

## **MODELACIÓN DE FLUJOS TRÓFICOS DE UN MANGLAR DE LA COSTA PACÍFICA COLOMBIANA.**

María Camila Guevara Torres  
Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.  
Correo electrónico: Guevara.maria@correounivalle.edu.com

Jaime Ricardo Cantera Kintz  
Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.  
Correo electrónico: Jaime.cantera@correounivalle.edu.com

Diana del Pilar Medina Contreras  
Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Av. Instituto Politécnico Nacional  
s/n Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, México.  
Correo electrónico: dmedinac1900@alumno.ipn.mx

### **RESUMEN.**

Los manglares son ecosistemas con alta complejidad trófica que proveen recursos importantes para la subsistencia de comunidades humanas que habitan sus alrededores. Mediante el enfoque Ecopath se modeló la dinámica trófica de un manglar ribereño en el Istmo de Pichidó, Pacífico Colombiano. El modelo incluyó 26 grupos funcionales compuestos por un grupo de aves, nueve grupos de peces, diez grupos de invertebrados, un grupo de zooplancton, un grupo asignado a detritus y cuatro de productores primarios, siendo el de mayor biomasa el manglar. Con base en sus parámetros estimados el modelo resultante fue coherente ecológicamente y se considera de alta calidad según el índice de Pedigrí (0.65), que indica la calidad de los datos de entrada usados para construir el modelo en una escala de 0 a 1. Los resultados indican que la posición trófica de los consumidores oscila entre 2,0 y 4,0 con los peces piscívoros en la posición más alta y con dominio general de estadios juveniles de peces, resaltando la función de este ecosistema como zona de cría. El ecosistema modelado posee una estructura trófica simple, correspondiente con un ecosistema ecológicamente inmaduro, pero con una producción primaria significativa. En contraste con algunos modelos de manglares de otras localidades en el Pacífico Oriental la mayor parte de la producción fluye desde las fuentes bentónicas y el detritus y es incorporada a la red trófica principalmente mediante la meiofauna y endofauna, incluyendo los peces bentónicos que transfieren la energía del nivel trófico I a consumidores de niveles tróficos superiores.

### **ABSTRACT.**

Mangroves are ecosystems with high trophic complexity that provide important resources for the subsistence of human communities that inhabit their surroundings. Using the Ecopath approach, the trophic dynamics of a riverine mangrove in the Pichidó Isthmus, Colombian Pacific was modeled. The model included 26 functional groups composed of one group of birds, nine groups of fish, ten groups of invertebrates, one group of zooplankton, one group assigned to detritus and four groups of primary producers, being the one with the highest biomass the mangrove. Based on its estimated parameters the resulting model was ecologically consistent and is considered high quality according to the Pedigree index (0.65), which indicates the quality of the input data used to build the model on a scale of 0 to 1. The results indicate that the trophic position of the consumers ranges from 2.0 to 4.0 with piscivorous fish in the highest position and with general dominance of juvenile fish stages, highlighting the function of this ecosystem as a nursery area. The modeled ecosystem has a simple trophic structure, corresponding to an ecologically immature ecosystem, but with significant primary production. In contrast to some mangrove models from other locations in the Eastern Pacific, most of the production flows from benthic sources and detritus and is incorporated into the food web mainly through meiofauna and endofauna, including benthic fish that transfer energy from trophic level I to consumers of higher trophic levels.

### **PALABRAS CLAVE.**

Ecopath, red trófica, manglares, Pacífico Oriental Tropical, modelación de ecosistemas

**KEY WORDS.**

Ecopath, ecosystem modeling, mangroves, trophic webs, tropical eastern pacific.

**INTRODUCCIÓN.**

Los manglares y los estuarios se encuentran entre los hábitats costeros más productivos del mundo (Bouillon *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2019), diversos productores primarios soportan los consumidores de sus redes tróficas (Bouillon *et al.*, 2011; Shahraki *et al.*, 2014; Jinks *et al.*, 2020; Medina-Contreras *et al.*, 2022), los cuales a su vez son depredados por peces que transitan entre los manglares y ecosistemas adyacentes (Layman, 2007) permitiendo la transferencia de energía a sistemas secundarios (Arceo-Carranza *et al.*, 2016; Bayona Sánchez, 2016). Se ha demostrado que hay asociación positiva entre especies de importancia socioeconómica y el hábitat de manglar, lo cual se debe a su función de “ecosistema guardería”, donde la complejidad estructural del sistema maximiza la disponibilidad de alimento y minimiza la incidencia de la depredación, ofreciendo refugio y alimento para especies en estadios juveniles de su ciclo de vida (Laegdsgaard & Johnson, 1995). Por esta razón, este ecosistema es considerado como pilar en el sostenimiento de algunas pesquerías de alta importancia (Fry & Ewel, 2003; El-Regal & Ibrahim, 2014; Vega *et al.*, 2015), cuya sostenibilidad depende de la disponibilidad de alimentos y, por tanto, de la estabilidad de las interacciones tróficas entre las especies dentro de la red trófica (Abrantes & Sheaves, 2009).

Las redes tróficas representan interacciones fundamentales que sustentan tanto la función como la estructura del ecosistema y las poblaciones que lo conforman (Abrantes *et al.*, 2015).

Los manglares están conectados no solo energéticamente a través del transporte pasivo de nutrientes, sino también por las migraciones de organismos móviles a través del paisaje marino, que vinculan redes tróficas y transfieren la producción a través del transporte activo de nutrientes, dando como resultado flujos de energía y producción dentro y entre sistemas

(Polis *et al.*, 1997). La visión de los mangles como productores primarios clave, que alimentan las redes tróficas costeras en toda su área de distribución global se ha analizado en detalle mediante el uso de isótopos estables, que indican un papel concreto a través del sostenimiento de cangrejos alimentadores de hojas (Bui & Lee, 2014; Medina-Contreras *et al.*, 2020) que posteriormente son presas de alta importancia relativa para consumidores de niveles tróficos superiores en la red trófica (Wolff *et al.*, 2000; Layman, 2007; Ramirez-Martinez *et al.*, 2016).

Actualmente se estima que los manglares en Colombia ocupan una extensión entre las 166.986 (Giri *et al.*, 2011) y 300.133 (Instituto de investigaciones marinas y costeras: Invemar, 2014) hectáreas (ha), distribuidas entre 34.886 y 71.523 ha en la región Caribe y 132.099 y 210.773 ha en la región Pacífico, (Perea-Ardila *et al.*, 2019). Los bosques de manglar en el Pacífico colombiano representan un gran valor socioeconómico para las poblaciones locales, considerándose como un ecosistema fundamental para la seguridad alimentaria y la subsistencia de las comunidades humanas que habitan sus alrededores (Guevara Mancera *et al.*, 1998; Castellanos-Galindo *et al.*, 2017; Palacios & Cantera, 2017; Acosta Rojas & Ortiz Barbera, 2020). Con relación a la seguridad alimentaria, el servicio ecosistémico principal que el manglar provee a la comunidad, está relacionada con el aprovisionamiento de alimentos a través de actividades de pesca artesanal, la cual es una de las actividades económicas más importantes de la región pacífica colombiana (Otero Benavides, 2015) y se concentra sobre especies de moluscos, crustáceos y peces asociados al manglar. Los productos extraídos son usados por los pescadores para su propia alimentación y subsistencia o para la venta, constituyendo así la base del desarrollo sostenible de las comunidades locales (Costanza *et al.*, 1997; Hernández-Félix *et al.*, 2017; Perea-Ardila & Oviedo-Barrero, 2019). Aunque este ecosistema es importante para el sostenimiento de las especies pesqueras, existen diferencias sustanciales en el grado en el que se manifiesta esta

importancia, ya que esta depende directamente de las relaciones tróficas de las especies que conforman la red trófica en este sistema, pues la pérdida o interrupción de la conectividad de la red trófica puede conducir a un colapso en las poblaciones de especies de importancia socioeconómica y tener efectos cascada sobre los ecosistemas, afectando a su vez a la comunidad (Abrantes *et al.*, 2015).

Debido a la gran importancia que posee el ecosistema de manglar para el sustento de las comunidades humanas principalmente a través del sostenimiento de pesquerías artesanales y de la necesidad de comprender la estructura de la red trófica de estos sistemas, actualmente se hace uso de diversas metodologías para realizar descripciones holísticas de la dinámica de la red alimentaria en estos ecosistemas marinos. Dentro de estas, los enfoques más utilizados incluyen modelos de balance de masa, basados en análisis de redes ecológicas, donde uno de los más utilizados desde su desarrollo, para los ecosistemas marinos y acuáticos es Ecopath con Ecosim (EwE) (Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1993). Esta aproximación permite construir representaciones de redes tróficas acuáticas que han demostrado proporcionar una visión del estado trófico del ecosistema, con relativa poca demanda de datos (Christensen & Walters, 2004). Los modelos EwE poseen una gran ventaja, pues son usados para evaluar la respuesta de los ecosistemas al cambio a través de modelos de simulaciones de tiempo y espacio, en función de la respuesta de la biomasa de los organismos que conforman la red trófica, lo que le ha dado a EwE una aceptación mundial (Christensen & Walters, 2004).

Existen diversidad de modelos contruidos para ecosistemas acuáticos del mundo. En el caso de los ecosistemas de manglar, los modelos disponibles se han construido con el objetivo de entender las dinámicas pesqueras de los sistemas estuarinos, a los cuales están asociados los manglares (Wolff *et al.*, 1998; Wolff *et al.*, 2000; Vega-Cendejas & Arreguin-Sánchez, 2001; Zetina-Rejon *et al.*, 2003; Villanueva *et al.*, 2006; Villanueva, 2015; Simon & Raffaelli, 2015; Simon & Emilien, 2016; Castellanos-Galindo *et al.*, 2017; Simon, 2018). Particularmente para

los manglares de la región del Pacífico Oriental Tropical sólo se han desarrollado modelos de la red trófica en Costa Rica (Wolff *et al.*, 1996; Wolff *et al.*, 1998; Wolff *et al.*, 2000), México (Chaves Rosales, 2006; Zetina-Rejon *et al.*, 2003; Morales, 2001) y el más reciente en Colombia (Castellanos-Galindo *et al.*, 2017).

Los manglares del Pacífico Colombiano, principalmente los ubicados en la zona costera sur, son sistemas altamente desarrollados y complejos. Estos poseen condiciones geológicas e hidrológicas que sugieren la existencia de un flujo constante de materia orgánica y energía derivada del manglar en combinación que puede influir en la dinámica de la explotación de los recursos de este sistema (Medina Contreras *et al.*, 2018). Sin embargo, las investigaciones de ecología trófica y de la dinámica de la red alimentaria han sido históricamente escasas (Medina Contreras *et al.*, 2018; Medina-Contreras *et al.*, 2020; Castellanos-Galindo *et al.*, 2017). Debido a lo anterior, en este trabajo se pretende describir, mediante un modelo de balance de masas, la estructura de un manglar de la costa Pacífica Colombiana.

## **MÉTODOS.**

### **Área de estudio.**

El estudio se llevó a cabo en un manglar ribereño en la localidad de San Pedro, que se encuentra ubicada en la zona media del litoral Pacífico Colombiano sobre el Istmo de Pichidó (03° 50' 11 "N, 77° 15' 30" W). Tiene una extensión aproximada de 30 hectáreas, con predominio de manglar y selva húmeda tropical (Garcés Restrepo, 2014) y una intervención antropogénica moderada (Medina-Contreras *et al.*, 2021). Esta zona no posee una comunidad humana asentada, sin embargo, posee una cabaña de descanso para la residencia temporal de pescadores de zonas adyacentes y es considerada como una zona ecoturística, con presencia de algunos hoteles y embarcaciones turísticas pequeñas. Estos bosques se encuentran dominados por especies de *Rhizophora* y poseen una precipitación media anual superior a

5000 mm (Cano, 2015); una temperatura media del aire de 26°C y una humedad relativa promedio entre 87% y 83.9% (Valencia Daza, 2011). Esta área presenta un régimen de mareas semidiurno (Málikov, 2010) y dos periodos de lluvia, uno de septiembre a noviembre y otro de abril a junio, los cuales tienen una gran influencia sobre el ecosistema debido a que aumentan el caudal de las fuentes de agua dulce, generando mayor arrastre de nutrientes en el ecosistema (Cano, 2015).

### **Parametrización del modelo.**

Se llevó a cabo la construcción de un modelo de balance de masas usando EwE, el cual permite estudiar la red trófica de un ecosistema cuantificando los flujos de energía y describiendo las interacciones tróficas de la biomasa de los grupos funcionales que lo conforman (Polovina & Ow, 1983; Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1992). Para llevar a cabo la parametrización del modelo, se usaron dos ecuaciones maestras, la primera describe la producción para cada grupo (Ecuación 1) y la segunda el balance energético de cada grupo (Ecuación 2) (Christensen & Walters, 2004):

Producción = captura + mortalidad por depredación + migración neta + acumulación de  
biomasa + otra mortalidad

$$(P/B)_i \times B_i = Y_i + \sum_j B_j \times (Q/B)_j \times DC_{ji} + E_i + B_{Ai} + (P/B)_i \times B_i(1 - EE_i) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde,  $P/B$  es la producción a biomasa del grupo  $i$ ,  $B_i$  es la Biomasa del grupo  $i$ ,  $Y_i$  es la Captura pesquera total del grupo  $i$ ,  $(Q/B)_j$  es la relación de consumo a biomasa de cada predador  $j$ ,  $DC_{ji}$  es la proporción del grupo  $i$  en la dieta del depredador  $j$ ,  $E_i$  es la tasa neta de migración (emigración -inmigración),  $B_{Ai}$  es la tasa de acumulación de biomasa grupo  $i$ ,  $EE_i$  es la eficiencia ecotrófica y  $(1 - EE_i)$  es la mortalidad diferente a la depredación y la pesca.

De manera general, la ecuación uno representa el balance entre la producción (crecimiento) y las pérdidas (mortalidad) para el grupo funcional  $i$  (Zetina-Rejon *et al.*, 2003).

La segunda ecuación asegura el balance energético dentro de cada grupo funcional. A partir de esta, la respiración puede estimarse una vez se han cuantificados los demás flujos (Christensen & Pauly, 1992):

Consumo = producción + respiración + alimentos no asimilados.

$$Q_i = P_i + R_i + GSi \times Q_i \quad (2) \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde,  $Q_i$  es el consumo del grupo  $i$ ,  $P_i$  es la suma de la producción del grupo  $i$ ,  $R_i$  es la respiración del grupo  $i$  y  $(GSi \times Q_i)$  es el alimento no asimilado del grupo  $i$ , el cual se asume que es 20% según (Winberg, 1956).

Con base en estas ecuaciones, los parámetros de entrada a calcular para cada grupo son: Biomasa ( $B_i$ ), Producción/Biomasa ( $P/B$ ), Consumo/Biomasa ( $Q/B$ ), Capturas ( $Y_i$ ) y Eficiencia ecotrófica ( $EE_i$ ). En la construcción del modelo no todos los parámetros son conocidos, por tanto, con base en estas ecuaciones maestras, EwE enlaza la producción de cada grupo con el consumo de todos los otros grupos y utiliza estas relaciones para estimar los parámetros que faltan por medio de la resolución de un sistema de ecuaciones lineales (Christensen & Pauly, 1992).

### **Construcción del modelo trófico: Datos de entrada.**

Los datos usados para la construcción de este modelo EwE fueron obtenidos de información primaria colectada en la localidad bajo estudio, mediante muestreos e identificación taxonómica de las especies y material bibliográfico suplementario de otros modelos publicados. A partir de esto, se definieron un total de 26 grupos funcionales, los cuales están conformados por un grupo de aves marinas, nueve grupos de peces, diez grupos de invertebrados, un grupo de zooplancton, cuatro productores primarios y un grupo asignado a detritus. Estos grupos fueron conformados por especies con características ecológicas similares, siguiendo también una clasificación taxonómica principalmente para los grupos de peces presentes en el sistema estudiado (Tabla 1).

El modelo presentado en este estudio supone una representación de un año tipo en el área de estudio. Los parámetros de entrada fueron estandarizados en unidades de peso húmedo, área y tiempo (Ton, km<sup>2</sup> y /año respectivamente). Los datos de entrada usados para la construcción de ese modelo se presentan en la (Tabla 2). La biomasa de todos los grupos fue calculada con información primaria colectada en campo durante los años 2015, 2016 y 2022, excepto para el grupo de aves marinas, donde el dato fue tomado de (Wolff, 2006) y para los grupos de moluscos bivalvos, microcrustáceos, poliquetos, zooplancton y fitoplancton el programa calculó este parámetro.

Los valores de P/B y Q/B fueron calculados para los grupos de peces e invertebrados siguiendo la metodología planteada en (Zetina-Rejon *et al.*, 2003), donde para P/B se usó para los peces la ecuación empírica propuesta por Pauly (1980) y para los invertebrados la relación propuesta por Banse & Mosher (1980), pero aplicando la modificación para las especies tropicales propuesta por Peters (1983). Para los valores de Q/B para peces se usó la relación empírica propuesta por Jarre., *et al* (1991) que se basa en variables como la temperatura del ambiente, el tamaño y los aspectos morfológicos de la especie de pez. Para el Q/B de los invertebrados, se calculó inicialmente el consumo con la relación propuesta por Valiela (1995), donde se estimó el valor de respiración siguiendo la relación propuesta por Peters (1983), para la cual se usaron los valores de las constantes a y b para cada tipo de organismo. De manera general, para los grupos donde no fue posible realizar el cálculo de los datos de entrada, se usaron datos de bibliografía de otros modelos EwE de estuarios y manglares publicados, en este caso para los grupos aves marinas (Wolff, 2006; Simon & Emilien, 2016), cangrejos herbívoros (Simon, 2018), microcrustáceos, poliquetos y zooplancton (Zetina-Rejon *et al.*, 2003), macroalgas, microfitobentos y fitoplancton (Castellanos-Galindo *et al.*, 2017) y manglar (Wolff *et al.*, 1998). El valor de EEi fue dejado como la incógnita a calcular por el modelo. Para asegurar que el cálculo de estos dos parámetros estuviera dentro de los rangos



usados en otros estudios y para facilitar el análisis del modelo EwE resultante, se realizó una revisión 29 de estudios de modelos EwE de estuarios y manglares del mundo y se compararon con los valores obtenidos para este estudio (Anexo 1).

Los datos de Yi representan un promedio del año 2022 y fueron obtenidos a partir de entrevistas a los pescadores que se hospedan de manera temporal en la cabaña de descanso situada en el sistema bajo estudio, estos datos fueron utilizados teniendo en cuenta que este no es un sistema muy explotado, sin embargo, se realizan ocasionalmente actividades de pesca artesanal de subsistencia.

La composición de las dietas fue representada en una matriz depredador/presa que contiene la fracción de dieta que aporta cada presa a cada depredador (Zetina-Rejon *et al.*, 2003). Para esto fueron usados datos resultantes de modelos de mezcla usando isótopos estables (Medina Contreras *et al.*, 2018, 2020, 2022). Además, se usaron datos de estudios de contenido estomacal publicados en la bibliografía para complementar la información de algunos grupos funcionales (López-Peralta & Arcila, 2002; Froese & Pauly, 2022; Benítez-Mondragón *et al.*, 2019; Pülmanns *et al.*, 2018; Ramirez-Martínez *et al.*, 2016; Castellanos-Galindo & Giraldo, 2008; García-Cardona *et al.*, 2021; Castellanos-Galindo *et al.*, 2017), cuando no existía información de una especie en particular, se usó la dieta de una especie similar, o de la misma especie en un ecosistema semejante.

### **Caracterización trófica y análisis de la red del ecosistema.**

El modelo Ecopath dentro de sus estimaciones, cuantifica los flujos de energía del sistema y algunos índices que describen tanto la estructura como el funcionamiento del ecosistema bajo estudio. A partir de los valores estadísticos y en términos de la producción total del ecosistema, se cuantificaron los flujos de consumo, respiración, exportaciones, importaciones y flujos a detritus para representar la estructura de la red trófica del sistema. También, se

calcularon los índices de conectividad y omnivoría del sistema, para describir la estructura de las conexiones tróficas.

Se llevó a cabo un análisis de la red trófica del ecosistema según Ulanowicz (1986), donde se estimaron los flujos de reciclaje, los impactos tróficos mixtos, la estructura de la red trófica, las especies clave y se calcularon los índices de flujo del ecosistema. Con base en lo anterior se calculó el índice de reciclaje según Finn (1976) que define la fracción de las transferencias totales de un ecosistema que es reciclada. También, se estimaron los impactos tróficos mixtos siguiendo el enfoque planteado por Ulanowicz & Puccia (1990), donde se identificaron los impactos directos e indirectos negativos y positivos que hay entre los grupos en el sistema. Además, se representaron los flujos de energía entre niveles tróficos según Lindeman (1942), la cual es una representación gráfica que muestra los flujos de respiración, exportación, captura y flujo a detritus de cada nivel trófico, permitiendo estimar así las eficiencias de transferencia entre estos y la cuantificación de los flujos provenientes de los productores primarios y el detritus. Derivado de este análisis, se calculó el índice de especies clave (“keystoneness index-Ksi”) según Libralato *et al.*, (2006), el cual posee un valor alto para los grupos con una biomasa pequeña, pero con gran importancia estructural en la red trófica del ecosistema. De esta manera, los grupos que posean valores negativos más cercanos a cero se consideran como especies clave.

Se calcularon también los índices de flujo del ecosistema según Ulanowicz (1986), los cuales son: Ascendencia (A), que mide el crecimiento y desarrollo del ecosistema, Overhead (O) que se define como el costo del funcionamiento del sistema y es la diferencia entre A y C y la capacidad de desarrollo (C) que es el límite superior de A.

Finalmente, basado en la comparación de modelos EwE publicada en Castellanos-Galindo *et al.*, (2017), se realizó una comparación de los índices de la red trófica reportados por

Heymans., *et al* (2014) y las características ecológicas del sistema bajo estudio, con otros modelos EwE contruidos para estuarios y manglares del Pacífico Oriental (Tabla 5).

## **RESULTADOS.**

### **Consistencia del modelo.**

Los valores de P/B y Q/B calculados para cada grupo funcional en los datos de entrada de este modelo se encuentran dentro del promedio de los valores reportados para otros modelos Ecopath de estuarios y manglares del mundo (Anexo 1). El modelo resultante fue consistente, las variables P/B, Q/B y R mostraron una correlación negativa con el nivel trófico (Pearson,  $p < 0,005$ ,  $r = -0,496$ ,  $r = -0,243$ ,  $r = -0,243$  respectivamente) (Figura 1). El índice de Pedigree calculado para este modelo fue de 0,65 clasificándolo como un modelo de alta calidad, resaltando la buena calidad de los datos de entrada con los que fue construido el modelo.

### **Caracterización trófica y análisis de la red del ecosistema.**

Los datos de entrada y las estimaciones realizadas por Ecopath se presentan en la (Tabla 2) y la matriz de dietas usada para la construcción del modelo se presenta en la (Tabla 3). Además, la descripción de los flujos de energía que representan las interacciones tróficas del área de estudio se presenta en un modelo de cajas en la (Figura 2). El grupo funcional con mayor biomasa en el sistema es el manglar representando 43,7% de la biomasa total, seguido por los peces criptobentónicos con 7,7% y poliquetos con 6,3%. Los valores de EE se encontraron en un rango entre 0 y 0.98. Los valores de P/B presentaron una relación inversamente proporcional a la talla de las especies que conforman los grupos funcionales. Los niveles tróficos del sistema se encontraron en un rango entre 2 y 4,1, siendo los depredadores topos los grupos de peces Carangidae, Belonidae, Lutjanidae y Haemulidae. La mayoría de consumidores en este ecosistema se encuentran entre los niveles tróficos 2 y 3.

El resumen de las estadísticas generales del ecosistema se presenta en la (Tabla 4). Las transferencias totales del sistema (TST), definidas como la suma de todos los flujos del sistema y que a su vez representa una medida de tamaño del ecosistema modelado fue de 197,845 t/km<sup>2</sup>/año. Con respecto a este valor, la mayor parte de los flujos de energía en el sistema corresponden a flujos de consumo, representando el 39,3%, seguido de flujos al detritus con 28,4%, los flujos de respiración con 17,1% y finalmente la exportación que representa un 15,2% de las TST en el sistema. Este modelo presenta una media geométrica de eficiencia de transferencia del 13,6% para todo el sistema, donde se presenta mayor eficiencia de transferencia en niveles tróficos bajos. Se encontró que la razón de producción primaria total/la respiración total del sistema fue de 1,88 correspondiendo a valores para sistemas que se encuentra en estado inmaduro, en principios de su desarrollo. Esto es consistente con lo encontrado para la razón biomasa total/TST (0,05), la cual resulta ser baja correspondiendo también a valores para sistemas inmaduros. El índice de conectividad resultante indica que el 19% de las posibles conexiones tróficas entre grupos existe, reflejando nuevamente un estado de inmadurez en el sistema modelado. Además, para el índice de omnivoría se encontró un valor relativamente bajo de 0,205.

La representación gráfica de la espina de Lindeman muestra que la proporción de flujos totales procedentes de detritus fue del 45,3%, resaltando la importancia de este grupo para el sostenimiento de la red trófica del sistema bajo estudio. También, se encontró que la mayor parte de los flujos del sistema se encuentran concentrados en el nivel trófico I y el detritus, representado el 62,6% de las TST. Además, se identificaron múltiples flujos desde el primer nivel trófico hacia el detritus. Con respecto a la biomasa en cada nivel trófico, se encontró que el 90% de la biomasa total del sistema se encuentra concentrada entre los niveles tróficos I y II (excluyendo el detritus). Con respecto a las capturas pesqueras, en términos de biomasa, la mayoría se producen en el segundo nivel trófico, representando el 59,2% de la biomasa de las

capturas totales. Por otra parte, en cuanto a la composición de las capturas en términos de los grupos funcionales, el 50% de las capturas presentaron un nivel trófico de 3, con un nivel trófico medio de capturas de 3,053 (Figura 3). Lo anterior demuestra que la pesca artesanal en este ecosistema se encuentra concentrada sobre peces pertenecientes a las familias Ariidae, Mugilidae y sobre cangrejos tasqueros (*Goniopsis pulchra*) como carnada y jaibas (*Callinectes* spp.) para el consumo.

El índice de reciclaje de Finn fue de 8,67%, indicando un bajo reciclaje de energía en el sistema. Asimismo, se encontró que la longitud media por los que pasan los flujos de entrada y de salida para los grupos fue de 3,1. Con respecto a los resultados del análisis de impacto trófico mixto, se encontró que el detritus y productores primarios bentónicos desempeñan un papel fundamental en la red trófica, pues afectan indirecta y positivamente a varios grupos, proporcionando energía para los niveles tróficos superiores. Además, los grupos moluscos gasterópodos, cangrejos violinistas y ermitaños, cangrejos omnívoros y carnívoros, microcrustáceos, poliquetos y peces criptobentónicos tienen una importancia crítica en el funcionamiento de la red trófica, generando la mayoría de los impactos indirectos positivos y negativos presentes en el sistema (Figura 4). Derivado de este análisis, los grupos clave en esta red trófica, es decir, los que poseen una biomasa pequeña pero que juegan un papel estructurador en la red trófica y tienen un impacto relativo alto son las aves acuáticas ( $KSI = -0,0271$ ), los cangrejos omnívoros y carnívoros ( $KSI = -0,0566$ ), el microfitobentos ( $KSI = -0,0684$ ) y los poliquetos ( $KSI = -0,106$ ) (Figura 5). Finalmente, con respecto a los índices de flujo del ecosistema, la ascendencia fue de 20% y el costo del funcionamiento del ecosistema (Overhead) fue de 79%.

## DISCUSIÓN.

En el proceso de construcción de modelos Ecopath, la calidad de los datos de entrada es directamente proporcional a la calidad y fiabilidad del modelo (Heymans *et al.*, 2016). Las estimaciones de las tasas vitales utilizadas para comprobar la coherencia ecológica del modelo (P/B, Q/B, R/B) (Figura 2) presentan un comportamiento inversamente proporcional con el nivel trófico, lo cual es coherente con los procesos metabólicos de los organismos (Link, 2010; Heymans *et al.*, 2016). En cuanto a los datos de biomasa, estos deben ser de alta calidad para el área de estudio, debido a que existe una variabilidad natural en este dato para distintos ecosistemas (Morissette, 2007). Debido a esto, este modelo se construyó utilizando datos de biomasa de muestras colectadas directamente en el área de estudio, lo cual tuvo como resultado un índice de Pedigree que resalta la alta calidad de este modelo (Christensen & Walters, 2004; Morissette, 2007; Zetina-Rejon *et al.*, 2015). Por otro lado, para los grupos de moluscos bivalvos, microcrustáceos, poliquetos, fitoplancton y zooplancton se prefirió que el modelo estimara la biomasa, pues no se contaba con un cálculo preciso de la biomasa de los grupos para el área de estudio. Asimismo, para los valores de P/B y Q/B, se encontraron los valores más altos para los grupos zooplancton, microcrustáceos y poliquetos, lo cual se debe a que estos grupos son el principal vínculo entre los productores primarios y los consumidores de niveles tróficos más altos, lo cual se reportó también para la laguna costera Huizache Caimanero (Zetina-Rejon *et al.*, 2003). En la mayoría de los grupos las estimaciones fueron razonables, por lo cual este modelo representa una primera aproximación básica de la estructura y funcionamiento de la red trófica de este ecosistema.

De manera general, este sistema presenta altos valores de biomasa para los productores primarios bentónicos, donde los grupos manglar, microfitobentos y macroalgas poseen los valores más altos de biomasa respectivamente. Lo anterior se debe a que los mangles son la vegetación dominante presente en el sistema bajo estudio. También, en cuanto a la biomasa de

macroalgas en el manglar estudiado se calculó un valor mucho menor de biomasa al reportado para Bahía Málaga (Castellanos-Galindo *et al.*, 2017) que a pesar de ser una zona aledaña, posee un estuario de mayor complejidad con alta influencia de ríos y un bosque de manglar con árboles más desarrollados y de mayor tamaño, lo cual favorece el crecimiento y desarrollo de las macroalgas asociadas a las raíces de mangle (Pena, 1998). Sin embargo, con respecto a la biomasa calculada para el microfitobentos se encontró un valor similar para estos dos sistemas. Este comportamiento ya ha sido previamente registrado, identificando que este productor primario tiene patrones de abundancias similares entre las distintas localidades de manglares del Pacífico Colombiano, lo cual se debe al factor común de la presencia de extensos planos lodosos en estos sistemas que favorece el desarrollo de microalgas bentónicas (Quesada Mora, 2019). Por otra parte, los valores de EE de los grupos de moluscos gasterópodos, cangrejos semiterrestres de manglar y detritus es baja, lo que indica que estos grupos tienen poca presión de depredación y son levemente consumidos. El último indicando que en el sistema ingresa más materia en detritus de la que sale del sistema, por tanto, hay una acumulación de biomasa que puede ser depositada en forma de sedimentos o exportada del ecosistema, lo cual es un proceso característico identificado en ecosistemas marino-costeros como los manglares (Cebrian, 2002; Christensen & Pauly, 1992). En los ecosistemas de manglar la principal fuente de detritus ha sido reconocida como procedente de los mangles (Odum & Heald, 1975), esta vegetación asociada al ecosistema contribuye de manera significativa al depósito de detritus, lo cual se ve reflejado en su alto valor de biomasa para este sistema.

En este sistema se presenta de manera general, una relación inversa entre los valores de P/B y el tamaño de los organismos, ya que la producción tiende a ser mayor para organismos de tallas más pequeñas (Christensen & Pauly, 1992). Los resultados sugieren que en el ecosistema de manglar de San Pedro se presentan varios grupos concentrados entre los niveles

tróficos 2 y 3, lo cual se debe a que la mayor riqueza de especies asociadas a los manglares corresponden a invertebrados bentónicos, los cuales juegan un rol ecológico importante en el sostenimiento de la red trófica del sistema, pues son fuente de alimento para los consumidores de niveles tróficos superiores (Nagelkerken *et al.*, 2008). También, los grupos de peces depredadores tope encontrados coinciden con los reportados por (Castellanos-Galindo *et al.*, 2017) para el ecosistema de manglar de Bahía Málaga. En este sistema, estos consumidores alcanzan niveles tróficos máximos entre 3,54 – 4,18, lo cual es indicativo que estas especies habitan el manglar en estadios juveniles de su ciclo de vida, resaltando el papel de “guardería” que se ha reportado de manera general para los manglares y estuarios y la función de los peces como exportadores de energía desde este sistema hasta ecosistemas adyacentes cuando están en estadios de vida adultos, pues muchas de estas especies habitan de manera temporal en sus estadios de vida tempranos en el manglar, buscando protección, alimento y refugio (Laegdsgaard & Johnson, 1995; Abrantes *et al.*, 2015). Por otra parte, en este ecosistema la pesca no representa un papel significativo en la mortalidad de las especies de peces consideradas como un importante recurso pesquero, pues los valores de captura no llegan a superar el 38% de la biomasa total de los grupos. Este es un ecosistema con baja presión de pesca, debida a la ausencia de asentamientos humanos permanentes, no obstante, alberga un stock pesquero importante resaltando la importancia del manglar como zona de cría y la presencia permanente de especies de pargos (Lutjanidae), róbalos (Centropomidae) y canchimalas (Ariidae), entre otros que son de alta importancia para pesca comercial y de subsistencia.

La relación entre la Producción Primaria Total y la respiración (PP/R) calculada para este sistema fue de 1,88, valor que se encuentra dentro del rango reportado por Christensen & Pauly (1993) para ecosistemas acuáticos (0,8 – 3,2), indicando que en San Pedro los valores de producción primaria, exceden la respiración. Por otra parte, en términos de la madurez del



ecosistema, el índice de conectividad, definido por Gardner & Ashby (1970) como la relación entre el número de enlaces tróficos reales y el número de enlaces posibles fue de 0,192, el cual es un valor bajo que representa una red trófica simple y un ecosistema inmaduro en términos de su estructura y dinámica. Sin embargo, este índice es una medida aún imprecisa, pues depende de factores como el tamaño del ecosistema y el número de componentes del modelo (Pimm, 1982), por tanto, no es preciso comparar ecosistemas utilizando este índice. Debido a esto, se usan otros indicadores como el índice de omnívora del sistema que expresa la varianza en los niveles tróficos de los grupos de presas de los consumidores (Christensen & Pauly, 1993) y también puede ser usado como una medida de la complejidad del ecosistema y cuyo valor obtenido fue de 0,2 para este estudio, el cual es un valor bajo, similar al reportado por (Zetina-Rejon *et al.*, 2003) para la Laguna Huizache Caimanero (Tabla 5), indicando que la mayoría de los grupos tienen algún nivel de especialización en sus dietas.

La eficiencia media de transferencia obtenida para este sistema fue de 13,6%, el cual es un valor similar al reportado para el Golfo Dulce y Golfo de Nicoya en Costa Rica (Wolff *et al.*, 1996; Wolff *et al.*, 1998) y se encuentra entre los valores más altos reportados en modelos Ecopath para el Pacífico Oriental Tropical (Tabla 5), cercano al valor de 15% reportado por Ryther (1969) para ecosistemas costeros. En este caso, la eficiencia media de transferencia fue un valor alto, indicando que hay una mayor proporción de producción en los niveles tróficos bajos que es convertida en producción en los niveles tróficos superiores (Eddy *et al.*, 2021). Por otra parte, en cuanto a los resultados de los índices de flujo del ecosistema, estos sugieren que el ecosistema de manglar de San Pedro posee poca organización a nivel estructural, lo cual se evidencia en el bajo valor de A/C de 0,21 obtenido y se encuentra ubicado en los valores del extremo inferior reportados por Heymans *et al.*, (2014) para las redes tróficas de los ecosistemas del Pacífico Oriental (Tabla 5). No obstante, estos autores sugiere que estos indicadores de flujo depende de la formulación de los datos y los tipos de modelo, así como

de un conocimiento fiable de la estructura del ecosistema, resaltando que estos indicadores son más útiles para sistemas que han sido bien estudiados.

Por otro lado, el índice de reciclaje de Finn es una propiedad que describe los atributos estructurales de los ecosistemas, donde los valores altos corresponden a sistemas bien desarrollados (Odum, 1969). Para San Pedro fue encontrado un índice de Reciclaje de 8,67%, el cual es un valor similar al reportado para la laguna Huizache Caimanero (Zetina-Rejon *et al.*, 2003) y la laguna Terminos (Manickchand-Heileman *et al.*, 1998) en México (Tabla 5), lo cual entra dentro de los rangos latitudinales reportados para ecosistemas tropicales por (Zetina-Rejon *et al.*, 2003). Asimismo, los resultados de los análisis tróficos mixtos muestran que el ecosistema bajo estudio es sustentado por fuentes de productores primarios bentónicos, principalmente el microfitobentos, el cual ha sido previamente reportado en otros estudios como una de las principales fuentes de alimento que sostienen las especies de invertebrados macrobentónicos y peces costeros (Medina-Contreras *et al.*, 2020, 2022; Shahraki *et al.*, 2014), lo cual se evidencia en la gran parte de impactos positivos reflejados en la red trófica bajo estudio. Sin embargo, difiere de lo reportado para Bahía de Magdalena en México (Chaves Rosales, 2006), el cual es un ecosistema de laguna estuarina y de manglar sustentado por fuentes primarias pelágicas como el plancton. Así mismo, este análisis muestra nuevamente la importancia del papel del detritus como fuente principal de alimento, lo cual se evidencia en los múltiples impactos positivos para los otros grupos del modelo y que la mayor parte de flujos del sistema se encuentran concentrados en este compartimento de la red trófica. Por otra parte, se resalta la importancia de incluir la endofauna y meiofauna, incluyendo los peces bentónicos que habitan los planos lodosos del manglar dentro de los modelos de la red trófica, pues se encontró que estos juegan un papel clave en el proceso de transición de energía desde niveles tróficos bajos hacia los superiores y algunos pueden llegar a representar gran parte de la biomasa en los sistemas (ej. Peces criptobentónicos).

Por otra parte, la (Tabla 5) muestra algunas estadísticas obtenidas para modelos Ecopath de estuarios y manglares de la región del Pacífico Oriental. En este caso, San Pedro es el sistema modelado con menor tamaño y uno de los que posee mayor influencia de lluvias. Este modelo posee el mayor número de grupos funcionales, al igual que (Zetina-Rejon *et al.*, 2003) para la Laguna Huizache Caimanero. También, a pesar de ser el ecosistema con menor tamaño, no es el que presenta menor biomasa y producción, siendo este el modelo de Golfo Dulce en Costa Rica (Wolff *et al.*, 1996). Además, es el único modelo que presenta un nivel trófico medio de captura de 3, lo cual se debe a que la mayor parte de recursos pesqueros reportados pertenecen a este nivel trófico, resaltando también que en este estudio se realizó una propuesta de distribución más amplia para los grupos de macroinvertebrados bentónicos presentes en el ecosistema. Además, para las transferencias totales del sistema, San Pedro es el que menor cantidad de flujos presenta con relación a los otros, lo cual es consistente con lo encontrado para el índice de conectividad que refleja una estructura trófica de la red simple. Sin embargo, en cuanto a las proporciones de los flujos, San Pedro presenta gran cantidad de flujos correspondientes a consumo y exportación, con valores similares al reportado por (Wolff *et al.*, 1998) para el Golfo de Nicoya en Costa Rica.

Finalmente, este es el segundo modelo EwE reportado para un ecosistema de manglar de la costa Pacífica Colombiana. Los resultados generales muestran que el ecosistema modelado posee una estructura trófica simple, correspondiente con un ecosistema ecológicamente inmaduro, pero con una producción primaria significativa, considerando que es el sistema modelado más pequeño reportado para esta región geográfica. Asimismo, se resalta que la mayor parte de la producción fluye a partir de fuentes primarias bentónicas principalmente el microfitobentos y es incorporada a la red trófica de forma significativa mediante grupos pertenecientes a meiofauna y endofauna, incluyendo los peces criptobentónicos asociados a los planos lodos del manglar que juegan un papel fundamental en la transferencia de energía

del nivel trófico I a consumidores de niveles tróficos superiores. Nuestros resultados abren una vía de investigación para explorar de una forma más específica de las especies y grupos que componen esta red trófica bentónica presente en los microhábitats de planos lodosos asociados al manglar. Se sugiere para futuros modelos añadir una categorización más específica para los grupos de macroinvertebrados y meiofauna que componen la red trófica, teniendo en cuenta tanto los rasgos funcionales como los roles ecológicos que cumplen estas especies y las clasificaciones taxonómicas de estos.

### **AGRADECIMIENTOS.**

A la Universidad del Valle por proveer la formación y las herramientas necesarias para desarrollar este proyecto de grado. Por acompañar y dirigir este proceso, a los doctores Jaime Ricardo Cantera Kintz y Diana Medina Contreras. Al grupo de investigación Ecología de Estuarios y Manglares (ECOMANGLARES) por desarrollar los proyectos “Investigación de servicios ecosistémicos derivados de bosques de manglar en el Pacífico Colombiano, Valle del Cauca, Nariño, Chocó”, “Aporte de la diversidad funcional de los ecosistemas de manglar al bienestar humano en las costas Caribe y Pacífico de Colombia: Una mirada desde el enfoque de los servicios ecosistémicos” enmarcado en el programa: Evaluación comparativa de servicios ecosistémicos proporcionados por diferentes tipos de manglar en Colombia de Minciencias, financiados por el Sistema General de Regalías y Minciencias. A David Vásquez por su apoyo en el procesamiento de muestras de invertebrados. Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por proveer la formación y apoyo para el análisis de datos y generación de este modelo trófico. Al doctor Manuel Zetina Rejón por su acompañamiento en el proceso de construcción y análisis del modelo Ecopath. A mis amigos Isabel Osorio, Paula Vera, Valentina Orozco, Daniel Jiménez, Diana Gallego, Nathaly Franco, Miguel Rueda, Anthony Forero, Victoria Carabalí y Diana Muñoz por su apoyo y acompañamiento en mi

proceso de crecimiento personal y profesional. A mi familia por su amor y apoyo. A mi madre Luz Nelly Torres García por su amor infinito, por motivarme y acompañarme incondicionalmente cada día para lograr culminar este proceso.

## **LITERATURA CITADA.**

Abrantes, K. G., Barnett, A., Baker, R. & Sheaves, M., 2015. Habitat-specific food webs and trophic interactions supporting coastal-dependent fishery species: an Australian case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Volume 25, pp. 337-363.

Abrantes, K. & Sheaves, M., 2009. Food web structure in a near-pristine mangrove area of the Australian Wet Tropics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), pp. 597-607.

Acosta Rojas, M. A. & Ortiz Barbera, J. D., 2020. *Análisis de los servicios ecosistémicos y el aprovechamiento del ecosistema de manglar por parte de las comunidades de Juanchaco, Ladrilleros y La Barra*, Tesis de Maestría : Univerisidad Autónoma de Occidente.

Arceo-Carranza, D. et al., 2016. Fish as an indicator of ecological restoration of mangroves on the north coast of Yucatan. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(2), pp. 489-496.

Banase, K. & Mosher, S., 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecological Monographs*, 50(3), p. 335–379.

Bayona Sánchez, F. E., 2016. Análisis multitemporal de los ecosistemas de manglar presentes en la ciénaga de Mallorquín, departamento del Atlántico.

Benítez-Mondragón, B. D. et al., 2019. Diet composition and its relation to the characteristics of the digestive tract of the blue sea catfish, *Ariopsis guatemalensis* (Actinopterygii: Ariidae), in Barra de Navidad Lagoon, Jalisco, Mexico. *Ciencias marinas*, 45(4), pp. 151-162.

Bouillon, S. et al., 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global biogeochemical cycles*, 22(2), pp. 1-12.

Bouillon, S., Connolly, R. & Gillikin, D., 2011. Use of stable isotopes to understand food webs and ecosystem functioning in estuaries. *Treatise on estuarine and coastal science*, Volume 7, pp. 143-173.

Bui, T. H. H. & Lee, S. Y., 2014. Does 'you are what you eat' apply to mangrove grapsid crabs?. *PloS one*, 9(2), p. e89074.

Cano, S., 2015. *El mangle rojo (Rhizophora mangle) como factor clave en la variación de la endofauna*, Tesis de pregrado: Pontificia Universidad Javeriana.

Castellanos-Galindo, G. A. et al., 2017. Modeling trophic flows in the wettest mangroves of the world: the case of Bahía Málaga in the Colombian Pacific coast. *Hydrobiologia*, Volume 803, pp. 13-27.

Castellanos-Galindo, G. A. & Giraldo, A., 2008. Food resource use in a tropical eastern Pacific tidepool fish assemblage. *Marine Biology*, 153(6), pp. 1023-1035.

Cebrian, J., 2002. Variability and control of carbon consumption, export, and accumulation in marine communities. *Limnology and oceanography*, 47(1), pp. 11-22.

Chaves Rosales, S., 2006. *El papel de los manglares en la producción de las comunidades acuáticas de Bahía Magdalena, BCS*, Tesis de doctorado : Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

Christensen, V. & Pauly, D., 1992. ECOPATH II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological modelling*, 61(3-4), pp. 169-185.

Christensen, V. & Pauly, D., 1993. *Trophic models of aquatic ecosystems*. 26 ed. s.l.:WorldFish.

Christensen, V. & Pauly, D., 1993. *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. s.l.:WorldFish.

Christensen, V. & Walters, C. J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, 172(2-4), pp. 109-139.

Christensen, V. & Walters, C. J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, 172(2-4), pp. 109-139.

Costanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), pp. 253-260.

Eddy, T. D. et al., 2021. Energy flow through marine ecosystems: confronting transfer efficiency. *Trends in ecology & evolution*, 36(1), pp. 76-86.

El-Regal, M. A. A. & Ibrahim, N. K., 2014. Role of mangroves as a nursery ground for juvenile reef fishes in the southern Egyptian Red Sea. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(1), pp. 71-78.

Finn, J., 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *J. Theor. Biol*, Volume 56, pp. 363-380.

Froese, R. & Pauly, D., 2022. *FishBase. World Wide Web electronic publication*. [Online] Available at: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). [Accessed 08 2022].

Fry, B. & Ewel, K., 2003. Using stable isotopes in mangrove fisheries research—a review and outlook. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 39(3), pp. 191-196.

Garcés Restrepo, M. F., 2014. *Ecología poblacional de la tortuga de río chocoana (Rhinoclemmys nasuta, Boulenger 1902) en tres localidades de la costa Pacífica del Valle del Cauca*, Tesis de maestría: Universidad del Valle.

García-Cardona, E., Molina, A. & Duque, G., 2021. Hábitos tróficos del lenguado *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) y su variabilidad espaciotemporal en la bahía de

Buenaventura, Pacífico colombiano.. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* , 50(2), pp. 133-150.

Gardner, M. R. & Ashby, W. R., 1970. Connectance of large dynamic (cybernetic) systems: critical values for stability.. *Nature*, 228(5273), pp. 784-784.

Giri, C. et al., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), pp. 154-159.

Guevara Mancera, O. et al., 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Pacífico colombiano.

Hernández-Félix, L., Molina-Rosales, D. & Agraz-Hernández, C., 2017. Servicios ecosistémicos y estrategias de conservación en el manglar de Isla Arena. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 14(3), pp. 427-449.

Heymans, J. J. et al., 2014. Global patterns in ecological indicators of marine food webs: a modelling approach. *PloS one*, 9(4), p. e95845.

Heymans, J. J. et al., 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management.. *Ecological Modelling*, Volume 331, pp. 173-184.

Instituto de investigaciones marinas y costeras (Invemar), 2014. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia. *Serie de publicaciones periódicas*, Volume 3, p. 192.

Jarre, A. et al., 1991. Some new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. *ICES mar. Sci. Symp*, Volume 193, pp. 99-108.

Jinks, K. I. et al., 2020. Saltmarsh grass supports fishery food webs in subtropical Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 238, p. 106719.

Laegdsgaard, P. & Johnson, C. R., 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, Volume 126, pp. 67-81.



Layman, C. A., 2007. What can stable isotope ratios reveal about mangroves as fish habitat?. *Bulletin of Marine Science*, 80(3), pp. 513-527.

Libralato, S., Christensen, V. & Pauly, D., 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological modelling*, 195(3-4), pp. 153-171.

Lindeman, R., 1942. The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology*, Volume 23, pp. 399-418.

Link, J. S., 2010. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: a plea for PREBAL. *Ecological Modelling*, 221(2), pp. 1580-1591.

López-Peralta, R. & Arcila, C., 2002. Diet composition of fish species from the southern continental shelf of Colombia. *Naga, WorldFish Center Q*, 25(3-4), pp. 23-29.

Málikov, I., 2010. Régimen De La Marea En Diferentes Puntos De Las Costas Colombianas. *Ideam*, 64(6).

Manickchand-Heileman, S., Arreguín-Sánchez, F., Lara-Domínguez, A. & Soto, L. A., 1998. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology*, Volume 53, pp. 179-197.

Medina Contreras, D., Cantera Kintz, J., Sánchez González, A. & Mancera, E., 2018. Food web structure and trophic relations in a riverine mangrove system of the Tropical Eastern Pacific, Central Coast of Colombia. *Estuaries and Coasts*, Volume 41, pp. 1511-1521.

Medina-Contreras, D., Arenas, F. & Cantera-Kintz, J., 2022. Carbon sources supporting macrobenthic crustaceans in tropical eastern pacific mangroves. *Food Webs*, Volume 30, p. e00219.

Medina-Contreras, D. et al., 2020. Food web structure and isotopic niche in a fringe macro-tidal mangrove system, Tropical Eastern Pacific. *Hydrobiologia*, Volume 847, pp. 3185-3199.

Medina-Contreras, D., Cantera-Kintz, J. & Sánchez, A., 2021. Trophic structure of fish communities in mangrove systems subject to different levels of anthropogenic intervention, Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-15.

Morales, M. V., 2001. *Modelo ecológico de flujos de biomasa en la región Norte del Golfo de California*, Tesis de maestría: Centro de Investigaciones biológicas del Noroeste, S.C..

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 Doctoral: University of British Columbia.

Nagelkerken, I. et al., 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic botany*, 89(2), pp. 155-185.

Odum, E. P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development: An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *science*, 164(3877), pp. 262-270..

Odum, W. E. & Heald, E. J., 1975. The detritus-based food web of an. *Estuar Res Chem Biol Estuar Syst*, Volume 1, p. 265.

Otero Benavides, E., 2015. *Servicios ecosistémicos brindados por el ecosistema manglar-Municipio de Nuquí en el litoral pacífico colombiano*, Tesis de pegrado: Universidad de los Andes.

Palacios, M. L. & Cantera, J. R., 2017. Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific. *Hydrobiologia*, Volume 803, pp. 345-358.

Pauly, D., 1980. A new methodology for rapidly acquiring basic information on tropical fish stocks: growth, mortality and stock-recruitment relationships. In: *Stock*

*assessment for tropical small-scale fisheries*. Narragansett : Proc Int Workshop Univ Rhode Island, pp. 154-172.

Pena, S. E., 1998. *Physiological ecology of mangrove-associated macroalgae in a tropical estuary.*, Tesis de doctorado: University of South Carolina.

Perea-Ardila, M. & Oviedo-Barrero, F., 2019. Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección*, Issue 53, pp. 73-86.

Perea-Ardila, M., Oviedo-Barrero, F. & Leal-Villamil, J., 2019. Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección*, Issue 53, pp. 73-86.

Peters, H., 1983. *The ecological implications of body size*. s.l.:Cambridge studies in ecology.

Pimm, S. L., 1982. *Food webs*. Netherlands: Springer.

Polis, G., Anderson, W. & Holt, R., 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu Rev Ecol Syst*, Volume 28, pp. 289-316.

Polovina, J. J., 1984. Model of a coral reef ecosystem: I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral reefs*, Volume 3, pp. 1-11.

Polovina, J. J. & Ow, M. D., 1983. ECOPATH: a user's manual and program listings.

Pülmanns, N., Castellanos-Galindo, G. A. & Krumme, U., 2018. Tidal-diel patterns in feeding and abundance of armed snook *Centropomus armatus* from macrotidal mangrove creeks of the tropical eastern Pacific Ocean. *Journal of Fish Biology*, 93(5), pp. 850-859.

Quesada Mora, C. A., 2019. *Biomasa y estructura del microfitobentos en manglares del Pacífico Colombiano, Bahía de Buenaventura*, Tesis de pregrado: Universidad del Valle.

Ramirez-Martínez, G. A., Castellanos-Galindo, G. A. & Krumme, U., 2016. Tidal and diel patterns in abundance and feeding of a marine-estuarine-dependent fish from macrotidal mangrove creeks in the Tropical Eastern Pacific (Colombia). *Estuaries and Coasts*, 39(4), pp. 1249-1261.

Ribeiro, R. d. A., Rovai, A. S., Twilley, R. R. & Castañeda-Moya, E., 2019. Spatial variability of mangrove primary productivity in the neotropics. *Ecosphere*, 10(8), pp. 1-13.

Ryther, J. H., 1969. Photosynthesis and Fish Production in the Sea. *Science*, 166(3901), p. 72–76.

Ryther, J. H., 1969. Photosynthesis and Fish Production in the Sea: The production of organic matter and its conversion to higher forms of life vary throughout the world ocean. *Science*, 166(3901), pp. 72-76.

Shahraki, M., Fry, B., Krumme, U. & Rixen, T., 2014. Microphytobenthos sustain fish food webs in intertidal arid habitats: a comparison between mangrove-lined and un-vegetated creeks in the Persian Gulf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 149, pp. 203-212.

Simon, L. & Emilien, F., 2016. A Trophic Structure Model of the Douala-Edea Reserve Mangrove (Cameroon) with Consideration of Sustainable Utilization of its Resources. *International Journal of Science and Research*, 5(8), pp. 264-271.

Simon, L. N. & Raffaelli, D., 2015. A Trophic Model Of The Cameroon Estuary Mangrove With Simulations Of Mangrove Impacts. *International Journal of Scientific & Technology Research*, 4(8), p. 137–155.

Simon, N. L., 2018. Cameroon Mangrove Forest Ecosystem: Ecological and Environmental Dimensions. In: *Mangrove Ecosystem Ecology and Function*. Londres: INTECHOPEN LIMITED, pp. 54-80.

Ulanowicz, R., 1986. *Growth and development: ecosystem phenomenology*. Nueva York: Springer Verlag.

Ulanowicz, R. & Puccia, C., 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*, Volume 5, pp. 7-16.

Valencia Daza, R. N., 2011. *Riqueza y composición de mamíferos grandes y medianos de cinco localidades del Valle del Cauca*, Tesis de pregrado: Universidad del Valle.

Valiela, I., 1995. *Marine ecological processes*. 2a ed. s.l.:Springer.

Vega, Á. J., Robles, Y. A. & Godi, K., 2015. El papel de los manglares como criaderos de pargo (Lutjanidae) en el Golfo de Chiriquí. *Tecnociencia*, 17(2), pp. 83-97.

Vega-Cendejas, M. & Arreguin-Sánchez, F., 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling*, 137(2-3), pp. 119-133.

Villanueva, M. C., 2015. Contrasting tropical estuarine ecosystem functioning and stability: A comparative study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 155, pp. 89-103.

Villanueva, M. C. et al., 2006. Comparative analysis of trophic structure and interactions of two tropical lagoons. *Ecological Modelling*, 197(3-4), pp. 461-477.

Winberg, G., 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. *Fish. Res. Bd. Canada Trans. Ser.*, Volume 433, pp. 1-251.

Wolff, M., 2006. Biomass flow structure and resource potential of two mangrove estuaries: insights from comparative modelling in Costa Rica and Brazil. *Revista de biología tropical*, 54(51), pp. 69-86.

Wolff, M., Hartmann, H. J. & Koch, V., 1996. A pilot trophic model for Golfo Dulce, a fjord-like tropical embayment, Costa Rica. *Revista de biologia tropical*, 44(S3), pp. 215-231.

Wolff, M., Koch, V., Chavarría, J. B. & Vargas, J. A., 1998. A trophic flow model of the Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de biologia tropical*, pp. 63-79.

Wolff, M., Koch, V. & Isaac, V., 2000. A trophic flow model of the Caeté mangrove estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, coastal and shelf science*, 50(6), pp. 789-803.

Wolff, M., Koch, V. & Isaac, V., 2000. A trophic flow model of the Caeté mangrove estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, coastal and shelf science*, 50(6), pp. 789-803.

Zetina-Rejon, M. J., Arreguin-Sanchez, F. & Chavez, E. A., 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache–Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), pp. 803-815.

Zetina-Rejon, M. J. et al., 2015. Trophic modeling of the continental shelf ecosystem outside of Tabasco, Mexico: A network and modularity analysis. *Ecological modelling*, Volume 313, pp. 314-324.

**Tabla 1.** Listado de grupos funcionales y especies del modelo Ecopath del ecosistema de manglar de San Pedro, en la región del Pacífico Oriental Tropical.

| Grupo funcional                          | Especies                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1. Aves acuáticas                        | <i>Egretta caerulea</i> , <i>Numenius phaeopus</i> , <i>Butorides striatus</i> , <i>Nyctanassa violacea</i> , <i>Actitis macularius</i> , <i>Tringa semipalmata</i> , <i>Calidris mauri</i> , <i>Ardea alba</i> , <i>Charadrius semipalmatus</i>                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| 2. Peces Carangidae y Belonidae          | <i>Strongylura scapularis</i> , <i>Oligoplites altus</i> , <i>Caranx caninus</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| 3. Peces tetraodontiformes               | <i>Diodon hystrix</i> , <i>Sphoeroides rosenblatti</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| 4. Peces Ariidae                         | <i>Ariopsis simonsi</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| 5. Peces Centropomidae                   | <i>Centropomus armatus</i> , <i>Centropomus medius</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| 6. Peces Lutjanidae y Haemulidae         | <i>Lutjanus argentiventris</i> , <i>Lutjanus guttatus</i> , <i>Lutjanus jordani</i> , <i>Lutjanus novemfasciatus</i> , <i>Rhencus macracanthus</i> , <i>Lutjanus aratus</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| 7. Peces zoopláctívoros                  | <i>Lile stolifera</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| 8. Peces herbívoros                      | <i>Acanthurus xanthopterus</i> , <i>Abudefduf concolor</i> , <i>Abudefduf troschelii</i> , <i>Kyphosus elegans</i> , <i>Halichoeres aestuaricola</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| 9. Peces detritívoros                    | <i>Mugil cephalus</i> , <i>Diapterus brevirostris</i> , <i>Diapterus peruvianus</i> , <i>Eucinostomus currani</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| 10. Peces criptobentónicos               | <i>Microgobius curtus</i> , <i>Ctenogobius sagittula</i> , <i>Evorthodus minutus</i> , <i>Erotelis armiger</i> , <i>Eleotris picta</i> , <i>Bathygobius ramosus</i> , <i>Bathygobius andrei</i> , <i>Citharichthys gilberti</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| 11. Moluscos gasteropodos                | <i>Littoraria zebra</i> , <i>Littoraria varia</i> , <i>Littoraria variegata</i> , <i>Cerithideopsis pulchra</i> , <i>Nassarius wilsoni</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| 12. Moluscos bivalvos                    | <i>Anadara similis</i> , <i>Anadara tuberculosa</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| 13. Cangrejos herbívoros                 | <i>Aratus pacificus</i> , <i>Armases occidentale</i> , <i>Sesarma aequatoriale</i> , <i>Sesarma occidentale</i> , <i>Sesarma rhizophorae</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| 14. Cangrejos violinistas y ermitaños    | <i>Leptuca</i> spp, <i>Uca</i> spp, <i>Clibanarius lineatus</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| 15. Cangrejos omnívoros y carnívoros     | <i>Goniopsis pulchra</i> , <i>Eurypanopeus transversus</i> , <i>Eurypanopeus planus</i> , <i>Panopeus chilensis</i> , <i>Callinectes</i> sp, <i>Panopeus purpureus</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| 16. Camarones                            | <i>Alpheus colombiensis</i> , <i>Alpheus mazatlanicus</i> , <i>Axianassa darrylfelderi</i> , <i>Salmones malagensis</i> , <i>Palaemon ritleri</i> , <i>Palaemonetes hiltoni</i> , <i>Macrobrachium panamense</i> , <i>Triacanthoneus</i> sp                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| 17. Cangrejos filtradores                | <i>Petrolisthes zaca</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| 18. Cangrejos semi-terrestres de manglar | <i>Cardisoma crassum</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| 19. Microcrustáceos                      |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| 20. Poliquetos                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| 21. Zooplancton                          | Copepoda (Orden Calanoida and Poecilostomatoida), Chaetognatha (Orden Aphragmophora), Eumalacostraca (Orden Isopoda y Decapoda),                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| 22. Macroalgas                           | <i>Bostrychia calliptera</i> , <i>Catenella impudica</i> , <i>Boodleopsis verticillata</i> , <i>Caloglossa leprieurii</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| 23. Microfitobentos                      | <i>Amphora</i> sp, <i>Bacillaria</i> sp, <i>Cocconeis</i> sp, <i>Cocconeis</i> sp, <i>Coscinodiscus</i> sp, <i>Cymbella</i> sp, <i>Diademesis</i> sp, <i>Dictyocha</i> sp, <i>Diploneis</i> sp, <i>Entomoneis</i> sp, <i>Frustulia</i> sp, <i>Gyrosigma</i> sp, <i>Hantzschia</i> sp, <i>Lyrella</i> sp, <i>Navicula</i> sp, <i>Nitzschia</i> sp, <i>Pinnularia</i> sp, <i>Pleurosigma</i> sp, <i>Psammodictyon</i> sp, <i>Pseudonitzschia</i> sp, <i>Skeletonema</i> sp, <i>Surirella</i> sp, <i>Tryblionella</i> sp |
| 24. Fitoplancton                         | Diatomeas ( <i>Coscinodiscus</i> spp., <i>Thalassiosira</i> spp.), Dinoflagelados ( <i>Gonyaulax</i> sp., <i>Ceratium</i> sp.),                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| 25. Manglar                              | <i>Rhizophora</i> spp., <i>Pelliciera rhizophorae</i> , <i>Mora oleifera</i> , <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |

**Tabla 2.** Datos de entrada y valores estimados por grupo funcional para el modelo Ecopath del ecosistema de manglar de San Pedro, en la región del Pacífico Oriental Tropical. B= Biomasa, P/B= producción/biomasa, Q/B= consumo/biomasa, EE= eficiencia ecotrófica. Los valores en negrita fueron estimados usando el modelo Ecopath.

| Grupo funcional                          | B (t/km <sup>2</sup> ) | P/B    | Q/B   | EE          | Capturas | Nivel trófico |
|------------------------------------------|------------------------|--------|-------|-------------|----------|---------------|
| 1. Aves Marinas                          | 0,0100                 | 0,13   | 40,00 | <b>0,00</b> |          | 3,22          |
| 2. Peces Carangidae y Belonidae          | 0,0030                 | 0,86   | 8,40  | <b>0,96</b> | 0,00115  | 4,18          |
| 3. Peces tetraodontiformes               | 0,0100                 | 0,93   | 9,95  | <b>0,96</b> | 0,00140  | 3,16          |
| 4. Peces Ariidae                         | 0,0300                 | 0,67   | 9,90  | <b>0,47</b> | 0,00710  | 2,72          |
| 5. Peces Centropomidae                   | 0,0040                 | 0,87   | 8,80  | <b>0,89</b> | 0,00040  | 3,37          |
| 6. Peces Lutjanidae y Haemulidae         | 0,0100                 | 0,52   | 9,43  | <b>0,93</b> | 0,00240  | 3,54          |
| 7. Peces zooplanctívoros                 | 0,0020                 | 2,69   | 6,70  | <b>0,88</b> |          | 2,84          |
| 8. Peces herbívoros                      | 0,0023                 | 0,88   | 11,96 | <b>0,64</b> |          | 2,57          |
| 9. Peces detritívoros                    | 0,0016                 | 1,06   | 11,45 | <b>0,88</b> | 0,00024  | 2,53          |
| 10. Peces criptobentónicos               | 1,0000                 | 1,74   | 16,24 | <b>0,74</b> |          | 2,49          |
| 11. Moluscos gasterópodos                | 0,7300                 | 3,42   | 8,71  | <b>0,05</b> |          | 2,00          |
| 12. Moluscos bivalvos                    | <b>0,0486</b>          | 1,76   | 10,00 | 0,35        | 0,00035  | 2,17          |
| 13. Cangrejos herbívoros                 | 0,0700                 | 3,21   | 14,00 | <b>0,85</b> |          | 2,24          |
| 14. Cangrejos violinistas y ermitaños    | 0,1700                 | 3,36   | 20,17 | <b>0,88</b> |          | 2,23          |
| 15. Cangrejos omnívoros y carnívoros     | 0,5850                 | 4,00   | 8,00  | <b>0,61</b> | 0,00019  | 3,25          |
| 16. Camarones                            | 0,1600                 | 4,65   | 25,87 | <b>0,91</b> |          | 2,29          |
| 17. Cangrejos filtradores                | 0,0400                 | 3,37   | 8,06  | <b>0,89</b> |          | 2,00          |
| 18. Cangrejos semi-terrestres de manglar | 0,0800                 | 4,40   | 6,44  | <b>0,14</b> |          | 2,00          |
| 19. Microcrustáceos                      | <b>0,7480</b>          | 15,75  | 25,00 | 0,80        |          | 2,13          |
| 20. Poliquetos                           | <b>0,8290</b>          | 9,28   | 25,00 | 0,78        |          | 2,29          |
| 21. Zooplancton                          | <b>0,0012</b>          | 18,60  | 84,96 | 0,94        |          | 2,05          |
| 22. Macroalgas                           | 0,4600                 | 10,50  |       | <b>0,98</b> |          | 1,00          |
| 23. Microfitobentos                      | 0,4800                 | 120,00 |       | <b>0,44</b> |          | 1,00          |
| 24. Fitoplancton                         | <b>0,0011</b>          | 252,22 |       | 0,32        |          | 1,00          |
| 25. Manglar                              | 5,7000                 | 0,22   |       | <b>0,97</b> |          | 1,00          |
| 26. Detritus                             | 1,8800                 |        |       | <b>0,47</b> |          | 1,00          |



**Tabla 3.** Matriz de dietas utilizada para la construcción del modelo Ecopath del ecosistema de manglar de San Pedro, en la región del Pacífico Oriental Tropical. Cada valor representa la proporción de cada presa (filas) en la dieta de cada depredador (columnas).

| Grupos                                  | 1     | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     | 10    | 11    |
|-----------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 Aves acuáticas                        |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 2 Peces Carangidae y Belonidae          | 0,001 | 0,030 |       |       | 0,005 |       |       |       |       |       |       |
| 3 Peces tetraodontiformes               | 0,005 | 0,220 |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 4 Peces Ariidae                         | 0,006 |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 5 Peces Centropomidae                   | 0,003 | 0,060 |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 6 Peces Lutjanidae y Haemulidae         | 0,003 | 0,050 |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 7 Peces zooplancívoros                  | 0,005 | 0,100 |       |       |       | 0,002 |       |       |       |       |       |
| 8 Peces herbívoros                      | 0,001 |       |       | 0,003 |       |       |       |       |       |       |       |
| 9 Peces detritívoros                    | 0,001 | 0,020 |       |       | 0,010 |       |       |       |       |       |       |
| 10 Peces criptobentónicos               | 0,161 |       |       | 0,102 |       | 0,196 |       |       |       | 0,043 |       |
| 11 Moluscos gasteropodos                | 0,236 |       | 0,400 |       |       |       |       | 0,001 |       |       |       |
| 12 Moluscos bivalvos                    |       |       | 0,235 |       |       |       |       | 0,221 |       |       |       |
| 13 Cangrejos herbívoros                 | 0,055 |       | 0,035 | 0,020 | 0,046 | 0,196 |       | 0,001 |       |       |       |
| 14 Cangrejos violinistas y ermitaños    | 0,200 |       | 0,074 | 0,110 |       | 0,004 |       | 0,001 |       |       |       |
| 15 Cangrejos omnívoros y carnívoros     |       | 0,475 | 0,098 | 0,065 | 0,156 | 0,294 |       |       |       | 0,068 |       |
| 16 Camarones                            | 0,200 | 0,045 |       | 0,200 | 0,680 | 0,106 |       |       | 0,018 | 0,010 |       |
| 17 Cangrejos filtradores                |       |       | 0,133 |       |       | 0,196 |       |       |       | 0,002 |       |
| 18 Cangrejos semi-terrestres de manglar | 0,123 |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 19 Microcrustáceos                      |       |       |       |       |       |       |       | 0,152 | 0,218 | 0,155 |       |
| 20 Poliquetos                           |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,200 | 0,066 |       |
| 21 Zooplancton                          |       |       |       |       | 0,046 | 0,004 | 0,800 | 0,130 |       |       |       |
| 22 Macroalgas                           |       |       |       |       |       |       |       | 0,366 |       | 0,100 | 0,146 |
| 23 Microfitobentos                      |       |       |       |       |       |       |       | 0,128 | 0,336 | 0,275 | 0,600 |
| 24 Fitoplancton                         |       |       |       |       |       |       | 0,200 |       |       |       |       |
| 25 Manglar                              |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,050 |
| 26 Detritus                             |       |       | 0,026 | 0,500 | 0,057 | 0,002 |       |       | 0,228 | 0,280 | 0,204 |

| Grupos                                  | 12    | 13    | 14    | 15    | 16    | 17    | 18    | 19    | 20    | 21    |
|-----------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 Aves acuáticas                        |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 2 Peces Carangidae y Belonidae          |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 3 Peces tetraodontiformes               |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 4 Peces Ariidae                         |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 5 Peces Centropomidae                   |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 6 Peces Lutjanidae y Haemulidae         |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 7 Peces zooplancívoros                  |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 8 Peces herbívoros                      |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 9 Peces detritívoros                    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 10 Peces criptobentónicos               |       |       |       | 0,100 | 0,001 |       |       |       |       |       |
| 11 Moluscos gasteropodos                |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 12 Moluscos bivalvos                    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 13 Cangrejos herbívoros                 |       |       |       | 0,030 |       |       |       |       |       |       |
| 14 Cangrejos violinistas y ermitaños    |       |       |       | 0,080 |       |       |       |       |       |       |
| 15 Cangrejos omnívoros y carnívoros     |       |       |       | 0,052 |       |       |       |       |       |       |
| 16 Camarones                            |       |       |       | 0,030 | 0,049 |       |       |       |       |       |
| 17 Cangrejos filtradores                |       |       |       | 0,012 |       |       |       |       |       |       |
| 18 Cangrejos semi-terrestres de manglar |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| 19 Microcrustáceos                      | 0,150 | 0,100 | 0,200 |       | 0,200 |       |       |       | 0,254 |       |
| 20 Poliquetos                           |       | 0,100 |       | 0,621 |       |       |       | 0,102 |       |       |
| 21 Zooplancton                          |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,050 |
| 22 Macroalgas                           |       |       |       |       |       |       |       | 0,050 | 0,061 |       |
| 23 Microfitobentos                      | 0,500 | 0,200 | 0,600 |       | 0,290 | 0,700 | 0,200 | 0,425 | 0,255 |       |
| 24 Fitoplancton                         |       |       |       |       |       |       |       |       |       | 0,800 |
| 25 Manglar                              |       | 0,500 |       |       |       |       | 0,800 |       |       |       |
| 26 Detritus                             | 0,350 | 0,100 | 0,200 | 0,075 | 0,460 | 0,300 | 0,000 | 0,423 | 0,431 | 0,150 |

**Tabla 4.** Estadísticas generales del modelo Ecopath del ecosistema de manglar de San Pedro, en la región del Pacífico Oriental Tropical.

| <b>Parámetro</b>                                    | <b>Valor</b> | <b>Unidad</b>          |
|-----------------------------------------------------|--------------|------------------------|
| Suma de todos los consumos                          | 77,688       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Suma de todas las exportaciones                     | 30,045       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Suma de todos los flujos respiratorios              | 33,914       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Suma de todos los flujos de detritus                | 56,199       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Transferencias totales del sistema (TST)            | 197,845      | t/km <sup>2</sup> /año |
| Suma de toda la producción                          | 92,191       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Nivel trófico medio de las capturas                 | 3,053        |                        |
| Producción primaria neta total                      | 63,954       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Producción primaria total/respiración total         | 1,886        |                        |
| Producción neta del sistema                         | 30,041       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Producción primaria total/biomasa total             | 5,723        |                        |
| Biomasa total/TST                                   | 0,056        | t/km <sup>2</sup> /año |
| Biomasa total (sin detritus)                        | 11,176       | t/km <sup>2</sup> /año |
| Captura total                                       | 0,013        | t/km <sup>2</sup> /año |
| Índice de conectividad                              | 0,192        |                        |
| Índice de omnivoría del sistema                     | 0,205        |                        |
| Índice de pedigree de Ecopath                       | 0,650        |                        |
| índice de reciclaje de Finn                         | 8,67         | %                      |
| Longitud media de las rutas                         | 3,093        |                        |
| Ascendencia (A)                                     | 199,1        | Flowbits               |
| Costo del funcionamiento del sistema (Overhead) (O) | 754          | Flowbits               |
| Capacidad de desarrollo (C)                         | 953          | Flowbits               |
| A/C                                                 | 0,21         |                        |

**Tabla 5.** Características del sistema e índices de análisis de redes ecológicas de los ecosistemas de manglares para los que se han elaborado modelos Ecopath en el Pacífico Oriental. Basado en Castellanos-Galindo., *et al* (2017).

| Características del sistema                                                | San Pedro,<br>Colombia | Bahía<br>Málaga,<br>Colombia | Golfo de<br>Nicoya,<br>Costa Rica | Golfo<br>Dulce,<br>Costa Rica | Laguna Huizache<br>Caimanero,<br>México |
|----------------------------------------------------------------------------|------------------------|------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------------|
| Región biogeográfica                                                       | Pacífico<br>Oriental   | Pacífico<br>Oriental         | Pacífico<br>Oriental              | Pacífico<br>Oriental          | Pacífico Oriental                       |
| Regimen de marea                                                           | Macromareal            | Macromareal                  | Mesomareal                        | Mesomareal                    | Micromareal                             |
| Tamaño (km <sup>2</sup> )                                                  | 0,71                   | 160                          | 1.530                             | 750                           | 175                                     |
| Lluvia (mm year-1)                                                         | 5000                   | 8000                         | 2,126                             | 3.000-5.000                   | 800-1.200                               |
| Grupos funcionales                                                         | 26                     | 18                           | 21                                | 20                            | 26                                      |
| Nivel trófico medio de captura                                             | 3,053                  | 2,16                         | 4,06                              | 5,3                           | 2,5                                     |
| Eficiencia de transferencia media (%)                                      | 13,16                  | 3,5                          | 14,9                              | 15                            | 8,3                                     |
| Índice de reciclaje de Finn (FCI)                                          | 8,67%                  | 1,43%                        | 5,50%                             | 18,90%                        | 9,90%                                   |
| Ascendencia relativa (A/C) <sup>a</sup>                                    | 20,89%                 | 46,50%                       | 26,10%                            | 32,20%                        | 29,40%                                  |
| Overhead relativo (O/C) <sup>a</sup> (costo de funcionamiento del sistema) | 79,11%                 | 53,50%                       | 73,9%                             | 67,80%                        | 70,70%                                  |
| Total system throughput (TST) <sup>a</sup>                                 | 197,845                | 7042,9                       | 3.049,30                          | 1.404,60                      | 6.668,60                                |
| Producción primaria/TST <sup>a</sup>                                       | 0,32                   | 0,47                         | 0,38                              | 0,27                          | 0,57                                    |
| Consumo/TST <sup>a</sup>                                                   | 0,39                   | 0,13                         | 0,38                              | 0,48                          | 0,31                                    |
| Exportación/TST <sup>a</sup>                                               | 0,15                   | 0,39                         | 0,16                              | 0,05                          | 0,001                                   |
| Biomasa total de la comunidad a                                            | 11,176                 | 3542,9                       | 132,1                             | 10,43                         | 486,3                                   |
| Ecopath Pedigree                                                           | 0,65                   | 0,6                          | —                                 | —                             | 0,73                                    |
| Referencia                                                                 | Este estudio           | Castellanos<br>et al (2017)  | Wolff et al.<br>(1998)            | Wolff et al.<br>(1996)        | Zetina-Rejón et al.<br>(2003)           |

a. Identificado en Heymans., *et al.* (2014) como caracter robusto en la construcción del modelo.

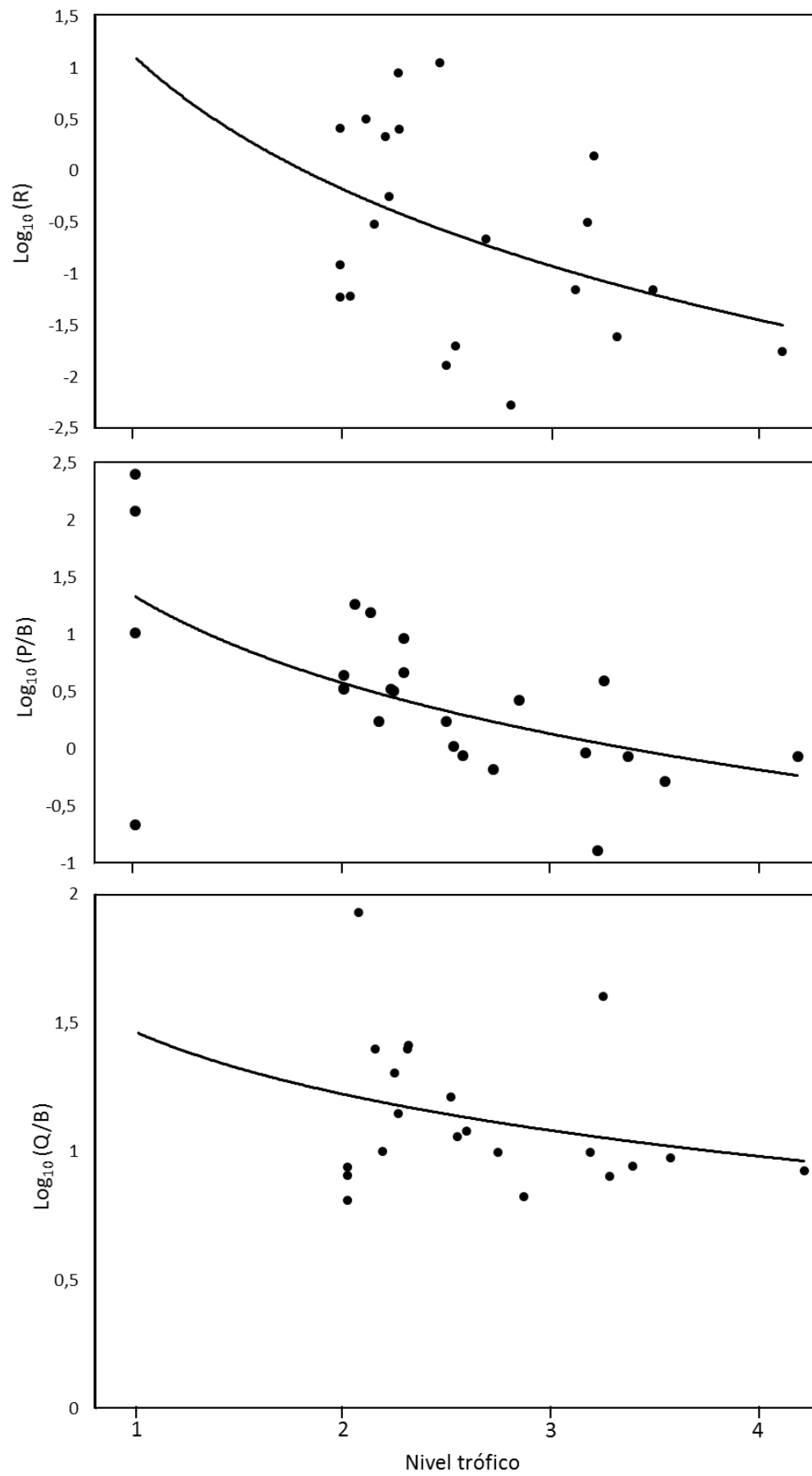
**Figura 1.** Modelo de tasas vitales a través de los niveles tróficos para San Pedro, Colombia. Todos los cocientes se expresan en /año.

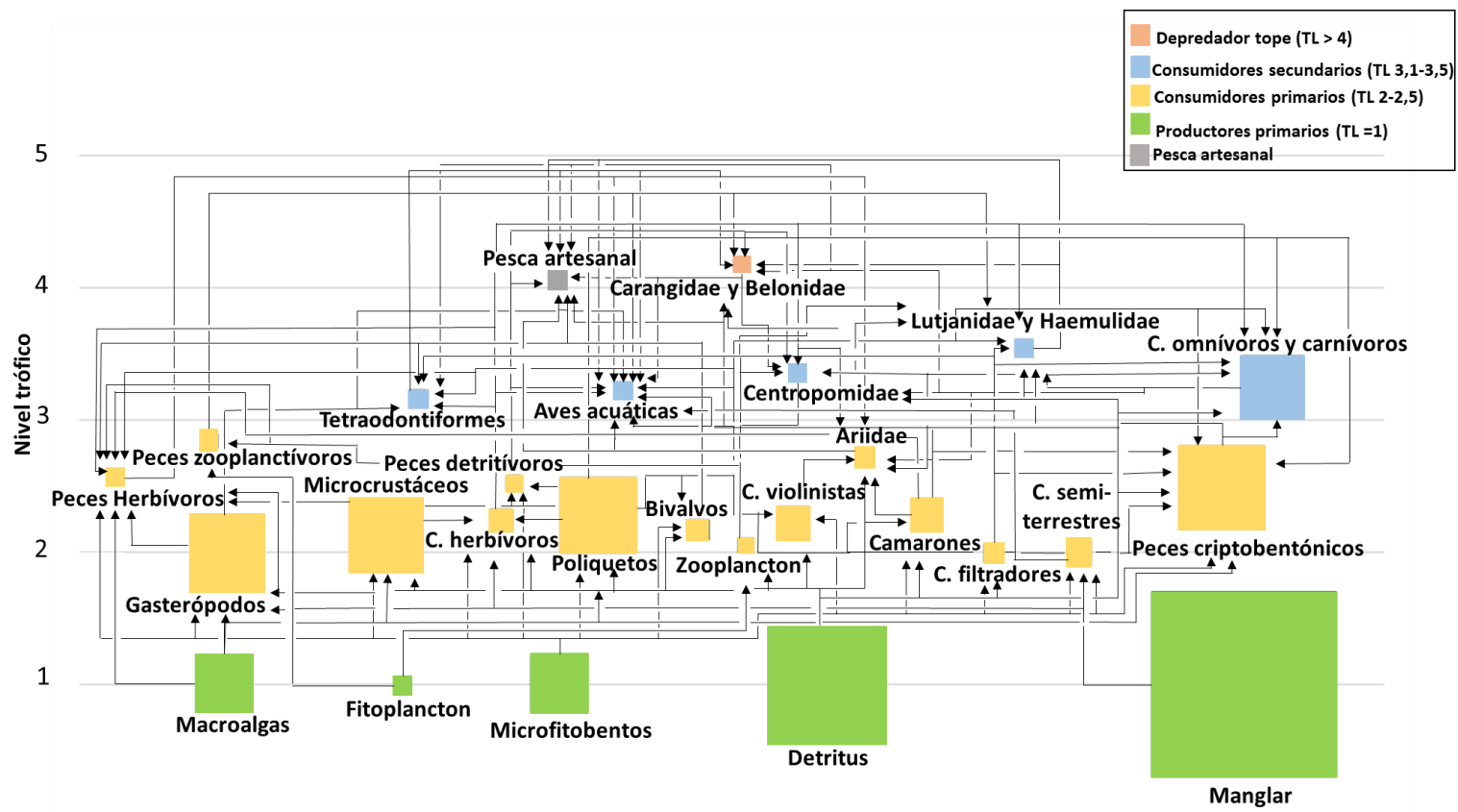
**Figura 2.** Modelo de cajas y flujos del sistema de estuario y manglar de San Pedro en el Pacífico Oriental Tropical. El tamaño de las cajas se encuentra escalado a la biomasa que representa el grupo dentro del sistema y en el eje Y se encuentra el nivel trófico calculado por EwE.

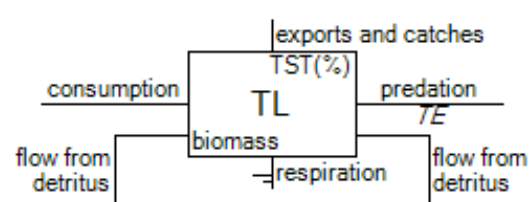
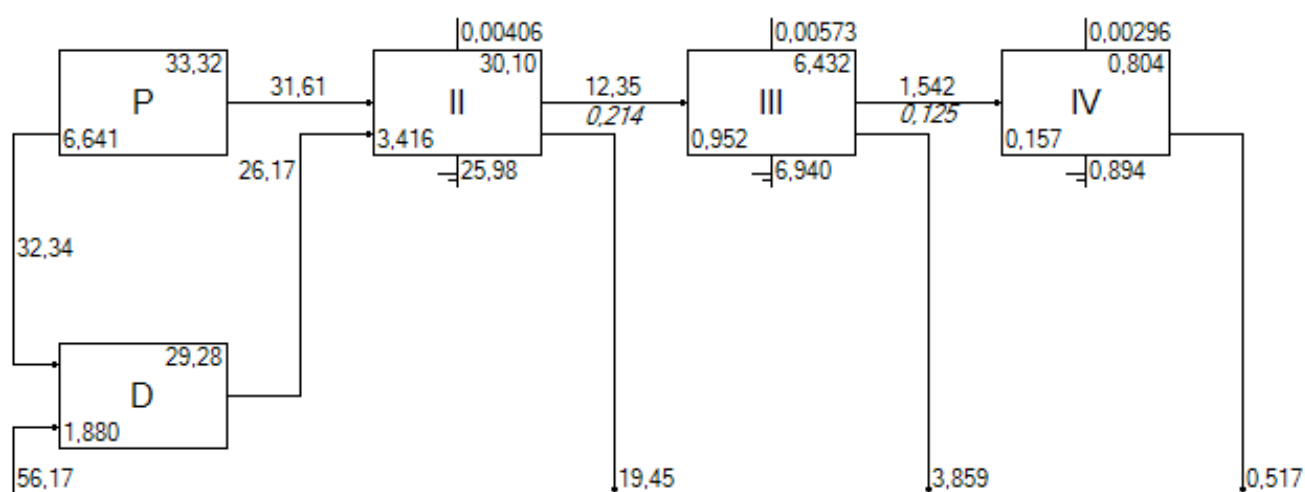
**Figura 3.** Representación de la espina de Lindeman de flujos tróficos ( $t \cdot \text{Km}^2/\text{año}$ ) y biomasa para el sistema de manglar de San Pedro, en la región del Pacífico Oriental Tropical. (P) son productores primarios, (D) detritus, (TST%) rendimiento total del sistema, (TE) eficiencia de transferencia.

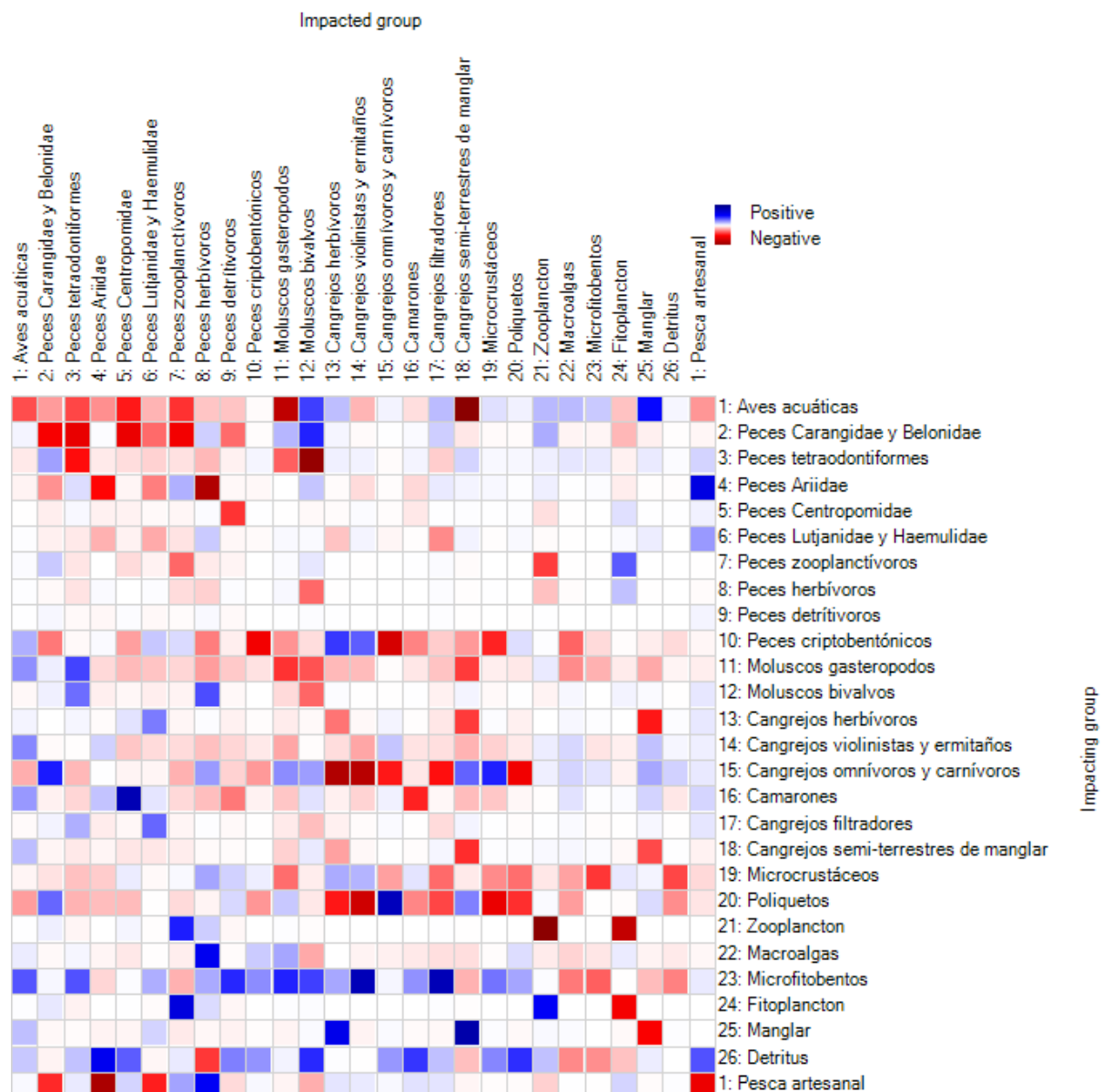
**Figura 4.** Análisis de impactos tróficos mixtos entre los grupos funcionales del ecosistema de manglar de San Pedro, en la región del Pacífico Oriental Tropical. Los impactos positivos se muestran en tonos azules y los impactos negativos en tonos rojos.

**Figura 5.** Impacto total relativo versus las especies clave de los grupos funcionales en el modelo de la red trófica del ecosistema de manglar de San Pedro, en el Pacífico Oriental Tropical. Los grupos funcionales con valores más cercanos a cero y superiores son aquellos que tienen baja proporción de biomasa y altos impactos relativos sobre la red trófica. (Sensu Libratalo *et al.*, 2006)

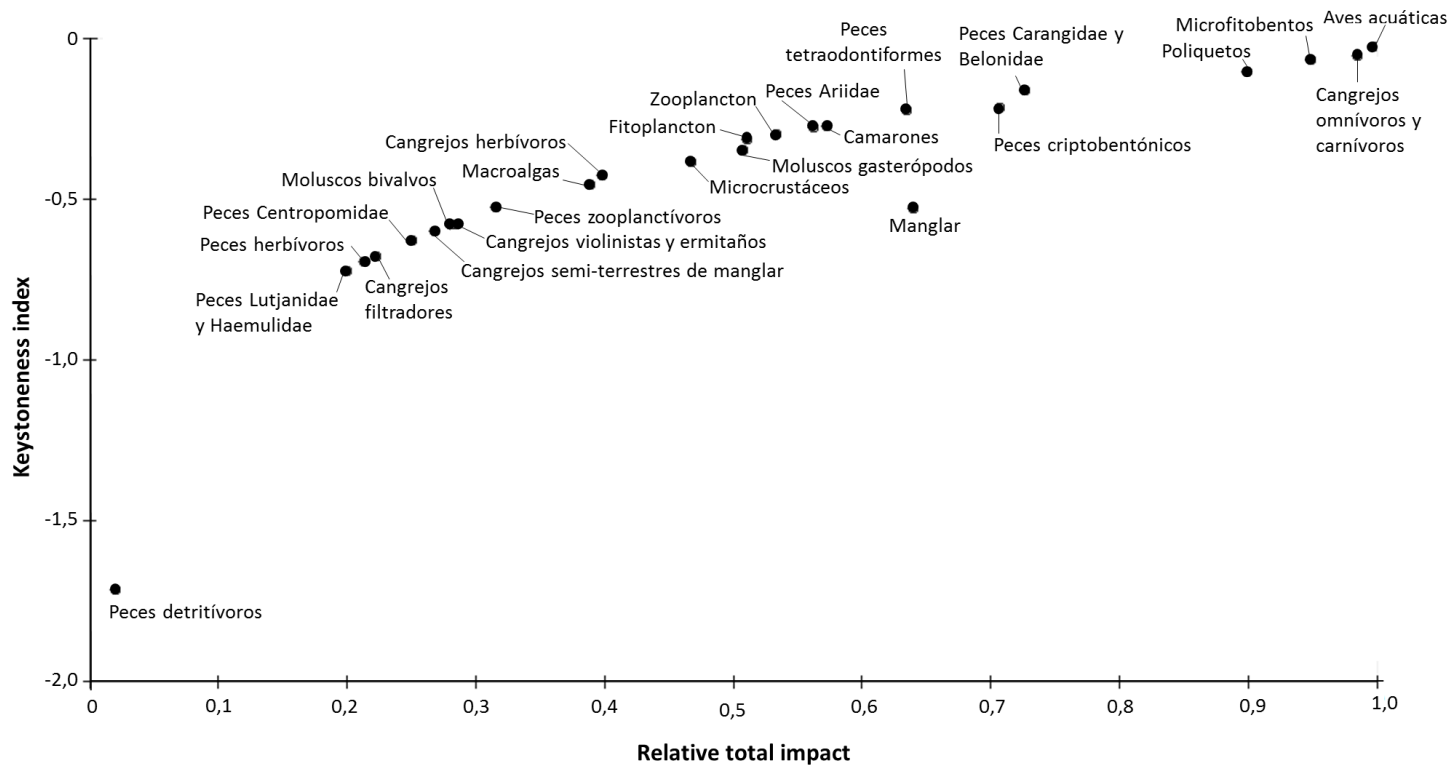












## APÉNDICES.

**Anexo 1.** Revisión de valores de P/B (A) y Q/B (B) calculados para modelos Ecopath de estuarios y manglares del mundo. A partir de esta revisión fueron corregidos los valores calculados para P/B y Q/B que se encontraban fuera del promedio de los valores registrados para el mundo.

