfo de Salamanca (gdS) 2013.

| Parámetros                                      | gdS 2013     | Unidades                            |
|-------------------------------------------------|--------------|-------------------------------------|
| Suma de los flujos de consumo                   | 1171.3370    | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Suma de las exportaciones                       | 305.8578     | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Suma de los flujos respiratorios                | 730.2900     | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Suma de los flujos al detritus                  | 664.8575     | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Flujos totales del sistema                      | 2872.3420    | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Suma total de la producción                     | 1241.9490    | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Nivel trófico medio de la captura               | 3.0981       |                                     |
| Rendimiento bruto de la pesquería (captura/ppn) | 0.0004       |                                     |
| Producción primaria neta calculada              | 1035.5330    | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Producción primaria total/respiración total     | 1.4180       |                                     |
| Producción neta del sistema                     | 305.2432     | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Producción primaria total/biomasa total         | 28.0847      |                                     |
| Biomasa total/Flujos totales                    | 0.0128       | año                                 |
| Biomasa total (sin detritos)                    | 36.8718      | t/km <sup>2</sup>                   |
| Capturas totales                                | 0.4450       | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Índice de conectancia                           | 0.3457       |                                     |
| Índice de omnivoría                             | 0.3154       |                                     |
| Índice pedigree Ecopath                         | 0.3373       |                                     |
| Índice de diversidad de Shannon                 | 1.7046       |                                     |
| Índice de reciclaje de Finn                     | 8.87         | % de los flujos totales del sistema |
| Estabilidad                                     | 7526 (71.9%) | Flowbits                            |
| Ascendencia                                     | 2943 (28.1%) | Flowbits                            |
| Capacidad de desarrollo                         | 10469 (100%) | Flowbits                            |
| Entropía                                        | 0.72         |                                     |



#### 7.4 Impactos tróficos combinados

La Figura 3, esquematiza la rutina de impactos tróficos combinados donde se representan los efectos producidos por depredación y competencia entre los componentes del ecosistema, asimismo incluye a las artes de pesca y la repercusión que ejercen sobre los grupos biológicos. Se destaca que el nivel trófico I en su mayoría favoreció a los niveles superiores, los detritos casi en su totalidad aumentan la biomasa del resto de integrantes del sistema exceptuando a las macroalgas/pastos marinos, peces pelágicos pequeños y zooplancton. Las artes de pesca se benefician de los grupos objetivo de estas, como se observa en la parte derecha media del esquema, donde los camarones aumenta la biomasa que extrae la red de arrastre y los peces pelágicos depredadores favorecen a la línea de mano. Las artes de pesca propician impactos negativos sobre el ecosistema, de donde se puede resaltar la magnitud del impacto negativo que tiene la red de enmalle sobre los tiburones y las rayas. La red de arrastre tiene efectos negativos sobre los camarones, rayas y corvinas/mojarras aun cuando la magnitud de estos es mucho menor a la ejercida por la red de enmalle. Los impactos negativos se concentran en los grupos que poseen el mismo nivel trófico, e.g. el grupo de pargos/roncos que en general afecta negativamente al resto componentes ícticos.



**Figura 3:** Esquema de los impactos tróficos combinados entre los componentes del ecosistema además de los diferentes tipos de pesca. Los círculos blancos indican impactos positivos, los negros que indican un impacto negativo. Las filas indican el componente que impacta y las columnas los grupos impactados.

## **8. DISCUSIÓN**

### **8.1 Estimaciones del ecosistema**

La reducción de biomasa de los componentes del ecosistema fue la tendencia general con la excepción de las macroalgas/algas y mugilidos/bagres marinos que incrementaron su biomasa desde 1997 al 2013 (Tabla 7), este patrón de reducción de la abundancia en los grupos de peces también ha sido observada por Pauly y Maclean (2003) en el Atlántico norte. Dicho cambio en la estructura, muestra que el ecosistema está dominado por los niveles tróficos inferiores siendo ésto el reflejo de que el golfo de Salamanca no está madurando si no por el contrario ha disminuido su desarrollo. Esto se ve reforzado por el aumento de las eficiencias ecotróficas de los niveles tróficos superiores (tiburones/rayas y pargos/roncos) y la disminución para el fitoplancton y los detritos, evidencia de que no se consume eficientemente la producción primaria del ecosistema, lo que ocurre en sistemas de surgencia (Manickchand-Heileman, *et al.*, 2004).

### **8.2 Atributos del ecosistema**

Se observaron cambios en la estructura del sistema, al comparar los niveles de los grupos en 1997 con los del 2013 (Tabla 7). Componentes como los pargos/roncos, peces demersales pequeños y camarones presentan una disminución significativa en su nivel trófico. Los peces demersales pequeños presentaron la disminución más amplía (-0,5) a causa de que en la dieta del grupo las macroalgas/pastos marinos representaron un porcentaje menor en el 2013 y los detritos tuvieron una mayor importancia, siendo esto conexo con las especies utilizadas para la dieta del 2013. Este cambio en la dieta también se aprecia con los camarones, los cuales disminuyeron su alimentación de la epifauna e infauna para alimentarse del zooplancton y los detritos en mayor proporción. La disminución del nivel trófico de las rayas se relaciona con la disgregación del componente tiburones/rayas, además del cambio en la dieta de este grupo aun cuando su consumo de cangrejos fue mayor para el 2013 presentando este grupo un aumento del nivel trófico, la disminución del nivel de los camarones y los peces demersales pequeños hacen que el nivel trófico de las rayas sea menor.

Tabla 7: Parámetros de entrada balanceados, estimaciones básicas de Ecopath para el golfo de Salamanca (2013) e índice omnivoría para cada uno de los componentes. Los valores en rojo fueron estimados por Ecopath. Estimaciones básicas del golfo de Salamanca para 1997 (gdS 1997,Duarte y García, 2004).

| gdS 2013                        |               |                                             |                                |                             |                          |                        | gdS 1997      |                                             |                                |                             |                          |                        |
|---------------------------------|---------------|---------------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|--------------------------|------------------------|---------------|---------------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|--------------------------|------------------------|
| Componente                      | Nivel trófico | Biomasa en el<br>área de estudio<br>(t/km²) | Producción/<br>Biomasa (t/año) | Consumo/<br>Biomasa (t/año) | Eficiencia<br>ecotrofica | Índice de<br>Omnivoría | Nivel trófico | Biomasa en el<br>área de estudio<br>(t/km²) | Producción/<br>Biomasa (t/año) | Consumo/<br>Biomasa (t/año) | Eficiencia<br>ecotrofica | Índice de<br>Omnivoría |
| Tiburones                       | 4.356         | 0.009                                       | 0.240                          | 4.900                       | 0.910                    | 0.251                  | 4.024         | 0.040                                       | 0.600                          | 5.300                       | 0.042                    | 0.249                  |
| Rayas                           | 3.731         | 0.055                                       | 0.600                          | 5.300                       | 0.910                    | 0.094                  |               |                                             |                                |                             |                          |                        |
| Peces demersales<br>grandes     | 3.966         | 0.103                                       | 0.600                          | 6.000                       | 0.850                    | 0.147                  | 3.869         | 0.270                                       | 0.600                          | 6.000                       | 0.744                    | 0.214                  |
| Pargos/roncos                   | 3.783         | 0.318                                       | 0.890                          | 6.990                       | 0.995                    | 0.077                  | 3.865         | 0.450                                       | 0.890                          | 6.990                       | 0.837                    | 0.125                  |
| Peces pelágicos<br>depredadores | 3.815         | 0.228                                       | 0.910                          | 8.800                       | 0.928                    | 0.255                  | 3.801         | 0.330                                       | 0.910                          | 8.800                       | 0.959                    | 0.206                  |
| Corvinas/mojarras               | 3.519         | 0.092                                       | 1.580                          | 15.300                      | 0.997                    | 0.211                  | 3.508         | 0.120                                       | 1.580                          | 15.300                      | 0.967                    | 0.421                  |
| Peces demersales<br>pequeños    | 2.971         | 0.436                                       | 2.300                          | 8.550                       | 0.852                    | 0.726                  | 3.471         | 0.800                                       | 2.300                          | 8.550                       | 0.847                    | 0.289                  |
| Sargos/pagualas                 | 3.435         | 0.103                                       | 0.760                          | 11.850                      | 0.917                    | 0.248                  | 3.400         | 0.280                                       | 0.760                          | 11.850                      | 0.922                    | 0.265                  |
| Ballestas/lijas                 | 3.482         | 0.065                                       | 0.800                          | 7.390                       | 0.520                    | 0.319                  | 3.331         | 0.480                                       | 0.800                          | 7.390                       | 0.532                    | 0.352                  |
| Cangrejos                       | 2.878         | 0.993                                       | 3.800                          | 14.160                      | 0.849                    | 0.652                  | 2.865         | 1.300                                       | 3.800                          | 14.160                      | 0.837                    | 0.592                  |
| Mugilidos/bagres<br>Marinos     | 2.976         | 0.296                                       | 1.100                          | 4.500                       | 0.970                    | 0.579                  | 2.733         | 0.150                                       | 1.000                          | 4.500                       | 0.860                    | 0.525                  |
| Camarones                       | 2.285         | 0.212                                       | 7.570                          | 28.000                      | 0.900                    | 0.274                  | 2.630         | 0.704                                       | 7.570                          | 28.000                      | 0.901                    | 0.427                  |
| Epifauna                        | 2.864         | 4.851                                       | 5.000                          | 19.000                      | 0.868                    | 0.480                  | 2.620         | 5.000                                       | 5.000                          | 19.000                      | 0.868                    | 0.395                  |
| Peces pelágicos<br>pequeños     | 2.541         | 0.461                                       | 3.370                          | 18.980                      | 0.900                    | 0.354                  | 2.583         | 0.385                                       | 3.370                          | 18.980                      | 0.900                    | 0.366                  |
| Infaua                          | 2.238         | 12.992                                      | 7.000                          | 27.000                      | 0.975                    | 0.229                  | 2.238         | 15.000                                      | 7.000                          | 27.000                      | 0.975                    | 0.229                  |
| Zooplancton                     | 2.053         | 5.473                                       | 15.000                         | 125.400                     | 0.858                    | 0.053                  | 2.053         | 6.290                                       | 18.700                         | 125.400                     | 0.687                    | 0.053                  |
| Macroalgas/pastos<br>Marinos    | 1.000         | 0.102                                       | 11.000                         | -                           | 0.700                    | 0.000                  | 1.000         | 0.053                                       | 11.000                         | -                           | 0.698                    | 0.000                  |
| Fitoplancton                    | 1.000         | 10.082                                      | 102.600                        | -                           | 0.602                    | 0.000                  | 1.000         | 10.082                                      | 102.600                        | -                           | 0.700                    | 0.000                  |
| Detritos                        | 1.000         | -                                           | -                              | -                           | 0.541                    | 0.373                  | -             | -                                           | -                              | -                           | 0.675                    | 0.390                  |
| Pesqueria gdS                   | 3.098         |                                             |                                |                             |                          | -                      | 3.031         |                                             |                                |                             |                          | -                      |
| gdS                             | -             |                                             |                                |                             |                          | 0.315                  | -             |                                             |                                |                             |                          | 0.297                  |

Pauly *et al.* (1998) afirman que las pesquerías a nivel mundial han estado llevando una "pesca hacia abajo en las redes tróficas", debido a la tendencia global de que las capturas tengan un nivel trófico menor en el tiempo. El nivel trófico medio de las capturas para el gdS aumentó en 0.067, revelando que la pesquería del gdS no siguió la tendencia presentada a nivel mundial resultado que debe analizarse con cuidado ya que Pauly y Palomares (2005) encontraron que la tendencia a disminuir del nivel trófico medio de las capturas puede verse enmascarado por el aumento en las capturas y, si el área de estudio es muy grande con tipos de pesca muy diferentes. En vista de que el área de estudio no cambio con respecto a la utilizada por Duarte y García (2004), la posible causa en el aumento del nivel trófico medio de la captura es debida a que en el modelo creado en el presente estudio se incluyeron los desembarcos y pesca acompañante de las redes de arrastre, las cuales son un método de pesca muy poco selectivo que genera efectos negativos al ecosistema (Duarte *et al.*, 2013), este arte por su naturaleza poco selectiva extrae además del grupo objetivo, una gran cantidad de organismos que se distribuyen dentro de todos los niveles tróficos, lo que generaría un aumento en el nivel trófico medio de las pesquería del gdS.

Se ha propuesto que el índice de omnivoría aumenta hacia los niveles tróficos superiores con mayores valores en el nivel trófico III (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), difiriendo de lo encontrado para el golfo de Salamanca en 1997 y 2013, debido a que los niveles tróficos medios e inferiores son los que presentan un mayor nivel trófico concordando con lo encontrado por Zetina-Rejón *et al.* (2003) en el complejo lagunar de Huizache-Caimanero posiblemente porque grupos utilizados en el presente estudio engloban a los usados en el modelo del complejo lagunar.

En golfo de Salamanca 2013 se dio un aumentó en el índice de omnivoría de cinco (5) de los componentes (peces pelágicos depredadores, peces demersales pequeños, cangrejos, mugilidos/bagres marinos y epifauna), resaltando que el componente de los peces demersales pequeños tuvo el mayor incremento (Tabla 7) lo que indica que para el 2013 este grupo amplio su espectro alimentario en niveles inferiores. Los grupos restantes disminuyeron su índice o no hubo un cambio en este (Tabla 7), los camarones y corvinas/mojarras fueron los componentes con más disminución (-0.153 y -0.210 respectivamente) revelando que estos grupos redujeron su espectro alimentario. El índice de omnívora del golfo de Salamanca presentó un leve aumento desde 1997 al 2013 (0.019 o 5.714%), sugiriendo que en el ecosistema hay un aumento en el nivel de interacciones dentro de los niveles tróficos, y por lo tanto mayor complejidad en la red (Christensen *et al.*, 2005).

García *et al.*, (2007), encuentran que para el área norte del Caribe colombiano se ha presentado una disminución en la biomasa de los peces demersales, coincidiendo con lo encontrado en el gdS, donde la biomasa del ecosistema paso de ser de 42.1820 t/km<sup>2</sup> en 1997 a 36.8718 t/km<sup>2</sup> para el 2013. Esta reducción en la biomasa del ecosistema muestra que el gdS actualmente redujo su tamaño lo que posiblemente repercute desfavorablemente en la capacidad de recuperación ante cambios naturales o generados por el hombre. Bustos-Montes *et al.* (2012) encuentran que los desembarcos de la pesca artesanal del Magdalena han disminuido, lo que concuerda con el descenso de las capturas totales, en 1997 fueron de 1.183 t/km<sup>2</sup>/año y en 2013 de 0.4450 t/km<sup>2</sup>/año. Esto coincide con el estadio de explotación en que se encuentran las pesquerías industriales de demersales del Caribe colombiano (Paramo *et al.*, 2009).

Los flujos totales del ecosistema presentan una disminución aproximadamente del 5.2% (comparado con el modelo de 1997), indicando una reducción en el tamaño en términos de flujo de energía, aunque esta estimación es similar a las reportadas para La Guajira y el golfo de Paria sitios donde se presenta surgencia ocasionada por la acción de los vientos (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004; Ciales-Hernández *et al.*, 2006), la reducción de este indicador evidencia que el ecosistema se encuentra en un estado de desarrollo menor que antes, debido a que la tendencia en ecosistemas en desarrollo es que aumenten los flujos totales a medida que el ecosistema es más maduro (Mageau *et al.*, 1998).

El índice de conectancia disminuyó 2% desde 1997 al 2013, esta estimación al ser dependiente del tamaño del sistema (número de componentes en el ecosistema) genera que la comparación entre modelos sea limitada (Christensen, 1995), pero como el modelo actual difiere muy poco del creado por Duarte y García (2004) se hace factible la comparación. Como la disminución del índice es relativamente baja, se puede asumir que el número de conexiones entre los componentes del sistema no vario. Debido a que la interpretación del índice de conectancia es ambigua Christensen y Pauly (1993) proponen la utilización del índice de omnívora del sistema, este índice aumentó 6% aproximadamente, indicando un leve cambio en la dieta de los grupos, ya que se están alimentando de una mayor variedad de niveles tróficos, este resultado coincide con lo encontrado por Morissette (2007), donde modelos construidos para el mismo ecosistema en diferentes periodos de tiempo, no presentan un cambio en la estructura trófica pero si en las dietas de los componentes lo que se refleja en el índice de omnivoría y su incremento se relaciona con el aumento en la estabilidad del sistema.

La proporción entre la producción primaria total y la respiración del sistema para el golfo de Salamanca 2013, fue mayor a la estimada en 1997, indicando un estado mayor de inmadurez y que es un área típica de surgencia (Christensen y Pauly, 1993). Esto puede estar relacionado con que el 2013 fue un año neutro para El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) (National Water Service, n.d.), lo que significa que no se vio favorecida la surgencia y la producción primaria no fue tan alta para este año. Si se comparan estos valores con sistemas similares (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004; Ciales-Hernández *et al.*, 2006), se observa que esta proporción es menor, debido a que el evento de surgencia en el golfo de Salamanca no genera un gran aporte de nutrientes (Franco, 2005), causando que la producción primaria no aumente considerablemente. Esta medida puede estar siendo sobre estimada, ya que el modelo no incluye la actividad bacteriana que cumple un rol importante en la reutilización de los detritos (Christensen y Pauly, 1993).

Ecopath estima tanto la ascendencia, capacidad de desarrollo y estabilidad, como los atributos alusivos al crecimiento del ecosistema (Ulanowicz, 1986). La ascendencia y estabilidad estimada se encuentran entre los valores reportados para modelos del Caribe, el Golfo de Morrosquillo presenta 20.7% y 79.3% de ascendencia y estabilidad respectivamente (Bustos-Montes, 2012) y en la plataforma noroccidental de Venezuela se presenta una ascendencia de 39.6% y estabilidad de 60.4% (Mendoza, 1993), revelando que el gdS es un ecosistema inestable y en desarrollo ya que ecosistemas como el Golfo de Paria la ascendencia fue de 41.7% y estabilidad de 58.3% y este es un ecosistema resiliente con nivel alto de desarrollo (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004). Al comparar el modelo de 1997 y el 2013, se observa que la estabilidad y capacidad de desarrollo del gdS disminuyeron, sugiriendo que el ecosistema no se ha dirigido hacia la madurez, relacionado con el declive en el tamaño (biomasa del ecosistema) y la reducción en los flujos dentro del ecosistema. La capacidad de desarrollo en ecosistema con avanzado grado de sucesión (maduros) tiende a aumentar (Mageau *et al.*, 1998), además el descenso en la estabilidad del sistema representa una disminución en la oportunidad del ecosistema de recuperarse ante perturbaciones (Ulanowicz, 2000).

La entropía es el índice que representa la incertidumbre del flujo de energía dentro del sistema considerado su estructura (Rutledge *et al.*, 1976). Para el gdS 2013 disminuyó 3.3% aproximadamente desde 1997 (Tabla 8), mostrando una disminución en la estabilidad, esto se puede relacionar con el decaimiento en la diversidad, ya que originalmente la entropía se basa en la diferencia de la diversidad y la información mutua promedio del ecosistema (Rutledge *et al.*,

1976), concordando con la disminución del índice de diversidad que se presentó en el gdS. Mageau *et al.* (1998), proponen que la entropía del sistema aumenta cuando se desarrolla, ya que se da un cambio de especies con historias de vida tipo r a tipo K permitiendo nuevos flujos mientras nuevos nichos son ocupados, por lo que se puede concluir que el gdS no es un ecosistema desarrollado si no que está en un estado menor de madurez apoyado en la disminución de los componentes que tiene historias de vida tipo K, e.g. tiburones y rayas.

Tabla 8: Atributos del ecosistema (gdS 2013) y de otros ecosistemas ecosistema. Golfo de Salamanca 1997 (gdS 1997) modelo de Duarte y García (2004); Golfo de Morrosquillo (gdM) modelo de Bustos-Montes (2012); Guajira modelo de Ciales-Hernández et al. (2006) y golfo de Paria (GdP) modelo de (Manickchand-Heileman et al. (2004)

| Parámetros                                  | gdS 2013     | gdS 1997     | gdM          | Guajira      | gdP          | Unidades                            |
|---------------------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------------------------------|
| Flujos totales del sistema                  | 2872.3420    | 3029.9380    | 1067.1040    | 3275.0000    | 2285.0000    | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Nivel trófico medio de la captura           | 3.0981       | 3.0310       | 3.1467       | 3.1100       | 2.9700       |                                     |
| Producción primaria total/respiración total | 1.4180       | 1.2475       | 1.2354       | 2.5590       | 3.7700       |                                     |
| Biomasa total (sin detritos)                | 36.8718      | 42.1820      | 24.6670      | 68.3020      | -            | t/km <sup>2</sup>                   |
| Capturas totales                            | 0.4450       | 1.1822       | 0.6039       | 1.4300       | -            | t/km <sup>2</sup> /año              |
| Índice de conectancia                       | 0.3457       | 0.3529       | 0.4687       | 0.3050       | 0.3100       |                                     |
| Índice de omnivoría del sistema             | 0.3154       | 0.2965       | 0.3414       | 0.3140       | 0.2000       |                                     |
| Índice de diversidad de Shannon             | 1.7046       | 1.8293       | -            | -            | -            |                                     |
| Índice de reciclaje de Finn                 | 8.87         | 10.12        | 3.58         | 7.47         | 7.20         | % de los flujos totales del sistema |
| Estabilidad                                 | 7526 (71.9%) | 8547 (74.4%) | 3564 (79.3%) | 8080 (66.4%) | 3452 (58.3%) | Flowbits                            |
| Ascendencia                                 | 2943 (28.1%) | 2949 (25.6%) | 928 (20.7%)  | 4095 (33.6%) | 2471 (41.7%) | Flowbits                            |
| Capacidad de desarrollo                     | 10469 (100%) | 11495 (100%) | 4493 (100%)  | 12172 (100%) | 5924 (100%)  | Flowbits                            |
| Entropía                                    | 0.7189       | 0.7435       | 0.7934       | 0.6636       | 0.5829       |                                     |

Odum (1971), menciona que la diversidad en el ecosistema se relaciona con su madurez y la estabilidad del mismo, donde el aumento de la diversidad contribuye a una mayor estabilidad y madurez, siguiendo esto se puede observar que la disminución en el índice de diversidad de Shannon para el gdS 2013 sugiere que aun cuando el número de componentes es muy similar a los utilizados en 1997 han disminuido su biomasa, por lo que el ecosistema ha perdido madurez y, por tanto, puede presentar una menor estabilidad (Ulanowicz, 2000).



Ecosistemas donde se presentan eventos de surgencia tienden a presentar índices de reciclaje menores debido a que están influenciados por fuertes y rápidos cambios en los nutrientes y fuentes de energía (Christensen y Pauly, 1993), concordando con lo encontrado, donde el índice de reciclaje de Finn disminuyó y es menor al 10%, siendo esto muy similar a lo estimado para el golfo de Paria y La Guajira (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004; Ciales-Hernández *et al.*, 2006). Además este atributo se relaciona con la estabilidad del sistema, la cual fue de 71.88% para el 2013 y 74.35% para el 1997, coincidiendo con que hay rápidos cambios en los nutrientes, generando inestabilidad y vulnerabilidad en el ecosistema (Christensen y Pauly, 1993).

### **8.3 Impactos tróficos combinados**

Los detritos en el gdS 2013 ejercen control desde la base del ecosistema, debido a que tienen un impacto positivo sobre la mayoría de los componentes (Figura 3), siendo esto muy similar a lo presentado en el gdS 1997 (Duarte y García, 2004). Al igual que en ecosistemas de fondos blandos como Golfo de Morrosquillo, La Guajira colombiana y el Golfo de Paria, los detritos también tienen un papel muy importante (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004; Ciales-Hernández *et al.*, 2006; Bustos-Montes *et al.*, 2012). Odum (1969), plantea que en ecosistemas con mayor madurez hay mayor dependencia de los detritos que de la herbívora, esto es planteado para ecosistemas terrestres pero es aplicable a sistemas marino-estuarinos (Day *et al.*, 2012), aun cuando los detritos generan impactos en la mayoría de componentes no se puede asumir que el ecosistema es maduro debido a lo encontrado por los atributos.

Las artes de pesca que operan en el gdS afectan negativamente a varios de los grupos, de los que se puede resaltar a los tiburones y las rayas (niveles superiores), siendo estos especialmente afectados por las redes de enmalle (Figura 3), esto coincide con lo sugerido por Stevens *et al.*, (2000), donde se menciona que los peces cartilaginosos tienden presentar niveles tróficos altos, además de ser altamente vulnerables ante la pesquería por sus estrategias de vida, lo que genera un declive en estos grupos, siendo observado en la disminución de las biomásas de los tiburones y las rayas desde 1997 al 2013. Estos impactos negativos de la pesquería se deben a que algunas artes tienen por objetivos especies pertenecientes a estos grupos, además de que son la pesca acompañante de las redes de enmalle, arrastre y palangres. Si se comparan los impactos que tenía la pesquería en los grupos del ecosistema con los impactos actuales, se evidencia la reducción en la magnitud de los impactos, lo que se relaciona con la reducción en la biomasa

extraída por las artes mostrando que la pesquería del gdS cada vez es menos sostenible, ya que ha generado disminución en los recursos y la extracción de estos es cada vez menor.

Los impactos generados por las redes de arrastre son negativos sobre 11 de los componentes del ecosistema, para los grupos restantes son impactos positivos pero la magnitud es muy poca, generando que solo sea apreciable los impactos negativos sobre rayas, corvinas/mojarras, mugilidos/bagres marinos y camarones, este resultado se asemeja a lo encontrado por Manickchand-Heileman *et al.* (2004) para el golfo de Paria, donde opera una flota pesquera de arrastre de camarón la cual extrae grupos de los niveles II y III. Aun cuando la pesca de arrastre en Colombia genera grandes cantidades de pesca acompañante y descarte, aportando al detrimento de los ecosistemas debido a su poca selectividad y a la destrucción directa del hábitat (Duarte *et al.*, 2010), este impacto negativo sobre el ecosistema no se ve reflejado directamente en los impactos tróficos combinados que ocasiona este tipo de pesca, ya que solo se observan impactos apreciables en cuatro (4) de los 19 grupos del ecosistema. Esto puede deberse a que las biomasas extraídas por este arte son una fracción muy pequeña de la biomasa total del sistema, puesto que la pesquería artesanal de arrastre opera en un sector pequeño del golfo de Salamanca, cerca de la desembocadura de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Duarte *et al.*, 2013) y es repartida en los niveles tróficos II y III. La pesca industrial de arrastre de camarón se ha realizado desde 1969 en el Caribe colombiano (Zúñiga *et al.*, 2004), teniendo su principal área de extracción entre Cartagena y el golfo de Urabá y al norte en la Guajira (Rodríguez *et al.*, 2015), por lo que los impactos que genera esta pesquería no influyeron directamente en el gdS en 1997 ni en el 2013.

## **9. CONCLUSIONES**

La estructura del golfo de Salamanca ha tenido cambios en el transcurso del tiempo, estos son evidenciados en la disminución de las biomásas y niveles tróficos, además este cambio estructural permitió observar un descenso en la madurez del ecosistema. El control predominante en el ecosistema parece ser desde la base de la red alimentaria, debido a que el nivel trófico I (detritos) impacta sobre la mayoría de los componentes, la mayoría de la biomasa se concentra en este y las eficiencias ecotróficas dentro del nivel son las menores, reflejando que este nivel regula en su mayoría al ecosistema.

La mayoría de los atributos ecosistémicos sugieren que el golfo de Salamanca ha perdido madurez en el tiempo, lo cual puede incidir en la estabilidad del sistema y disminuir su capacidad para soportar alteraciones naturales o promovidas por el hombre, sin perder su estructura, funcionamiento e identidad.

Los diferentes tipos de pesquerías que operan dentro del golfo de Salamanca destacándose las redes de enmalle, tienden a afectar principalmente la parte superior de la red alimentaria. Los impactos tróficos combinados provocados por la pesquería artesanal de arrastre camarero resultaron ser menores, probablemente porque el esfuerzo de pesca es localizado en un área muy pequeña.

## **10. RECOMENDACIONES**

Se sugiere realizar estudios en donde se describan las dietas alimentarias de especies dentro de los grupos del zooplancton, infauna, epifauna haciendo énfasis en las especies que presentan una mayor abundancia y distribución. Los resultados de estos estudios permitirían generar modelos más cercanos a la realidad y con estimaciones más precisas, sin olvidar continuar con los estudios tróficos para el resto de los grupos.

Son necesarios estudios donde se estime la biomasa de los grupos fitoplancton, macroalgas/pastos marinos y zooplancton a partir de métodos directos, debido a que estos componentes son la base de toda la red trófica y, además la biomasa acumulada por estos grupos es utilizada por el resto de los componentes ecosistémicos.

## 11. BIBLIOGRAFÍA

Almanza, M. 2009 Caracterización de la pesca artesanal de peces cartilaginosos, con énfasis en sus aspectos tróficos y reproductivos en Isla Fuerte, Caribe Colombiano. Tesis Biol. Mar., Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 98 p.

Alverson, D., M. Freeberg, S. Murawski and J. Pope. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. Food and agriculture organization of the United Nations. Fisheries Technical Paper, Roma. 233 p.

Arango, C. and O. Solano. 1999. A community analysis of the soft bottom megafauna (Crustacea, Mollusca) from the Southwestern region of Santa Marta, Colombian Caribbean. Bol. Invest. Mar. Cost., 28: 155-180.

Arreguín-Sánchez, F. 2014. Measuring resilience in aquatic trophic networks from supply-demand-of-energy relationships. Ecol. Model., 272: 271-276.

Arreguín-Sánchez, F., E. Arcos and E. Chávez. 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the Gulf of California, México. Ecol. Model., 156(2–3): 167-183.

Bascompte, J. 2009. Disentangling the web of life. Sci., 325: 416-419.

Bezerra, M., R. Carvalho, J. Silva and Z. De Almeida. 2014. Feeding habits of *Macrodon ancylodon* (Actinopterygii, Scianidae) in northeast, Brazil. Rev. Biol. Mar. Oceanogr., 49(3): 559-566.

Bedia, C., J. Franco y H. Barrera. 2011. Análisis de la relación peso-longitud, alimentación y maduración gonádica de *Sphyaena guachancho* Cuvier, 1829 (Sphyaenidae) en Playa Barrancas, Municipio de Alvarado, Veracruz. Rev. Zool., 22: 23-32.

Blanco, J. 1988. Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca en la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M.C., Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 60 p.

Blanco, J. 1993. Reconocimiento piloto de fondos, ambiente, fauna asociada y recursos pesqueros en aguas costeras del Departamento del Magdalena. Reporte Final. INVEMAR, Santa Marta. 223 p.

Blanco, J., J. Díaz, G. Ramirez y M. Cortes. 1994. El Banco de las Animas: una amplia formación arrecifal desarrollada sobre un antiguo delta del río Magdalena. Boletín Ecotrópica., 27: 10-18.

Blewett, D., R. Hensley and P. Stevens. 2006. Feeding habits of common snook, *Centropomus undecimalis*, in Charlotte Harbor, Florida. Gulf and Caribbean Res., 18(1): 1-14.

Branco, J. y J. Verani. 1997. Dinâmica da alimentação natural de *Callinectes danae* Smith (Decapoda, Portunidae) na lagoa da Conceição Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Rev. Brasileira Zool., 14(4): 1003-1018.

Branco, J., M. Lunardon-Branco, J. Verani, R. Schweitzer, F. Souto and W. Vale. 2002. Natural diet of the *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Portunidae) in the Itapocoroy Inlet, Penha, SC, Brazil. Brazilian Arch. Biol. Technol., 45(1): 35-40.

Briones-Fourzán, P., V.C.F. de Lara, E. Lozano-Álvarez and J. Estrada-Olivo. 2003. Feeding ecology of the three juvenile phases of of sýny lobster *Panulirus argus* in a tropical reef laggon. *Mar. Biol.*, 142: 855-865.

Bustos-Montes, D. 2012. Modelación trófica del golfo de Morrosquillo: aporte para un manejo pesquero. Tesis M.C., Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 81 p.

Bustos-Montes, D., F. Cuello, S. Salas-Castro, A. Saza, J. De la Hoz, M. Grijalba-Bendeck, C. Posada-Peláez, A. Santafé-Muñoz y J. Cuellar-Pinzón. 2012. Variación espacio-temporal del desembarco pesquero artesanal marítimo del departamento del Magdalena, Caribe Colombiano. 44-114 En: Grijalba-Bendeck, M, D. Bustos-Montes, C. Posada-Peláez y A. Santafé-Muñoz (Ed). La pesca artesanal marítima del departamento del Magdalena: Una visión desde cuatro componentes. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Proyecto Transición de la Agricultura, Bogotá. 454 p.

Camacho L, A. Vélez y L. Duarte. 2014. Dieta de *Selar crumenophthalmus* en la Bahía de Concha, Caribe de Colombia. En: Duarte LO (ed.) SIMUL-AMP. Evaluación integral del papel ecológico y socioeconómico de Áreas Marinas Protegidas en el mar Caribe de Colombia mediante modelos ecosistémicos de simulación espacial. Informe Técnico. Colciencias, UAESPNN, Universidad del Magdalena, Santa Marta.

Carquejia, C. y E. Gouvea. 1998. Hábito alimentar de *Callinectes larvatus* Ordway (Crustacea, Decapoda, Portunidae) no Manguezal de Jiribatuba, Baía de Todos os Santos, Bahia. *Rev. Brasileira Zool.*, 15(1): 273-278.

Castañeda D, A. Torregrosa y L. Cantillo. 2014. Dieta de *Scomberomorus brasiliensis* en el Golfo de Salamanca. En: Duarte LO (ed.) SIMUL-AMP. Evaluación integral del papel ecológico y socioeconómico de Áreas Marinas Protegidas en el mar Caribe de Colombia mediante modelos ecosistémicos de simulación espacial. Informe Técnico. Colciencias, UAESPNN, Universidad del Magdalena, Santa Marta.

Castro, J. 2000. The biology of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum* off the Florida east coast and the Bahama Island. *Environ. Biol. Fish.*, 58: 1-22.

Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecol. Model.*, 77(1): 3-32.

Christensen, V and D. Pauly. 1993. Trophic models of Aquatic Ecosystems. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila. 390 p.

Christensen, V. and C. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.*, 172: 109-139.

Christensen, V., C. Walters and D. Pauly. 2005. Ecopath with Ecosim: a user's guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. 154 p.

Christensen, V., C. Walters, D. Pauly and R. Forrest. 2008. Ecopath with Ecosim version 6 User Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. 235 p.

Cohen, J., F. Briand and C. Newman. 1990. Community Food Webs. Data and Theory. *Biomathematics* (Vol. 20). Springer Verlag, Berlin. 298 p.

Congreso de la República de Colombia. 1990. Estatuto General de Pesca. [http://www.unido.org/fileadmin/import/18732\\_LeyNo.13del15deenerode1990EstatutoGeneraldePesca.pdf](http://www.unido.org/fileadmin/import/18732_LeyNo.13del15deenerode1990EstatutoGeneraldePesca.pdf) (29/03/2016)

Cogua P., M. Jiménez-Reyes y G. Duque. 2013. Relaciones tróficas de cinco especies de peces de interés comercial en la Bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42 (1):185-192.

Corredor, J. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Columbia Caribbean basin. *Deep-Sea Res.*, 26(A): 731-741.

Cortés M. y N. Campos. 1999. Crustáceos decápodos de fondos blandos, en la franja costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cien. Fis. Nat.*, 23(89): 603-614.

Crabtree, R., C. Stevens, D. Snodgrass and F. Stengard. 1998. Feeding habits of bonefish *Albula vulpes*, from the waters of the Florida Keys. *Fishery Bull.*, 96: 754-766.

Criales-Hernández, M., C. García y M. Wolff. 2006. Flujos de biomasa y estructura de un ecosistema de surgencia tropical en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 54(4): 1257-1282.

Cuello, F. 2013. Evaluación del efecto ecológico de la pesca artesanal de camarón en el ecosistema del golfo de Salamanca y experimentación de medidas de mitigación. En: Grupo de investigación Evaluación y Ecología Pesquera (GIEEP). Informe Técnico Final. Universidad del Magdalena, Santa Marta.

Cury, P., A. Bakun, R. Crawford, A. Jarre, R. Quiñones, L. Shannon and H. Verheye. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, 57(3): 603-618.

Cury, P., L. Shannon and Y. Shin. 2003. The Functioning of Marine Ecosystems : a Fisheries Perspective.121–141. En: Sinclair, M. and G. Valdimarsson. (Eds). *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, CABI, Londres. 426 p.



Day, J., B. Crump, W. Kemp and A. Yáñez-Arancibia. 2012. Estuarine Ecology. Estuarine Ecology. 2da edición. Wiley-Blackwell. Jhon Wiley y Sons, Inc., New Jersey. 550 p.

De Araújo, A., R. Pereira and A. Machado. 2016. Feeding ecology of three juvenile mojarra (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. Neotrop. Ichthyology, 14(1): e150039

De La Hoz-M y Manjarrés-Martínez. 2016. Estadísticas de captura y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia en los sitios y puertos monitoreados por el SEPEC durante el período julio a diciembre de 2016. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP). Santa Marta. 60 p.

Dias, T., L. Rosa and B. Feitoza. 2001. Food resource and habitat sharing by the three western south atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae:Acanthurus) off Paraíba coast, North-eastern Brazil. J. Ichthyology Aquat. Biol., 5(1): 1-10.

D'Incao, F., K. Da Silva, M. Ruffino y A. Braga. 1990. Hábito alimentar do caranguejo *Chasmagnathus granulata* Dana, 1851 na Barra do Rio Grande, RS (Decapoda, Grapsidae). ATLÂNTICA, 12(2): 85-93

Duarte, L., C. García, G. Moreno, G. Melo, P. Navajas, N. Sandoval y D. Von Schiller. 1999. Atlas demográfico de los peces demersales del Golfo de Salamanca, Caribe Colombiano. Dinámica poblacional, distribución, alimentación y reproducción. Libro digital (CD) INVEMAR-UNAL-COLCIENCIAS, Santa Marta.

Duarte, L., and C. García. 1999. Diet of the mutton snapper *Lutjanus analis* (Cuvier) from the Gulf of Salamanca, Colombia, Caribbean Sea. Bull. Mar. Sci., 65(2): 453-465.

Duarte, L., and C. García. 2002. Testing responses of a tropical shelf ecosystem to fisheries management strategies. A small-scale fishery from the Colombian Caribbean Sea. Fisheries Cent. Res. Rep., 10(2): 142-149.

Duarte, L., and C. García. 2004. Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. Ecol. Model., 172: 323-338.

Duarte, L. (Ed.). 2009. Construcción participativa de una propuesta integral para la conservación de los recursos hidrobiológicos en dos áreas protegidas del Caribe de Colombia y para su uso sostenible en las zonas adyacentes. Reporte técnico. Universidad del Magdalena, UAESPNN, Colciencias, Santa Marta, 35 p.

Duarte, L., L. Manjarrés y F. Escobar. 2010. Bottom Trawl Bycatch Assessment of the Shrimp Fishery in the Caribbean Sea off Colombia. Gulf and Caribbean Fisheries Inst., 62: 114-119.

Duarte, L., R. Díaz-Vesga, F. Cuello y L. Manjarrés. 2013. Cambio estacional de la fauna acompañante de arrastre de camarón del Golfo de Salamanca, Mar Caribe de Colombia. Acta Biol. Colomb., 18(2): 319-328.

FAO. 2008. Fisheries Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 78 p.

Ferreira, C. and J. Gonçalves. 2006. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. J. Fish Biol., 69: 1533-1551

Finn, T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. J. Theoretical Biol., 56: 363-380.

Foss, K. 2016. Feeding ecology of red snapper and greater amberjack at standing platforms in the northern Gulf of Mexico: Disentangling the effects of artificial light. Tesis M.C., The Department of Oceanography and Coastal Science, Baton Rouge. 142 p.

Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira: El rodadero, más que un centro turístico en el caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Servigraphics Ltda. 58 p.

Franks, J., E. Hoffmayer, J. Ballard, N. Garber and A. Garber. 2007. Diet of wahoo, *Acanthocybium solandri*, from the northcentral Gulf of Mexico. Gulf and Caribbean Fisheries Inst., 60: 353-362

Franks, J., M. Garber and J. Warren. 1996. Stomach contents of juvenile cobia, *Rachycentron canadum*, from the northern Gulf of Mexico. Fishery Bull., 94(2): 374-380.

Freitas, M., V. Ailhoa, V. Giglio, M. Hostim-Silva, R. Moura, R. Francini-Filho and C. Minte-Vera. 2015. Diet and reproduction of the goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Actinopterygii: Perciformes: Serranidae), in eastern Brazil. Acta ichthyologica Et Piscatoria, 45(1): 1-11.

Gámez, D., E. Morón y J. Fuentes. 2014. Descripción del hábito alimentario de doce especies de peces asociados a la ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost., 43(1): 23-42.

Garcia, C. and C. Posada. 2014. First approach to the trophic ecology and diet of the rainbow runner, *Elegatis bipinnulata* (Quoy & Gaimard, 1825) (Pisces: Carangidae), in the central Colombian Caribbean. Acta Biol. Colomb., 19(2): 309-314.

García, C. and C. Posada. 2013. Diet and feeding ecology of the little tunny, *Euthynnus alletteratus* (Pisces: Scombridae) in the central Colombian Caribbean: Changes in 18 years. *Latin American J. Aquat. Res.*, 41(3): 588-594.

García, C., L. Duarte y G. Ramírez. 2013. Fisiografía y oceanografía del Golfo de Salamanca (mar Caribe, Colombia). 105-133 En: Campos, N. y A. Acero (Eds.), *Investigación en Ciencias del Mar Aportes de la Universidad Nacional de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia. Red de Estudios del Mundo Marino, REMAR, Bogotá. 196 p.

García, C.B., L.O. Duarte, J. Altamar and L. Manjarrés. 2007. Demersal fish density in the upwelling ecosystem off Colombia, Caribbean Sea : Historic outlook, 85: 68–73.

García, C., L. Duarte and D. Von Schiller. 1998. Demersal fish assemblages of the Gulf of Salamanca, Colombia (southern Caribbean Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 174: 13-25.

Giarrizzo, T. and U. Saint-Paul. 2008. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curaçá estuary, Northern Brazil. *Rev. Biol. Trop.*, 56(2): 861-873.

Gómez-Chanchong, P., L. Manjarrés, L.O. Duarte y J. Altamar. 2004. *Atlas pesquero del área norte del Mar Caribe Colombiano*. Santa Marta: COLCIENCIAS, INPA, INCODER, Universidad Nacional.

González, A. y J. Yacomelo. 2010. Hábitos alimenticios de la raya látigo *Dasyatis guttata* durante de época de lluvias en el Golfo de Salamanca, Caribe de Colombia. Trabajo de grado biología. Universidad del Magdalena. Santa Marta. 98 p.

Grijalba-Bendeck, M., D. Bustos-Montes, C. Posada Pelaéz y A. Santafé-Muñoz (Eds). 2012. La pesca artesanal marítima del departamento del Magdalena (Colombia): una visión desde cuatro componentes. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Proyecto Transición de la Agricultura. Bogotá. 454 p.

Hall, M., D. Alverson y K. Metuzals. 2000. By-catch: Problems and solutions. *Mar. Pollut. Bull.*, 41(1-6): 204-219.

Hsueh, P., J. McClintick and T. Hopkins. Comparative study of the diets of the blue crabs *Callinectes similis* and *C. sapidus* from a mud-bottom habitat in Mobile Bay, Alabama. *J. Crustacean Biol.*, 12(4): 615-619.

INVEMAR. 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera (PNIBM). (J. M. Díaz Merlano y I. D. Gómez López, Eds.) INVEMAR, FONADE, MMA. Santa Marta. 80 p.

Jarre-Teichman, A. 1998. The Potential role of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecol. Appl.*, 8(1): 93-103.

Jiménez-Reyes, M. 2008. Caracterización trófica de algunos peces de interés comercial en la bahía de Cartagena (Caribe Colombiano). Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 148 p.

Kavanagh, P., N. Newlands, V. Christensen and D. Pauly. 2004. Automated parameter optimization for Ecopath ecosystem models. *Ecol. Model.*, 172: 141-149.

Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper 470, Rome, FAO. 131 p.

Kerkhove, T. 2014. Trophic ecology of the Atlantic seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* in Suriname: combining stomach content and stable isotope analyses. Tesis M.C. University of Ghent, Bélgica. 26 p.

Layman, C. and B. Silliman. 2002. Preliminary survey and diet analysis of juvenile fishes of an estuarine creek on Andros Island, Bahamas. *Bull. Mar. Sci.*, 70(1): 199-210.

Lessa, R. and Z. Almeida. 1997. Analysis of the stomach contents of the smalltail shark *Carcharhinus porosus* from northern Brazil. *Cybiurn*, 21(2): 123-133.

Lewison, R., L. Crowder, A. Read and S. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Ecol. Evol.*, 19(11): 598-604.

Mageau, M., R. Costanza and R. Ulanowicz. 1998. Quantifying the trends expected in developing ecosystems. *Ecol. Model.*, 112(1): 1-22.

Manickchand-Heileman, S., J. Mendoza-Hill, A. Kong and F. Arocha. 2004. A trophic model for exploring possible ecosystem impacts of fishing in the Gulf of Paria, between Venezuela and Trinidad. *Ecol. Model.*, 172: 307-322.

Manjarrés, L. (Ed.). 2004. Estadísticas pesqueras artesanales del Magdalena y La Guajira, con aplicación de herramientas informáticas para su sistematización y procesamiento. Universidad del Magdalena, COLCIENCIAS, INPA, INCODER. Santa Marta, 71 p.

Manjarrés, L., F. Cuello, L. Duarte y R. Acevedo. 2014. Evaluación experimental del efecto de dispositivos reductores de pesca acompañante en una pesquería artesanal de arrastre camarero del Golfo de Salamanca, Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(2): 329-349.

Marasco, R., D. Goodman, C. Grimes, P. Lawson, A. Punt, and T. Quinn. 2007. Ecosystem-based fisheries management: some practical suggestions. *Canadian J. Fish. Aquat. Sci.*, 64(6): 928–939.

Martínez, I., M. Neira y A. Acero. 2012. Aspectos biológicos de *Rhizoprionodon lalandii* y *Rhizoprionodon porosus* (Carcharhinidae-Carcharhiniformes) capturados mediante la pesca artesanal en Isla Fuerte, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 41(1): 179-191.

Mendoza, J. 1993. A preliminary biomass budget for the Northeastern Venezuela shelf ecosystem. 285-297. En: Christensen, V. and D. Pauly. (Eds.). *Trophic models of aquatic ecosystem*. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila. 390 p.

Molina, A. 1993. Estudio sedimentológico y morfológico de la plataforma continental Caribe entre el sector de Santa Marta y Punta Morro Hermoso. *Boletín Científico CIOH*, 14: 67-77.

Mooers, C. and G. Maul. 1998. Intra-Americas sea circulation. 183-208. En: Robinson, A. and K. Brink. (Eds.). *The Global coastal ocean: regional studies and synthesis* (Vol. 11). Harvard University Press, Massachusetts. 1067 p.

Moreno, R. 1986. Ecología trófica de algunas especies de la familia Scombridae (Pisces) capturados en aguas costeras del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Tesis. Biol. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 105 p.

Morissette, L. 2007. Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience: A comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence. Tesis D.Ph, The University of British Columbia. 260 p.

National Water Service. (n.d). Cold and Warm Episodes by Season. [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml). (31/03/17).

Odum, E. 1969. The strategy of ecosystem development. *Sci.*, 164: 262-270.

Odum, E. 1971. Fundamentals of ecology. 3ra edición. W.B. Saunders, Philadelphia. 574 p.

Oliveira, A., T. Pinto, D. Santos y F. D'Incao. 2006. Dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(3): 305-313.

Opitz, S. 1996. Trophic interactions in caribbean coral reefs. International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila. 341 p.

Ospina, J y F. Pardo. 1993. Evaluación del estado de madurez gonadal y los hábitos alimenticios de la ictiofauna presente en la Bahía de Cartagena. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Cartagena de Indias. 147 p.

Paine, R. 1980. Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure. *J. Anim. Ecol.*, 49(3): 666-685.

Paramo, J., L. Guillot, S. Benavides, A. Rodríguez y C. Sánchez. 2009. Las áreas marinas protegidas (AMO): una herramienta de manejo para las pesquerías demersales en la zona norte del Caribe colombiano. *Gulf and Caribbean Fisheries Inst.*, 62: 328-336.



Pauly, D. 1979. Theory and management of tropical multispecies stocks: A Review, with Emphasis on the Southeast Asian Demersal Fisheries. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila. 35 p.

Pauly, D., V. Christensen, J. Daalsgaard, R. Froese and F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Sci.*, 279: 860-863.

Pauly, D., V. Christensen, S. Gu  nette, T. Pitcher, U. Sumaila, C. Walters, R. Watson and D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nat.*, 418: 689-695.

Pauly, D., V. Christensen and C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 57(3): 697-706.

Pauly, D. and J. Maclean. 2003. In a perfect ocean: The state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean. Island Press, Washington. 173 p.

Pauly, D. and M.L. Palomares. 2005. Fishing down marine food web: It is far more persuasive than we thought. *Bull. Mar. Sci.*, 76(2): 197-211.

Pauly, D., M. Soriano-Bartz and M. Palomares. 1993. Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. 1-13. En: Christensen, V. and D. Pauly. (Eds.). Trophic models of aquatic ecosystem. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila. 390 p.

Petti, M., E. Nonato and P. Paiva. 1996. Trophic relationships between polychaetes and brachyuran crabs on the southeastern Brazilian coast. *Rev. Brasileira Oceanogr.*, 44(1): 61-67.

Pimienta, E., Y Coutinho, L. Aguiar, T. Gomes and A. Ferreira. 2014. Analysis of the stomach contents of dolphinfish, *Coryphaena hippurus*, Linnaeus, 1758 off the northern coast of rio de Janeiro State, Brazil. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 70(6): 2954-2960.

Polovina, J. 1993. The first Ecopath. vii-viii. En: Christensen, V. and D. Pauly. (Eds.). *Trophic models of aquatic ecosystem*. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila. 390 p.

Power, M., D. Tilman, J. Estes, B. Menge, W. Bond, S. Mills, G. Daily, J. Castilla, J. Lubchenco and R. Paine. 1996. Challenges in the Quest for Keystones. *Bioscience*, 46(8): 609-620.

Primack, R. y J. Ros. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Editorial Ariel, Barcelona. 384 p.

Randall, J. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.*, 5: 665-847

Ramírez-Barón, J, A. Franco-Herrera, L. García-Hoyos y D. López-Cerón. 2010. La comunidad fitoplanctónica durante eventos de surgencia y no surgencia, en la zona costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 39(2): 233-263.

Ramirez, G. 1993. Condiciones oceanográficas en el área del Golfo de Salamanca. 90-95. En: Blanco, J. (Ed). *Reconocimiento piloto de fondos, ambiente, fauna asociada y recursos pesqueros, en aguas costeras del Departamento del Magdalena*. Informe Final. INVEMAR, Santa Marta. 102 p.

Reyes, A. 1999. Hábitos alimentarios y algunos aspectos reproductivos de la cojino negra *Caranx crysos* (Mitchill, 1815) capturada con chinchorro en la bahía de Taganga, Caribe Colombiano. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 131 p.

Robinson, L. A. and C. Frid. 2003. Dynamic ecosystem models and the evaluation of ecosystem effects of fishing: Can we make meaningful predictions? *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosystems*, 13(1): 5-20.

Rodriguez A., M. Rueda, R. Acevedo y H. Castillo. 2015. Programa de observadores para el monitoreo de las pesquerías industriales de atún con palangre y camarón de arrastre en el Caribe continental colombiano (región central) año 2015. Reporte Técnico y Financiero Final. INVEMAR, PRY-VAR-008-15-ITF. Santa Marta, 50 p.

Ropes, J. 1968. The feeding habits of the green crab, *Carcinus maenas* (L.). *Fish. Bull.*, 67(2): 183-203.

Rutledge, R., B. Basore and R. Mulholland. 1976. Ecological stability: An information theory viewpoint. *Journal of Theoretical Biology*, 57: 355-371.

Sandoval-Londoño, L., J. Leal-Flórez, J. Blanco-Libreros y A. Taborda-Marín. 2014. Hábitos alimenticios y aspectos del uso del hábitat por el chivo cabezón *Ariopsis* sp. (aff. *Assimilis*) (Siluriformes: Ariidae), en una laguna costera neotropical (Ecorregión Darién, Colombia). *Actualidades Biológicas*, 37(102): 295-306.

Satoh, E., K. Yokawa, H. Saito, H. Matsunaga, H. Okamoto and Y. Uozumi. 2004. Preliminary stomach contents analysis of pelagic fish collected by Shoyo-Maru 2002 research cruise in the Atlantic Ocean. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 56(3): 1096-1114.

Sedberry, G. y N. Cuellar. 1993. Plancktonic and benthic feeding by the reef-associated vermilion snapper, *Rhomboplites aurorubens* (Teleostei, Lutjanidae). *Fish. Bull.*, 91:699-709.

Sierra, L., R. Claro y O. Popova. 1994. Alimentación y relaciones tróficas. 263-284. En: Rodolfo Claro (Ed.) Ecología de los Peces Marinos de Cuba. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. 525 p.

Soares, L. and E. Vazzoler. 2001. Diel changes in food and feeding activity of sciaenid fishes from the south-western Atlantic, Brazil. *Rev. Brasileira Biol.*, 61(2): 197-216.

Shannon, C. 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.

Stevens, J., R. Bonfil, N. Dulvy and P. Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, 57(3): 476-494.

Turingan, R. 1994. Ecomorphological relationships among Caribbean tetraodontiform fishes. *J. Zool.*, 233:493-521.

Ulanowicz, R. 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer Verlag, New York. 203 p.

Ulanowicz, R. 2000. Toward the Measurement of Ecological Integrity. 99-113. En: Pimentel, D., L. Westra, and R Noss. (Eds.). *Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation and Health*. Island Press, Washington. 428 p.

Ulanowicz, R. and J. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow networks. *Int. J. System. Sci.*, 21(2): 429-437.

Vélez A. y L. Duarte. 2009. Estacionalidad de la dieta de *Lutjanus synagris* (Lutjanidae), en el Golfo de Salamanca, mar Caribe de Colombia. En: Duarte LO (ed.) Construcción participativa de una propuesta integral para la conservación de los recursos hidrobiológicos en dos áreas protegidas del Caribe de Colombia y para su uso sostenible en las zonas adyacentes. Informe Técnico. Colciencias, UAESPNN, Universidad del Magdalena, Santa Marta.

Vega-Cendejas, M., M. Hernandez and F. Arreguin-Sanchez. 1994. Trophic interrelations in a beach seine fishery from the northwestern coast of the Yucatan peninsula, Mexico. *J. Fish. Biol.*, 44: 647-659.

Vides, M. 1999. La macrofauna de fondos blandos del Golfo de Salamanca (Caribe Colombiano): estructura espacial y dinámica temporal. Tesis Biol. Mar., Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 134 p.

Von Schiller, D. and C. García. 2000. Observations on the diet of *Balistes vetula* (Pisces: Balistidae) in the Gulf of Salamanca, Colombian Caribbean. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 29: 35-40.

Wheeler, K., C. Stark and R. Heard. 2002. A preliminary study of the summer feeding habits of juvenile florida pompano (*Trachinotus carolinus*) from open and protected beaches of the northeastern Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Fisheries Inst.*, 53: 659-673.

Willis, C., J. Richardson, T. Smart, J. Cowan and P. Biondo. 2015. Diet composition, feeding strategy, and diet overlap of 3 sciaenids along the southeastern United States. *Fish. Bull.*, 113: 290-301.

Zetina-Rejón, M., F. Arreguín-Sánchez, E.A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*, 57: 803–815.

Zuñiga, H., J. Altamar y L. M. Manjarrés. 2004. Caracterización tecnológica de la flota de arrastre camaronero del mar Caribe de Colombia. Informe técnico. EP/GLO/201/GEF, FAO, UNEP. Santa Marta, 20 p.

12. ANEXOS

ANEXO 1: Referencias usadas para la construcción de la matriz presa/depredador.

| Grupo Funcional   | Especie                                                | Fuentes                     | Grupo Funcional              | Especie                                               | Fuentes                      |
|-------------------|--------------------------------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-------------------------------------------------------|------------------------------|
| Ballestas/Lijas   | <i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus 1758)              | Duarte et al. 1999          | Cangrejos                    | <i>Achelous spinicarpus</i> Stimpson 1871             | Petti et al. 1996            |
|                   | <i>Balistes capriscus</i> Gmelin 1789)                 | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Acheloues spinimanus</i> (Latneille 1819)          | Petti et al. 1996            |
|                   | <i>Balistes vetula</i> Linnaeus 1758                   | Von schiller y García 2000  |                              | <i>Callinectes denae</i> Smith, 1869                  | Branco y Varani 1997         |
|                   | <i>Melichthys niger</i> (Bolch 1786)                   | Turingan 1994               |                              | <i>Callinectes marginatus</i> (A. Milne-Edwards 1861) | Carquejias y Gouvea 1998     |
| Camarones         | <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller 1862)              | Kerkhove 2014               |                              | <i>Callinectes ornatus</i> Ordway 1863                | Branco et al. 2002           |
| Corvinas/Mojarras | <i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt 1883) | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Callinectes sapidus</i> Rathbun 1896               | Oliveira et al. 2006         |
|                   | <i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)        | De Araújo et al. 2016       |                              | <i>Callinectes similis</i> Williams 1966              | Hsueh et al. 1992            |
|                   | <i>Larimus breviceps</i> Cuvier 1830                   | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus 1758)                | Ropes 1968                   |
|                   | <i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider 1801)     | Bezerra et al. 2014         |                              | <i>Neohelice granulata</i> (Dana 1851)                | D'Incao et al. 1990          |
|                   | <i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus 1758)         | Willis et al. 2015          |                              | <i>Libinia spinosa</i> Guérin 1832                    | Petti et al. 1996            |
|                   | <i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook 1847)         | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Persephona mediterranea</i> (Herbst 1794)          | Petti et al. 1996            |
|                   | <i>Micropogonias furnieri</i> (Linnaeus 1766)          | Duarte et al. 1999          | Infauna<br>Zooplankton       |                                                       | Duarte y Garcia 2004         |
|                   | <i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner 1875)  | Soares y Vazzoler 2001      |                              |                                                       | Duarte y Garcia 2004         |
| Epifauna          | <i>Umbrina broussonnetii</i> Cuvier 1830               | Duarte et al. 1999          | Mugillidos/Bagres<br>marinos | <i>Sciades</i> sp. Müller & Troschel 1849             | Sandoval-Londoño et al. 2014 |
|                   | <i>Panulirus argus</i> (Latreille 1804)                | Briones-Fourzán et al. 2003 |                              | <i>Bagre marinus</i> (Mitchill 1815)                  | Duarte et al. 1999           |
| Pargos/Roncos     | <i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus 1758)                 | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836                 | Gámez et al. 2014            |
|                   | <i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier 1830               | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Mugil incilis</i> Hancock 1830                     | Jiménez-Reyes 2008           |
|                   | <i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest 1823)         | Layman y Silliman 2002      |                              | <i>Mugil liza</i> Valenciennes 1836                   | Gámez et al. 2014            |
|                   | <i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède 1801)              | Vega-Cendejas et al. 1994   |                              | <i>Sciades herzbergii</i> (Bolch 1794)                | Giarrizzo y Saint-Paul 2008  |
|                   | <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner 1868)  | Duarte et al. 1999          | Peces demersales<br>pequeños | <i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau 1855             | Dias et al 2001              |
|                   | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)                   | Duarte y García 1999        |                              | <i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch 1787)              | Duarte et al. 1999           |
|                   | <i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum 1792)                  | Layman y Silliman 2002      |                              | <i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider 1801    | Dias et al. 2001             |
|                   | <i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus 1758)                | Sierra et al. 1994          |                              | <i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck 1765)         | Duarte et al. 1999           |
|                   | <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider 1801)          | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Myripristis jacobus</i> Cuvier 1829                | Duarte et al. 1999           |
|                   | <i>Lutjanus campechanus</i> (Poey 1860)                | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus 1758)        | Duarte et al. 1999           |
|                   | <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus 1758)               | Vélez y Duarte 2009         |                              | <i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier 1829               | Duarte et al. 1999           |
|                   | <i>Lutjanus vivanus</i> (Cuvier 1828)                  | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bolch 1793)            | Duarte et al. 1999           |
|                   | <i>Pristipomoides aquilonaris</i> (Good & Bean 1896)   | Duarte et al. 1999          |                              | <i>Scarus vetula</i> Bolch & Schneider 1801           | Randall 1967                 |
|                   | <i>Rhomboplites aurorubens</i> (Cuvier 1829)           | Sedberry y Cuellar 1993     |                              | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes 1840)     | Randall 1967                 |
|                   |                                                        |                             |                              | <i>Upeneus parvus</i> Poey 1852                       | Duarte et al. 1999           |

**ANEXO 1: Continuación.**

| Grupo Funcional          | Especie                                                 | Fuentes                   | Grupo Funcional              | Especie                                                               | Fuentes               |
|--------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------|------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-----------------------|
| Peces demersales grandes | <i>Albula vulpes</i> (Linnaeus 1758)                    | Crabtree et al. 1998      | Peces pelágicos depredadores | <i>Acanthocybium solandri</i> (Cuvier 1832)                           | Franks et al. 2007    |
|                          | <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)             | Blewett et al. 2006       |                              | <i>Alectis ciliaris</i> (Bloch 1787)                                  | Duarte et al. 1999    |
|                          | <i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein 1822)          | Freitas et al. 2015       |                              | <i>Auxis thazard</i> (Lacepède 1800)                                  | Moreno 1986           |
|                          | <i>Kyphosus</i> spp. Lacepède 1801                      | Ferreira y Goncalves 2006 |                              | <i>Caranx crysos</i> (Mitchill 1815)                                  | Reyes 1990            |
|                          | <i>Lachnolaimus maximus</i> (Walbaum 1792)              | Opitz 1996                |                              | <i>Caranx latus</i> Agassiz 1831                                      | Duarte et al. 1999    |
|                          | <i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus 1758                | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Caranx ruber</i> (Bolch 1793)                                      | Sierra et al. 1994    |
| Peces pelágicos pequeños | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus 1766)         | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Coryphaena hippurus</i> Linnaeus 1758                              | Pimienta et al. 2014  |
|                          | <i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider 1801)      | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Elegatis bipinnulata</i> (Quoy & Gaimard 1825)                     | García y Posada 2014  |
|                          | <i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur 1818)               | Jiménez-Reyes 2008        |                              | <i>Elops smithi</i> McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen 2010           | Cogua et al. 2013     |
|                          | <i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch 1793)              | Camacho et al. 2014       |                              | <i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque 1810)                       | García y Posada 2013  |
| Tiburones                | <i>Carcharhinus limbatus</i> (Valenciennes 1839)        | Almanza 2009              |                              | <i>Istiophorus platypterus</i> (Shaw 1782)                            | Satoh et al 2004      |
|                          | <i>Carcharhinus porosus</i> (Ranzani 1839)              | Lessa y Almeida 1997      |                              | <i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes 1847)                        | Duarte et al 1999     |
|                          | <i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre 1788)         | Castro 2000               |                              | <i>Rachycentrum canadum</i> (Linnaeus 1766)                           | Franks et al 1996     |
|                          | <i>Mustelus canis</i> (Mitchill 1815)                   | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin 1978 | Castañeda et al. 2014 |
|                          | <i>Rhizoprionodon lalandii</i> (Valenciennes 1839)      | Martínez et al. 2012      |                              | <i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier 1829)                            | Moreno 1986           |
|                          | <i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey 1861)               | Almanza 2009              |                              | <i>Selene vomer</i> (Linnaeus 1758)                                   | Duarte et a. 1999     |
|                          | <i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith 1834)           | Almanza 2009              |                              | <i>Seriola dumerili</i> (Risso 1810)                                  | Foss 2016             |
|                          | <i>Sphyrna mokarran</i> (Rüppell 1837)                  | Almanza 2009              |                              | <i>Seriola zonata</i> (Mitchill 1815)                                 | Duarte et al. 1999    |
|                          | <i>Sphyrna tiburo</i> (Linnaeus 1758)                   | Almanza 2009              |                              | <i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier 1829                               | Bedia et al. 2011     |
| Rayas                    | <i>Hypanus americanus</i> (Hildebrand & Schroeder 1928) | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre 1788)                             | Satoh et al. 2004     |
|                          | <i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider 1801)        | González y Yacomelo 2010  |                              | <i>Thunnus albacares</i> (Bonnaterre 1788)                            | Satoh et al. 2004     |
| Sargos/Pagualas          | <i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus 1758)         | Ospina y Pardo 1993       |                              | <i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)                          | Wheeler et al. 2002   |
|                          | <i>Calamus penna</i> (Valenciennes 1830)                | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus 1758)                           | Duarte et al. 1999    |
|                          | <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet 1782)           | Duarte et al. 1999        |                              | <i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann 1896                      | Randall 1967          |