



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**FELIPE BRAGA PEREIRA**

**MODELAGEM TRÓFICA DE UM ESTUÁRIO HIPERSALINO COM  
INTERVENÇÃO ANTRÓPICA (CEARÁ, BRASIL)**

**FORTALEZA**

**2018**

FELIPE BRAGA PEREIRA

MODELAGEM TRÓFICA DE UM ESTUÁRIO HIPERSALINO COM INTERVENÇÃO  
ANTRÓPICA (CEARÁ, BRASIL)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas e Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero

Coorientador: Prof. Dr. Ronaldo Angelini

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- P491m    Pereira, Felipe Braga.  
          Modelagem trófica de um estuário hipersalino com intervenção antrópica (Ceará, Brasil) / Felipe Braga  
          Pereira. – 2018.  
          38 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-  
Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2018.  
          Orientação: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.  
          Coorientação: Prof. Dr. Ronaldo Angelini.
1. Modelo trófico. 2. Ecossistema litorâneo. 3. Semiárido. 4. Wasp-wait. I. Título.

CDD 551.46

---

FELIPE BRAGA PEREIRA

MODELAGEM TRÓFICA DE UM ESTUÁRIO HIPERSALINO COM ALTA  
INTERVENÇÃO ANTRÓPICA (CEARÁ, BRASIL)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas e Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Aprovado em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dra. Maria Alice Leite Lima  
Universidade Federal de Rondônia (UNIR)

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais, irmãos e cunhadas por todo amor, carinho e por estarem sempre ao meu lado. Sem vocês meu barco não navegaria. Amo-os!!!

À minha prima amada Kaká por esse aconchego no seu lar nesse tempo, trocando nossas experiências e alegrias do dia a dia.

Ao meu orientador, Prof. Jorge Botero, que sempre esteve ao meu lado quando mais precisava, além de depositar confiança e me passando valiosos conhecimentos, contribuindo para meu crescimento pessoal e profissional. À Prof<sup>a</sup>. Danielle, por todo carinho, ensinamento e seus abraços acolhedores.

Ao meu coorientador, Prof. Ronaldo Angelini, por transmitir de maneira leve e descontraída seu incrível domínio sobre o Ecopath. Agradeço também, juntamente com sua esposa Prof<sup>a</sup>. Adriana Carvalho, toda disponibilidade para ajudar e serem extremamente acolhedores na UFRN. Serei eternamente grato à vocês!!!

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação por me ajudarem na minha pesquisa, sendo na coleta, identificação e momentos de alegria. Em especial, um grande amigo que ganhei no mestrado, Ronaldo Fenômeno, por todos os campos, congressos e análises laboratoriais sempre com muito humor.

Aos amigos do Laboratório de Plâncton por disponibilizarem os dados para a produção desta pesquisa. Além disso, a parceria nos campos no estuário do Pirangi, virando noites dentro do mangue com muita harmonia, lua cheia e peixes fritos.

Ao meu grande amigo irmão Matheus Monstro, por estarmos sempre juntos em todas conquistas, campos, congressos e de sempre conseguirmos unir a responsabilidade com a leveza que levamos a vida.

Aos meus amigos passarinhos, Caio Brito e Onofre, por disponibilizarem do seu tempo para me ensinar um pouco sobre as aves, ir a campo e termos ótimos momentos de descontração.

Ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), por ter cedido a sua estrutura para concretização deste trabalho.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de pesquisa, sem a qual não seria possível a realização da mesma.

## RESUMO

A hipersalinidade em estuários do Nordeste Brasileiro é bastante comum devido à perda de água pela alta evaporação e pouca entrada de água doce devido à intermitência dos rios e barragens em seu curso. Além disso, a remoção da vegetação de mangue, intensa atividade de carcinicultura e impactos globais, como aumento da temperatura de superfície do mar e longos períodos de seca, aumentam a salinidade nestes ecossistemas. O estuário hipersalino do rio Pirangi, localizado no litoral leste do Estado do Ceará, tem sofrido remoção considerável da vegetação de manguezal nos últimos 30 anos (1988-2018), com uso deste espaço para instalação de salinas e tanques para criação de camarão. Estas modificações hipoteticamente levaram a mudanças na estrutura das comunidades e alterações ambientais, interferindo nas relações tróficas dos compartimentos no modelo. A partir disso, o presente estudo realizou a confecção de um modelo trófico no estuário do rio Pirangi, utilizando o software *Ecopath* (EwE). Para a obtenção de informações dos elementos bióticos e as biomassas que compõem o sistema foram realizadas, entre janeiro e dezembro de 2015, coletas bimestrais de peixes, fitoplâncton e zooplâncton. Informações de biomassa para macroinvertebrados aquáticos, foram obtidos de Silva (2006) em estudo realizado no estuário do Rio Pirangi. A amostragem de aves foi realizada por censo visual a nível de espécie e posteriormente transformadas para biomassa com auxílio da literatura especializada. O modelo obtido no *Ecopath* foi desenvolvido com 20 grupos funcionais. Os compartimentos que compõem o modelo foram escolhidos de acordo com os seguintes critérios: a) importância na captura pesqueira; b) item alimentar na dieta das espécies relevantes na captura experimental; c) organismos não-peixes que ocorrem na dieta; d) espécies carismáticas (aves). A teia trófica neste ecossistema é sustentada pelos Detritus e compartimentos de nível intermediário, tais como copépoda, macroinvertebrados e peixes (exceto os zoobentívoros). As espécies-chave apresentam níveis tróficos altos, compostas principalmente pelos compartimentos de peixes e aves piscívoros. O modelo trófico indicou a importância de espécies não-peixes no equilíbrio e troca energética entre os grupos funcionais. A importância no modelo dos níveis intermediários demonstra ser um controle trófico do tipo wasp-waist, padrão recorrente em ambientes aquáticos marinhos. Com os atributos calculados pelo modelo, o estuário do rio Pirangi apresenta energia de reserva alta, alta taxa de reciclagem e se recupera rápido após perturbações, mostrando ser um ambiente resiliente.

**Palavras-chave:** Modelo trófico. Wasp-waist. Ecossistema litorâneo. Semiárido.

## RESUMEN

La hipersalinidad en estuarios del Nordeste Brasileiro es bastante común debido a la pérdida de agua por la alta evaporación y poca entrada de agua dulce debido a la intermitencia de los ríos y diques en su curso. Además, la remoción de la vegetación de manglar, intensa actividad de camaronicultura e impactos globales, como aumento de la temperatura de superficie del mar y largos períodos de sequía, aumentan la salinidad en estos ecosistemas. El estuario hipersalino del río Pirangi, ubicado en el litoral este del Estado de Ceará, ha sufrido remoción considerable de la vegetación de manglar en los últimos 30 años (1988-2018), con uso de este espacio para instalación de salinas y estanques cultivos de camarón. Estas modificaciones hipotéticamente llevaron a cambios en la estructura de las comunidades y alteraciones ambientales, interfiriendo en las relaciones tróficas de los compartimentos en el modelo. A partir de eso, el presente estudio realizó la confección de un modelo trófico en el estuario del río Pirangi, utilizando el software *Ecopath* (EwE). Para la obtención de informaciones de los elementos bióticos y las biomásas que componen el sistema fueron realizadas, entre enero y diciembre de 2015, colectas bimestrales de peces, fitoplancton y zooplancton. Informaciones de biomasa para macroinvertebrados acuáticos, fueron obtenidas de Silva (2006) en estudio realizado en el estuario del Río Pirangi. El muestreo de aves fue realizada por censo visual a nivel de especie y posteriormente transformadas para biomasa con auxilio de literaturas especializadas. El modelo obtenido en *Ecopath* fue desarrollado con 20 grupos funcionales. Los compartimentos que componen el modelo fueron elegidos de acuerdo con los siguientes criterios: a) importancia en la captura pesquera; b) ítem alimentar en la dieta de las especies relevantes en la captura experimental; c) organismos no peces que ocurren en la dieta; d) especies carismáticas (aves). La estructura trófica en este ecosistema es sostenida por los Detritus y compartimentos de nivel intermediario, tales como copépodos, macroinvertebrados y peces (excepto los zoobentívoros), Las especies-clave presentan niveles tróficos altos, compuestas principalmente por los compartimentos de peces y aves piscívoras. El modelo trófico indicó la importancia de especies no-peces en el equilibrio y cambio energético entre los grupos funcionales. La importancia en el modelo de los niveles intermediarios demuestra ser un controle trófico del tipo wasp-waist, modelo recurrente en ambientes acuáticos marinos. Con los atributos calculados por el modelo, el estuario del río Pirangi presenta energía de reserva alta, alta tasa de reciclaje y se recupera rápido tras perturbaciones, mostrando ser un ambiente resiliente.

**Palabras clave:** Modelo trófico. Wasp-waist. Ecosistema litoraneo. Semiárido.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Pontos de coleta (1, 2 e 3) de variáveis bióticas no estuário do Rio Pirangi.....	10
Figura 2- Pontos de observações de aves no estuário do rio Pirangi.....	17
Figura 3- Teia trófica do estuário do rio Pirangi (CE) produzida pelo Ecopath.....	21
Figura 4- Representação gráfica do Diagrama de Lindeman, apresentando a biomassa, eficiências de transferências, fluxos para detritos, respiração e predação de acordo com os níveis tróficos encontrados no estuário do Rio Pirangi, Ceará.....	22
Figura 5- Representação gráfica da Matriz de Impacto trófico misto (MTI) que inclui os impactos diretos e indiretos de todos os grupos do sistema.....	23



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Parâmetros básicos de inputs e outputs do Ecopath do modelo trófico do estuário do rio Pirangi.....	19
Tabela 2- Composição da dieta dos grupos para o modelo Ecopath desenvolvido para o estuário do Rio Pirangi (CE) após alterações devidas ao balanceamento. Presas nas linhas e predadores nas colunas.....	20
Tabela 3- Valores dos atributos ecossistêmicos para a teia trófica do estuário do Rio Pirangi calculados pelo software Ecopath.....	22
Tabela 4 Valores das espécies chaves para a teia trófica do estuário do Rio Pirangi calculados pelo software Ecopath.....	24

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>9</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral .....</b>	<b>9</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos .....</b>	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>10</b>
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>10</b>
<b>3.2</b>	<b>Materiais e Métodos.....</b>	<b>11</b>
<b>3.3</b>	<b>Análise de dados.....</b>	<b>11</b>
<b>3.3.1</b>	<b><i>Modelagem Trófica.....</i></b>	<b>11</b>
<b>3.3.2</b>	<b><i>Atributos do modelo.....</i></b>	<b>13</b>
<b>3.3.3</b>	<b><i>Clorofila-a .....</i></b>	<b>13</b>
<b>3.3.4</b>	<b><i>Copépodos.....</i></b>	<b>14</b>
<b>3.3.5</b>	<b><i>Macroinvertebrados (crustáceos, poliquetas e moluscos).....</i></b>	<b>15</b>
<b>3.3.6</b>	<b><i>Ictiofauna.....</i></b>	<b>16</b>
<b>3.3.7</b>	<b><i>Aves.....</i></b>	<b>16</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>18</b>
<b>4.1</b>	<b>Modelagem ecossistêmica.....</b>	<b>18</b>
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>25</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>29</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>30</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas de importância global devido às suas características químicas, físicas e biológicas, pertinentes para o crescimento de muitas plantas e animais (IMPERIAL *et al.*, 1993). Por estarem sujeitos à dinâmica das marés são altamente variáveis do ponto de vista físico-químico, caracterizado por flutuações de salinidade, temperatura, velocidade das correntes, níveis de nutrientes, pH, entre outros parâmetros (PEREIRA FILHO *et al.*, 2001). Assim, a biota estuarina é adaptada às variações ambientais, sendo caracterizada por grande diversidade e abundância de indivíduos (ELLIOT; QUINTINO, 2007). São importantes áreas de alimentação e reprodução de muitas espécies de vertebrados e invertebrados, pois suas águas são biologicamente mais produtivas que as do rio e do mar adjacente (ELLIOT; MCLUSKY, 2002). Por serem produtivos, fornecem bens e serviços ambientais valiosos para as populações (CONSTANZA *et al.*, 2014) como matérias-primas, alimentos, proteção costeira, controle da erosão, purificação da água, recursos pesqueiros e sequestro de carbono (BARBIER *et al.*, 2011; BOEREMA; MEIRE, 2016).

Os estuários tropicais semiáridos compreendem uma região importante no mundo, incluindo parte do Nordeste brasileiro. Esta condição semiárida não atinge apenas o interior dos estados, mas também a faixa litorânea de Piauí, Ceará e Rio Grande do Norte. O fenômeno de hipersalinidade nessas áreas estuarinas é bastante comum devido à perda de água por evaporação ser elevada e a entrada de água doce insignificante (POTTER *et al.*, 2010). Além disso, torna-se mais agravante devido aos impactos locais, como construções de barragens e açudes, e impactos globais, como aumento da temperatura de superfície do mar, altas taxas de evaporação e longos períodos de seca. Esses períodos de seca podem aumentar o fenômeno de hipersalinidade e ou alterar a distribuição da salinidade no estuário, podendo acarretar mudanças sazonais e espaciais em relevantes componentes da base da cadeia alimentar (HEMRAJ *et al.*, 2017). Estudos nestas regiões podem ajudar na compreensão dos efeitos das mudanças ambientais em estuários e na previsão de cenários futuros (RIDDIN; ADAMS, 2010; CARRASCO; PERISSINOTTO, 2012; LEIGH *et al.*, 2015).

O crescente desenvolvimento urbano e industrial nestes ecossistemas leva a perdas significativas de habitat (COLEMAN *et al.*, 2008). Nos últimos anos houve um crescente número mundial dos cultivos de camarão em regiões tropicais, especialmente no sul do continente asiático e na América Latina (PAQUOTTE *et al.*, 1998). A expansão da

carcinicultura em zonas tropicais e subtropicais deve-se ao clima favorável às espécies cultivadas e à disponibilidade de espaço para a construção dos tanques. Em contrapartida, a falta de planejamento e de regulamentação apropriada tem causado o declínio da produção destes cultivos e o aumento dos impactos ambientais em alguns países (PÁEZ OSUNA, 2001). A preservação dos estuários é de suma importância pois, além de servirem como área de alimentação, berçário, habitat, refúgio e reprodução de várias espécies, são grandes produtores de alimentos para o homem e, muitas famílias, retiram seu sustento desses ecossistemas (MELO-MAGALHÃES, 2005).

No decorrer dos anos, pesquisas buscaram estimar propriedades básicas das teias tróficas e a relação de sua estrutura com o funcionamento das comunidades ecológicas (GIACOMMINI; PETRERE, 2010). Por meio da representação de teias tróficas é possível descrever padrões de biodiversidade e fluxos de energia ou matéria em estruturas quantificáveis e passíveis de comparação (ROSA, 2017; DUNNE *et al.*, 2002). Nas últimas décadas, o uso de modelos matemáticos que descrevem teias tróficas têm se desenvolvido no mundo, inclusive no Brasil. A maioria destes tiveram uma abordagem multidisciplinar que pode ser aplicada em projetos de monitoramento de atividades como a pesca e a aquicultura (BACALSO *et al.*, 2016; IZQUIERDO-GÓMEZ *et al.*, 2016), de impactos com a introdução de espécies invasoras (KUMAR *et al.*, 2016), de derramamentos de óleo no mar (LARSEN *et al.*, 2016), instalação de barragens (ANGELINI; AGOSTINHO, 2005; ANGELINI *et al.*, 2006; VILLANUEVA *et al.*, 2006) e de mudanças climáticas (RUZICKA *et al.*, 2016).

No entanto, reconheceu-se que a estrutura e a função do ecossistema devem ser levadas em consideração para a sustentabilidade dos recursos aquáticos vivos, particularmente por meio da estimativa da estrutura trófica e dos fluxos de biomassa através das interações entre espécies (CHRISTENSEN; WALTERS; PAULY, 2005). Com isto, estes modelos visam organizar a compreensão dos sistemas, avaliando dados biológicos, fornecendo entendimento sobre a conectância entre componentes, definindo problemas e fazendo previsões (XAVIER, 2012). Além disso, inventários da comunidade biótica, somados a utilização de modelos matemáticos com o uso de softwares computacionais, podem contribuir na identificação de ecossistemas frágeis, do ponto de vista ecológico, que necessitem de atenção especial, sobretudo naqueles com interesse socioeconômico (ANGELINI *et al.*, 2006).

Diante disso, pretende-se ver como essas informações podem ajudar na compreensão de um contexto específico, como observado no estuário do rio Pirangi,

localizado no litoral leste do Estado do Ceará. O frequente fenômeno de hipersalinidade é característico na região devido ser um estuário raso do semiárido quente, com chuvas reunidas em uma única época, altas taxas de evaporação e impactos antropogênicos (salinas, fazendas de camarão, barragens, açudes). Nos últimos anos (2012-2016) este fenômeno foi intensificado em consequência da baixa ocorrência de chuvas, sendo a pior seca já registrada na história (MARENGO *et al.*, 2016), e do represamento praticamente total da água doce nas barragens tendo em vista o abastecimento humano. Além disso, tem sofrido também perda considerável de vegetação de manguezal nos últimos anos devido à instalação de antigas salinas e fazendas de camarão (MESQUITA, 2012). Os manguezais contribuem aproximadamente 96% da biomassa total de um sistema, proporcionando a principal fonte de alimento para outros compartimentos importantes (por exemplo, macroinvertebrados) (CASTELLANNOS-GALINDO *et al.*, 2017).

Assim, espera-se que estas modificações levem a mudanças na estrutura e funcionamento trófico do estuário. Este ecossistema hipersalino sob impactos humanos fornece características peculiares a serem pesquisadas, sendo importante a construção de um modelo considerando as futuras lacunas do conhecimento científico para este tipo de ambiente. Segundo Abdul *et al.* (2016), é de suma importância compreender os ecossistemas estuarinos, suas dinâmicas e respostas à exploração e perturbações ambientais. O presente estudo propõe a confecção de um modelo trófico no estuário do rio Pirangi, utilizando o software *Ecopath with Ecosim* (EwE) (CHRISTENSEN *et al.*, 2005) para uma melhor compreensão dos fluxos de balanço de massa de um ecossistema estuarino hipersalino.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

- Elaborar um modelo de equilíbrio de biomassa que permita analisar a estrutura e o funcionamento trófico do estuário hipersalino do rio Pirangi, Ceará, Brasil.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar as principais interações tróficas e seus efeitos entre os compartimentos do ecossistema estuarino;
- Descrever e quantificar a estrutura da teia trófica do estuário do Rio Pirangi;
- Verificar os principais atributos do ecossistema e a importância para o rio Pirangi.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Área de estudo

A bacia do rio Pirangi fica a leste das bacias Metropolitanas de Fortaleza e seu estuário situa-se próximo a oeste (5Km) da foz do rio Jaguaribe. A área para obtenção de variáveis bióticas e abióticas neste estudo compreende o estuário do Rio Pirangi (4°41'S; 38°41'W), localizada a 110 km de Fortaleza, entre os municípios de Beberibe e Fortim, no litoral leste do Ceará. Altos valores de salinidade é uma das características relevantes deste estuário, relacionada a vários fatores: localização em uma região semiárida quente, barramentos ao longo do estuário para a captação de água e instalação de açudes (PAULA *et al.*, 2007), alta taxa de evaporação, escoamento superficial (SAVENIJE; PAGÈS, 1992) e a baixa profundidade (média 2,44m) (CAMPOS; MORAIS, 2007). Além disso, este estuário perdeu muitas áreas de manguezal para as salinas, que hoje em dia foram substituídas por fazendas de camarão (SCHETTINI *et al.*, 2017).

Entre janeiro de 2015 e 2016, foram realizadas coletas bimestrais de organismos a serem utilizados na modelagem em três pontos localizados no eixo longitudinal do estuário a montante do rio (P1); intermediário, representando a zona de mistura (P2); e um ponto próximo da foz (P3). (FIGURA 1).

Figura 1 - Pontos de coleta (1, 2 e 3) de variáveis bióticas no estuário do rio Pirangi.



Fonte: Google Earth, 2018.

### 3.2 Obtenção de dados

Para a obtenção de informações dos elementos bióticos que compõem o ecossistema, foram realizadas coletas bimestrais de peixes, fitoplâncton e zooplâncton, entre 8:00 e 15:00h, nos três pontos (P1, P2 e P3) localizados no eixo longitudinal do estuário (FIGURA 1). As coletas nictemerais foram realizadas nos meses de maio e novembro de 2015, abrangendo períodos característicos de chuvas, estiagem e suas interfases no estado do Ceará ao longo do ano.

Dados de abundância e biomassa de macroinvertebrados (crustáceos, moluscos e poliquetas), foram obtidos através do estudo realizado por Silva (2006) no estuário do rio Pirangi. Informações de abundância e biomassa de aves foram obtidas através de censo visual onde as espécies foram identificadas no campo com o auxílio do ornitólogo Caio Bezerra de Mattos Brito e, posteriormente transformadas para biomassa com auxílio da literatura especializada (MARTÍNEZ-VILALTA, 2017).

### 3.3 Análise de dados

#### 3.3.1 Modelagem Trófica

Para modelagem da teia trófica do estuário do rio Pirangi, foi utilizado o software livre *Ecopath with Ecosim* – EwE, versão 6 (CHRISTENSEN; WALTERS, 2004). O programa *Ecopath* combina o trabalho desenvolvido por Polovina (1984), para estimar a biomassa e o consumo de vários elementos de um ecossistema aquático, com a teoria de Ulanowicz (1986) para análises de fluxos entre os elementos do ecossistema. O software EwE assume um sistema em estado de equilíbrio (*Steady-State*), em que a produção, dada pelo produto da produção por biomassa (P/B) e da biomassa (B), de uma presa *i*, é igual a:

$$\left(\frac{P}{B}\right)_i B_i = \sum_{j=1}^n \left(\frac{Q}{B}\right)_j B_j DC_{ij} + E_i + Y_i + BA_j + \left(\frac{P}{B}\right)_i B_i (1 - EE_i) \quad (1)$$



Em que a predação sobre  $i$  é representada pelo produto do consumo por biomassa de todos os  $n$  predadores  $(Q/B)_j$ , a biomassa do predador  $(B)_j$  e fração da presa na dieta do predador  $(DC)_{ij}$ . Esses termos são somados à exportação do sistema  $(E)_i$ , capturas totais  $(Y)_i$ , acumulação de biomassa  $(BA)_j$  e mortalidade não devida à predação (o último termo da equação), baseada na eficiência ecotrófica da presa  $(EE)_i$ , sua fração de produção total aproveitada por predadores.

Na elaboração do modelo, quatro parâmetros populacionais básicos de entrada e saída para cada compartimento foram avaliados: biomassa (B), produção/biomassa (PB), consumo/biomassa (QB) e eficiência ecotrófica (EE).

Desta forma, para elaborar o modelo, foram considerados, juntamente com suas unidades de biomassa, os componentes bióticos como zooplâncton ( $t/km^2$ ), fitoplâncton ( $t/km^2$ ), macroinvertebrados ( $t/km^2$ ), aves ( $t/km^2$ ) e peixes ( $t/km^2$ ). Os compartimentos que compõem o modelo foram escolhidos de acordo com os seguintes critérios: a) importância na captura pesqueira; b) item alimentar na dieta das espécies relevantes na captura experimental; c) organismos não-peixes que ocorrem na dieta; d) espécies carismáticas (aves).

A ictiofauna foi composta por 53 espécies, porém, para o modelo, foram selecionadas as espécies mais abundantes e constantes nas amostragens ( $>4\%$ ), sendo elas: *Mugil curema* (4,1%), *Sphoeroides testudineus* (7,40%), *Lile piquitinga* (8,58%), *Atherinella brasiliensis* (11%) e *Eucinostomus argenteus* (24,65%).

As espécies que não foram muito abundantes nas coletas, foram agrupadas em guildas tróficas de acordo com Potter *et al* (2015), para melhor compreensão no modelo trófico: Detritívoras (*Gobionellus oceanicus*, *Mugil cf. rubrioculus*, *Mugil curvidens*, *Mugil liza*); Oportunistas (*Cathorops spixii*, *Chaetodipterus faber*, *Eucinostomus melanopterus*, *Sciades herzbergii*); Onívoras (*Anchovia clupeioides*, *Bathygobius soporator*, *Ctenogobius smaragdus*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Cetengraulis edentulus*, *Oriochromis niloticus*); Piscívoras (*Achirus cf. declivis*, *Centropomus parallelus*, *Oligoplites palometa*, *Strongylura sp.*, *Strongylura timucu*); Zoobentívoras (*Achirus achirus*, *Achirus lineatus*, *Batrachoides surinamensis*, *Caranx latus*, *Citharichtys arenaceus*, *Citharichtys spilopterus*, *Diapterus auratus*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus gula*, *Eucinostomus havana*, *Eugerres brasilianus*, *Genyatremus luteus*, *Lutjanus alexandrei*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus apodus*, *Lutjanus griseus*, *Lycengraulis cf. grossidens*, *Lycengraulis grossidens*, *Micropogonias furnieri*, *Paralichthys brasiliensis*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Scorpaena plumieri*, *Selene*

vomer, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides spengleri*, *Trinectes paulistanus*, *Ulaema lefroyi*); e zooplancívora (*Rhinosardinia amazonica*).

### 3.3.2 Atributos do modelo

Os parâmetros escolhidos para avaliar o sistema do estuário do rio Pirangi e suas respectivas definições foram:

1. Índice de conectividade: é o número de links (ou ligações) entre os grupos, dividido pelo número total de links que poderiam existir no modelo;
2. Índice de onívora do sistema: é a medida de quanto as interações são distribuídas nos níveis tróficos;
3. Ascendência (%): é a informação ordenada do sistema, reflete a maturidade do modelo;
4. Overhead (%): é a informação desordenada o sistema, que contrapõe e complementa a Ascendência e reflete as reservas de energia, caso o sistema venha a sofrer perturbações;
5. Capacidade de desenvolvimento: é o limite da Ascendência, para calcular soma-se com o Overhead;
6. *Lindeman Spine*: é uma representação gráfica que agrega a biomassa e os fluxos em níveis tróficos inteiros, possibilitando a estimativa da eficiência de transferência (TE) entre os níveis tróficos consecutivos. Também apresenta a razão Produtores/Detritos.

### 3.3.3 Clorofila-a

As amostras para as análises da biomassa fitoplanctônica foram coletadas na superfície e fundo do estuário, utilizando-se uma garrafa de Van Dorn 5L. Amostras de água foram devidamente armazenadas ao abrigo da luz e sob refrigeração e transportadas ao Laboratório de Plâncton da Universidade Federal do Ceará. Para a determinação da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) alíquotas de água foram filtradas com uso de filtros de fibra de vidro de porosidade 0,7  $\mu\text{m}$  (47 mm de diâmetro, tipo GF - 3, Macherey- Nagel, Düren, Alemanha) em triplicata. Posteriormente, os filtros foram mantidos congelados para subsequente determinação espectrofotométrica da clorofila-a com correção para feopigmentos pela extração com acetona 90%, utilizando o método 10200H (EATON *et al*, 2012). Para calcular a biomassa de clorofila-a foi mensurada a área entre os pontos de amostragem no

ecossistema avaliado (510.000 m<sup>2</sup>), levando em consideração a extensão do rio Pirangi (6.000 m) e largura (média de 85 m). Posteriormente, os indivíduos foram somados nos meses das amostragens, multiplicados a média do peso e dividindo pela área calculada, a fim de se obter biomassa/área. Já as estimativas de produção e consumo foram consultadas na literatura especializada, de acordo com o grupo taxonômico mais representativo (ABDUL *et al.*, 2016).

### 3.3.4 Copépodes

Amostras de copépodes foram obtidas em arrastos horizontais subsuperficiais com duração de 3 minutos, utilizando uma rede cilíndrico-cônica de 120 µm e abertura de boca de 30 cm, equipadas com fluxômetro *General Oceanics*. O grupo copépoda foi escolhido pelo fato de representar, em média, 70-90% da densidade e abundância do total do zooplâncton coletado (BRANDINI *et al.*, 1997) e por serem um elo fundamental entre o fitoplâncton e os níveis tróficos mais altos da teia trófica (MIYASHITA *et al.*, 2009; ARMENGOL *et al.*, 2017). Após a coleta, as amostras de água foram fixadas em solução de formaldeído 4%, tamponada com tetraborato de sódio (0,5 g/L). No laboratório de Plâncton da Universidade Federal do Ceará, cada amostra foi fracionada com um subamostrador do tipo Motoda (OMORI; IKEDA, 1984). Após obtenção das alíquotas, cujos fracionamentos variaram de 1/32 a 1/1024, todos os copépodes presentes nas subamostras foram contados através de microscópio estereoscópico. Os táxons foram identificados até o menor nível taxonômico possível de acordo com bibliografia especializada (TREGOUBOFF; ROSE, 1957; BJÖRNBERG, 1981; BRADFORD-GRIEVE *et al.*, 1999). A densidade (ind./m<sup>3</sup>) de todas as espécies de copépodes foi calculada nas estações amostradas.

Para calcular a biomassa de copépodes, foi mensurada a área entre os pontos de amostragem no ecossistema avaliado (510.000 m<sup>2</sup>), levando em consideração a extensão do rio Pirangi (6.000 m) e largura (média de 85 m). Posteriormente, os indivíduos foram somados nos meses das amostragens, multiplicados a média do peso e dividindo pela área calculada, a fim de se obter biomassa/área. Já as estimativas de produção e consumo foram consultadas na literatura especializada, de acordo com o grupo taxonômico mais representativo (ABDUL *et al.*, 2016).

### 3.3.5 Macroinvertebrados (*crustáceos, poliquetas e moluscos*)

Biomassa de macroinvertebrados em bancos areno-lamosos, foi obtida através do estudo realizado por Silva (2006), no estuário do rio Pirangi. Para a realização da coleta sobre o banco areno-lamoso, com auxílio de uma trena foi demarcada uma área de 30x30m, dividida em nove subáreas de 10x10m. De cada subárea, foram retiradas aleatoriamente cinco amostras de sedimento para análise biológica, totalizando 45 amostras. Os valores de densidade (ind/m<sup>2</sup>), foram obtidos com o uso de um amostrador cilíndrico de PVC com 15cm de diâmetro, o qual foi enterrado a 10 cm de profundidade do sedimento, de acordo com as recomendações de Franklin-Júnior (2000). As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, etiquetadas, preservadas em solução salina de formalina a 4%.

Posteriormente, foram levadas ao Laboratório de Zoobentos no Instituto de Ciências do Mar e peneiradas em uma malha de 0,3mm de abertura, para uma maior retenção dos indivíduos juvenis da macrofauna, e lavadas com água corrente. Depois foram armazenadas em potes plásticos, contendo álcool 70% e coradas com Rosa Bengala. Após um período de 24 horas, foi feita a triagem das amostras e separação dos animais em grupos taxonômicos utilizando-se estereomicroscópio, com aumento de até 40x e microscópio óptico com aumento de 1000x. Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando-se a bibliografia especializada para cada filo (SILVA, 2006). Para calcular a biomassa de macroinvertebrados, foi somada a quantidade total das espécies mais abundantes, multiplicado pelo peso médio encontrado na bibliografia (AMARAL *et al*, 2010) e dividido pela área amostrada.

As estimativas de produção (P) e consumo (Q) foram obtidas com base nas categorias (grandes grupos) identificadas na macrofauna bentônica. Para a produção foi utilizado o modelo multiparâmetro de Brey (2012), que leva em conta a biomassa média do organismo, grupo taxonômico, hábito (sédil, móvel, livre-natante) e variáveis ambientais (ambiente, profundidade e temperatura). O consumo foi obtido na literatura especializada, de acordo com o grupo taxonômico mais representativo (PLANTE; DOWNING, 1989).

### 3.3.6 Ictiofauna

Um total de 2.527 espécimes de peixes foram coletados, compreendendo 58 espécies, distribuídas em 21 famílias e 12 ordens. Para a coleta, foi utilizada uma tarrafa de 2,70 cm de diâmetro e malha de 4 cm entre nós opostos, onde o pescador ficava em média 30 minutos fazendo lances, abrangendo uma área de aproximadamente 120,105m<sup>2</sup>. Paralelamente, três arrastos padronizados, com rede de 25m e 12mm entre nós foram realizados no ponto 2 de coleta (750m<sup>2</sup>). Os exemplares coletados foram mantidos em gelo, transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação da Universidade Federal do Ceará, identificados, fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%.

Posteriormente, análises de conteúdo estomacal nas espécies mais abundantes (> 4%) e constantes na frequência de ocorrência, foram realizadas através do índice alimentar (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980), em que a frequência do item consumido e o volume ocupado determinam sua fração alimentar na matriz de dieta trófica. As coletas foram realizadas com autorização número 56147-1, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

A biomassa (B) da ictiofauna foi calculada multiplicando o número de indivíduos pelo peso médio e, posteriormente, dividindo pela área calculada da arte de pesca utilizada (Biomassa/Área). Posteriormente, o resultado da biomassa de cada aparelho de pesca foi somado e dividido por 2, tendo como resposta a média da biomassa capturada.

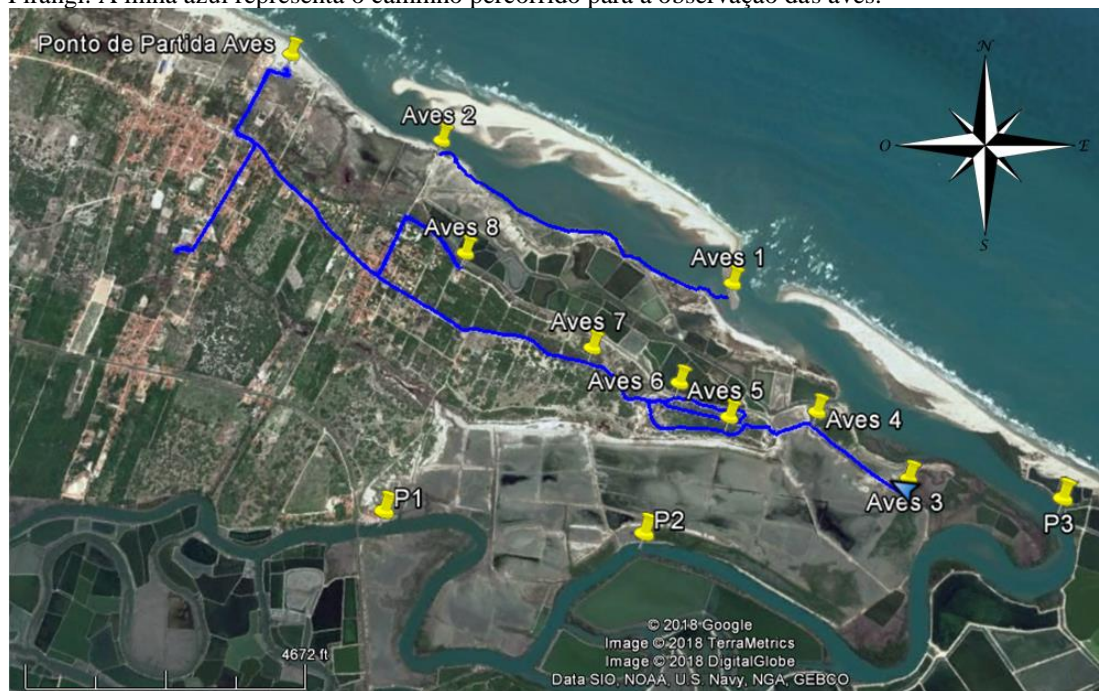
O cálculo de P/B foi considerado sobre peixes adultos, como a soma da mortalidade natural (M) determinada por Pauly (1980). O comprimento infinito (L<sub>inf</sub>) e o peso infinito (W<sub>inf</sub>) dos peixes foram calculados com base em Froese e Binohlan (2000) e Froese *et al.*, (2013). Os valores da constante de crescimento (K), foram obtidos em Petrere e Angelini (2009) e de Q/B, em Palomares e Pauly (1998).

### 3.3.7 Aves

As aves foram identificadas no campo de visão a nível de espécie de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos/CBRO (PIACENTINI *et al.*, 2015), utilizando binóculos (8x42 e 10x42), em pontos amostrais previamente selecionados (FIGURA 2).

Foram registradas 45 espécies de aves nos meses de agosto e dezembro de 2016, agrupadas nas categorias piscívoras e limícolas.

Figura 2 - Pontos amostrais previamente selecionados onde foram feitas observações de aves no estuário do rio Pirangi. A linha azul representa o caminho percorrido para a observação das aves.



Fonte: Google Earth, 2018.

As contagens foram efetuadas em áreas de descanso, preferencialmente nos horários de maior concentração de aves, dando prioridade ao período pós-forrageamento, que acontece no fim da manhã ou em períodos de maré baixas, nos quais os bancos e coroa são expostos (BURGER; LAWRENCE, 2000).

As contagens seguiram o método de transecto, no qual o observador percorre uma determinada distância em um espaço temporal. Assim como ponto fixo de observação privilegiado foi selecionado de forma que possibilite uma visão total do bando em um determinado período de tempo dentro de um intervalo temporal (BIBBY *et al.*, 1992), ou seja, sempre procurando o melhor horário e posição para conseguir visualizar o bando todo (QUINN, 2000; BRANCO *et al.*, 2004).

Dados de entrada no modelo para aves foi determinado em campo, a partir da identificação e contagem de aves por unidade de tempo, e posteriormente, separadas em dois grupos, limícolas e piscívoras. Os cálculos de PB e QB foram consultados na literatura especializada, de acordo com o grupo taxonômico mais representativo (BEZERRA, 2017).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Modelagem ecossistêmica

O modelo trófico do estuário do rio Pirangi foi desenvolvido com 20 grupos funcionais, incluindo dados de entrada (biomassas em unidades de t/km<sup>2</sup>) e calculados pelo *Ecopath* (TABELA 1). A composição da dieta de cada compartimento com resultados da análise de conteúdo estomacal das espécies mais abundantes e outros valores referenciados no site do *Fishbase*<sup>1</sup> são apresentados na Tabela 2, indicando uma relação presa/predador nas linhas e colunas, respectivamente. Por exemplo, observa-se que o grupo 2 da horizontal (predador), copépodes, se alimenta apenas do grupo 1 da vertical, fitoplâncton. Posteriormente foram realizados alguns ajustes nos valores de entrada para a calibração adequada do modelo.

Os grupos de maior nível trófico (NT) foram as aves piscívoras (3,485), seguido dos peixes piscívoros (3,423), zoobentívoros (3,000) e aves limícolas (3,000). Já os compartimentos de macroinvertebrados e copépodos ficaram no nível 2,00 e fitoplâncton e detritos no nível 1,00 (TABELA 1). Os demais compartimentos de peixes ficaram no nível trófico intermediário (2,000-2,700). Os crustáceos apresentaram a maior biomassa (420,3 t/km<sup>2</sup>), seguida dos moluscos (276,0 t/km<sup>2</sup>) e poliquetas (53,90 t/km<sup>2</sup>), demonstrando parcialmente a importância destes compartimentos (FIGURA 3).

A ictiofauna mais representativa em biomassa, na ordem crescente, foram os zoobentívoros (3,800), *Spheroides testudineus* (4,280), *Eucinostomus argenteus* (5,070), Oportunistas (6,890) e o *Mugil curema* (6,890). Tanto o *S. testudineus*, quanto o *E. argenteus* e *M. curema* tiveram essa biomassa maior devido ter sido capturado tanto na tarrafa quanto no arrasto, indivíduos juvenis e adultos. Em relação a eficiência ecotrófica (EE), os grupos de copépodos (0,993) e o grupo dos peixes Oportunistas (0,850) apresentam o maior número. O parâmetro EE é o principal instrumento utilizado para equilibrar o modelo, a fim de assegurar que nenhum grupo seja predado além do seu nível de produção (CHRISTENSEN *et al*, 2005). Com os valores destes parâmetros é possível quantificar os fluxos do sistema e algumas de suas propriedades holísticas (como produção primária/respiração, produção líquida do sistema, índice de ciclagem de Finn, entre outros).

---

<sup>1</sup> Site FishBase: a global information system on fishes, disponível em: <  
<https://www.fishbase.de/home.htm>>.

Tabela 1 - Parâmetros básicos de entrada e saída do Ecopath do modelo trófico do estuário do rio Pirangi. Em negrito, valores numéricos calculados pelo programa. NT: Nível Trófico; B: Biomassa; PB: Produção/Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; EE: Eficiência Ecotrófica. Fonte: EwE 6.5

Grupos Funcionais	NT	B (t/km <sup>2</sup> )	PB	QB	EE
Fitoplâncton	1,00	17,09	359,6	0	<b>0,007</b>
Copepoda	2,00	0,0464	182,0	524	<b>0,993</b>
Crustáceo	2,00	420,3	292,3	876,9	<b>0,001</b>
Molusco	2,00	276,0	377,9	1134	<b>0,001</b>
Poliqueta	2,00	53,90	130,2	309,7	<b>0,009</b>
Aves Piscívoras	3,48	0,33	0,11	0,73	<b>0,000</b>
Aves Limícolas	3,00	0,01	20,86	62,59	<b>0,000</b>
<i>Atherinella brasiliensis</i>	2,22	0,79	1,89	18,72	<b>0,052</b>
<i>Lile piquitinga</i>	2,50	0,54	1,93	20,02	<b>0,074</b>
<i>Mugil curema</i>	2,00	6,89	0,45	24,55	<b>0,645</b>
<i>Sphoeroides testudineus</i>	2,70	4,28	1,56	16,18	<b>0,008</b>
<i>Eucinostomus argenteus</i>	2,45	5,07	1,06	13,26	<b>0,152</b>
Detritívora	2,00	0,17	1,11	43,75	<b>0,128</b>
Oportunistas	2,70	6,89	0,37	13,28	<b>0,850</b>
Onívoras	2,60	0,26	2,32	13,28	<b>0,000</b>
Piscívoras	2,70	0,04	0,66	12,84	<b>0,000</b>
Zooplactívoras	2,60	0,06	2,97	26,61	<b>0,288</b>
Zoobentívoras	3,00	3,80	1,15	11,39	<b>0,017</b>
Detrito animal	1,00				
Detritus	1,00				

Legenda: NT: Nível Trófico; B: Biomassa; PB: Produção/Biomassa; QB: Consumo/Biomassa; EE: Eficiência Ecotrófica. Fonte: EwE 6.5

Os grupos funcionais de maior nível trófico (NT) foram as aves piscívoras (3,185), seguido dos peixes piscívoros (3,423), zoobentívoros (3,000) e aves limícolas (3,000). Já os compartimentos de macroinvertebrados e copépodos ficaram no nível 2,00 e fitoplâncton e detritos no nível 1,00 (TABELA 1). Os demais compartimentos de peixes ficaram no nível trófico intermediário (2,000-2,700). Os crustáceos apresentaram a maior biomassa (420,3 t/km<sup>2</sup>), seguida dos moluscos (276,0 t/km<sup>2</sup>) e poliquetas (53,90 t/km<sup>2</sup>), demonstrando parcialmente a importância destes compartimentos.

A ictiofauna mais representativa em biomassa, na ordem crescente, foram os zoobentívoros (3,800), *Sphoeroides testudineus* (4,280), *Eucinostomus argenteus* (5,070), Oportunistas (6,890) e o *Mugil curema* (6,890). Tanto o *S. testudineus*, quanto o *E. argenteus* e *M. curema* tiveram essa biomassa maior devido ter sido coletado tanto na tarrafa quanto no arrasto, indivíduos juvenis e adultos. Em relação a eficiência ecotrófica (EE), onde corrobora a fração da produção da presa que é consumida dentro do sistema, os grupos de copépodos (0,993) e o grupo dos peixes Oportunistas (0,850) apresentam maior eficiência.



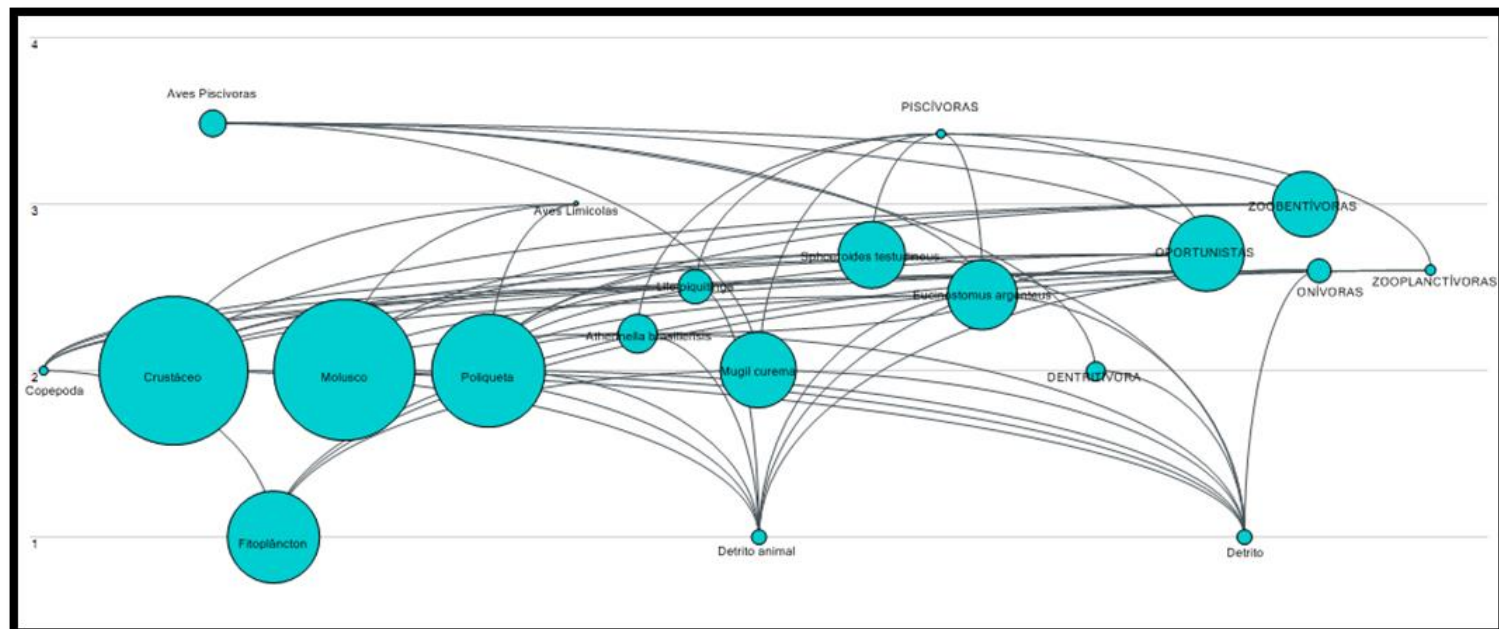
Tabela 2 - Composição da dieta dos grupos para o modelo Ecopath desenvolvido para o estuário do rio Pirangi (CE) após alterações devidas ao balanceamento. Presas nas linhas e predadores nas colunas.

Presa \ predador	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>1</b> Fitoplâncton	1,00						0,20		0,1					0,1		0,4	
<b>2</b> Copepoda								0,2					0,05	0,2		0,6	
<b>3</b> Crustáceo						0,4		0,2			0,2		0,35	0,2			0,3
<b>4</b> Molusco						0,4	0,1			0,5				0,2			0,5
<b>5</b> Poliqueta						0,2	0,05	0,1		0,2	0,2		0,3				0,2
<b>6</b> Aves Piscívoras																	
<b>7</b> Aves Limícolas																	
<b>8</b> <i>Atherinella brasiliensis</i>															0,15		
<b>9</b> <i>Lile piquitinga</i>															0,15		
<b>10</b> <i>Mugil curema</i>					0,3										0,2		
<b>11</b> <i>Sphoeroides testudineus</i>															0,1		
<b>12</b> <i>Eucinostomus argenteus</i>					0,1		0,05								0,1		
<b>13</b> Detritívora					0,1												
<b>14</b> Oportunistas					0,2						0,03				0,2		
<b>15</b> Onívoras																	
<b>16</b> Piscívoras																	
<b>17</b> Zooplantívoras															0,1		
<b>18</b> Zoobentívoras					0,30												
<b>19</b> Detrito animal		0,50	0,20	0,5			0,6	0,5			0,3	1	0,3	0,2			
<b>20</b> Detritus		0,50	0,80	0,5			0,2		0,9	0,3	0,27			0,1			
<b>21</b> Soma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: EwE 6.5

Os grupos funcionais das teias tróficas são mostrados em círculos com tamanhos relativos variando de acordo com as biomassas e, no eixo vertical, o nível trófico de cada agrupamento (FIGURA 3).

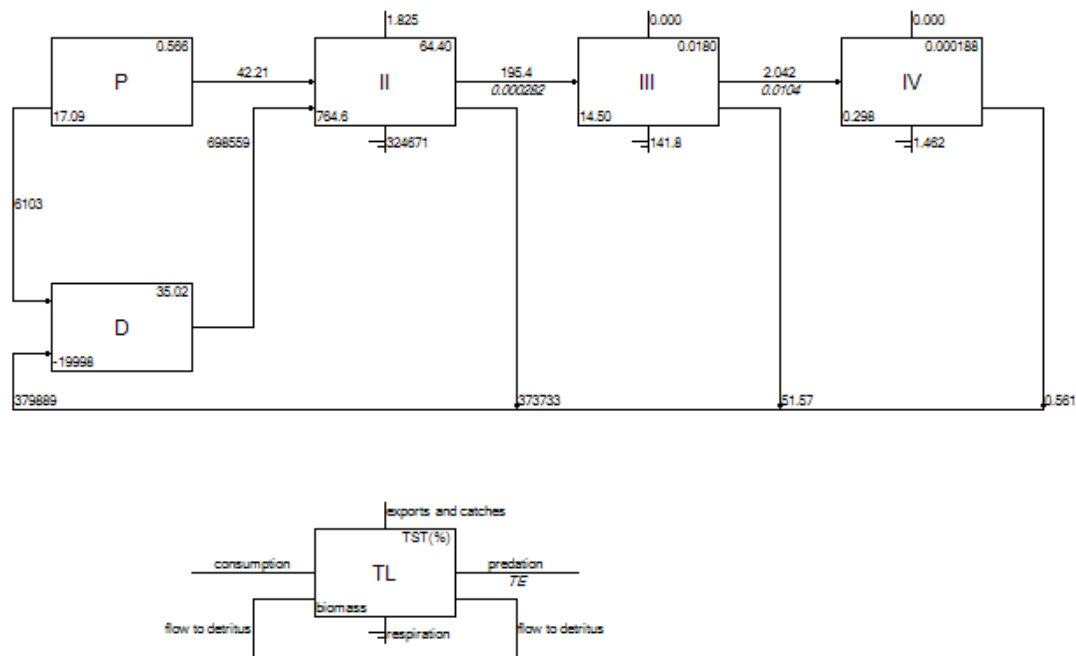
Figura 3 - Teia trófica do estuário do rio Pirangi (CE) produzida pelo Ecopath. Eixo vertical indica o nível trófico, os círculos a biomassa e os fluxos de energia entre componentes (consumo) tem espessura relativa à sua magnitude.



Fonte: EwE 6.5

O diagrama *Lindeman Spine* (FIGURA 4) demonstra o fluxo energético entre os níveis tróficos de acordo a origem do fluxo, seja proveniente de detritos ou dos produtores primários. Nesse caso, a maior parte da contribuição encontra-se nos grupos de nível trófico II (64,40%) e detritos (35,02%). Logo, a cadeia trófica é mais influenciada por estes do que os produtores primários.

Figura 4 - Representação gráfica do Diagrama de Lindeman, apresentando a biomassa, eficiências de transferências, fluxos para detritos, respiração e predação de acordo com os níveis tróficos encontrados no estuário do Rio Pirangi, Ceará.



Fonte:EwE 6.5

O EwE calcula alguns atributos para analisar a resiliência do ecossistema que descrevem o estado de um determinado sistema e suas mudanças ao longo do tempo. Na Tabela 3 é possível analisar os principais valores dos atributos ecossistêmicos para o estuário do rio Pirangi.

Tabela 3 - Valores dos atributos ecossistêmicos para a teia trófica do estuário do Rio Pirangi calculados pelo software Ecopath.

Parâmetros	Valores
Índice de conectividade	0,17
Índice de onívoros do sistema	0,07
Ascendência total (%)	21,95%
Overhead total (%)	57,50%
Índice de ciclagem de Finn (%)	49,68%

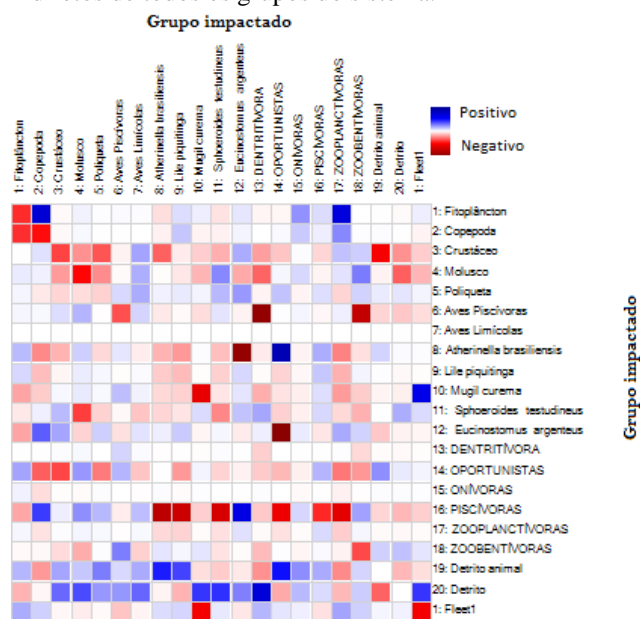
Fonte: EwE 6.5

A análise de impacto trófico misto (MTI) inclui os impactos diretos e indiretos de todos os grupos do sistema, sendo os efeitos negativos blocos vermelhos e os positivos blocos azuis. O MTI do estuário do Rio Pirangi (FIGURA 5) mostra, por exemplo, que na relação

Aves Piscívoras e Peixes Detritívoros e Zoobentívoros o impacto é altamente negativo. Isso devido o aumento destas aves causar uma intensa predação sobre estes peixes e, estes, possuírem uma biomassa baixa. Outro padrão que podemos observar são os peixes Piscívoros predando as espécies *Atherinella brasiliensis* e *Lile piquitinga* principalmente, apesar de outros compartimentos sofrerem esse impacto. O fitoplâncton tem uma relação positiva com os copépodos e peixes zooplancívoros, já que esses têm como dieta principal o produtor primário. Os detritos têm efeito positivo com a maioria dos compartimentos que o utilizam na dieta, tendo novamente a espécie detritívora *M. curema*, uma inversão nesse caso, onde seu aumento colaboraria para a subsistência na pesca da comunidade.

Vale ressaltar o potencial efeito negativo da sobrepesca nesse gráfico, onde o aumento da frota pesqueira poderia principalmente impactar a espécie alvo do estuário, *Mugil curema*, a tainha (*obs. pess*). O fitoplâncton tem uma relação positiva com os copépodos e peixes zooplancívoros, já que esses têm como dieta principal o produtor primário. Os detritos têm efeito positivo com a maioria dos compartimentos que o utilizam na dieta, tendo novamente a espécie *M. curema*, uma inversão nesse caso, onde seu aumento colaboraria para a subsistência na pesca da comunidade. Os compartimentos peixes (1,391) e aves piscívoros (1,096) foram considerados os maiores responsáveis por manter a estrutura da teia trófica na área de estudo, sendo as espécies chaves do sistema (TABELA 4).

Figura 5 - Representação gráfica da Matriz de Impacto trófico misto (MTI) que inclui os impactos diretos e indiretos de todos os grupos do sistema.



Os compartimentos peixes (1,391) e aves piscívoras (1,096) foram considerados os maiores responsáveis por manter a estrutura da teia trófica na área de estudo, sendo as espécies mais importantes do sistema (TABELA 4).

Tabela 4 - Valores das espécies chaves para a teia trófica do estuário do Rio Pirangi calculados pelo software *Ecopath*.

	Nome do Grupo	Índice espécie chave
1	Fitoplâncton	0,514
2	Copepoda	0,824
3	Crustáceo	-0,259
4	Molusco	0,0198
5	Poliqueta	-0,0228
6	Aves Piscívoras	<b>1,096</b>
7	Aves Limícolas	-1,165
8	<i>Atherinella brasiliensis</i>	1,055
9	<i>Lile piquitinga</i>	0,450
10	<i>Mugil curema</i>	0,304
11	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,557
12	<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,814
13	Dentritívora	0,133
14	Oportunistas	0,510
15	Onívoras	-0,0717
16	Piscívoras	<b>1,391</b>
17	Zooplancívoras	0,361
18	Zoobentívoras	0,438

Fonte: EwE 6.5

## 5 DISCUSSÃO

O modelo desenvolvido permitiu analisar a estrutura e o funcionamento trófico de um estuário tropical hipersalino localizado no rio Pirangi, Beberibe, Ceará, Brasil. Estudos mostraram que entre 434 modelos descritos utilizando *Ecopath* e *Ecosim*, apenas 4,3% foram realizados em estuários (COLLETER *et al.*, 2015). Assim, o modelo trófico do estuário do rio Pirangi produzido com 20 grupos funcionais, é próximo da média (24) dos trabalhos com modelos em estuários no mundo (LIRA *et al.*, 2018), mostrando estar dentro dos padrões da modelagem. Este modelo trófico numa região hipersalina pode servir de padrão para entender a ecologia de estuários tropicais em zonas semiáridas. O fato de ser um estuário hipersalino contribui para a baixa biodiversidade, pois para a maioria das espécies nestes ambientes, atributos biológicos e fisiológicos adicionais, são fundamentais para sua sobrevivência e ciclos de vida (BRAUNER *et al.*, 2013). O conhecimento de padrões globais de biodiversidade e variáveis reguladoras é indispensável para desenvolver modelos preditivos (VASCONCELOS *et al.*, 2015). Este estuário é sustentado pelos detritos e compartimentos de nível trófico II (copépodes, macroinvertebrados e peixes, exceto os zoobentívoros), influenciando assim a predação de pequenos pelágicos sobre os macroinvertebrados. Posteriormente, estes organismos fazem parte da dieta de apresentando o modelo uma interação tipo *wasp-wait*, não apoiado no fitoplâncton como no modelo de Rice (1995).

A maior biomassa observada neste estudo foi dos macroinvertebrados (750,2 t/km<sup>2</sup>), crustáceos, moluscos e poliquetas, situação que em estuários tropicais são frequentemente encontrados (ALONGI; CHRISTOFFERSEN, 1992; EDGAR, 1999). Devido esta biomassa abundante dos macroinvertebrados, pode-se observar um controle trófico *wasp-waist*, sendo um padrão recorrente em ambientes aquáticos marinhos: existe uma elevada biomassa em níveis tróficos (NT) inferiores e superiores, com NT intermediários de alto impacto na teia trófica (JORDÁN *et al.*, 2005), mostrando a importância desses macroinvertebrados para o ambiente do estuário.

A teia alimentar dos estuários é geralmente baseada em detritos ou fitoplâncton (GEARING *et al.*, 1984; MAIER *et al.*, 2012). Através da *Lindeman spine* pode-se perceber que este sistema é sustentado tanto pelos detritos quanto por níveis tróficos intermediários, porém a produtividade do fitoplâncton é mantida em salinidades de água <40 (SCHLACHER; WOOLDRIDGE, 1996).

O valor baixo de Eficiência Ecotrófica observado no fitoplâncton (0,007) indica que uma pequena parte de sua produção é predada no ecossistema por um predador com biomassa baixa. Os produtores primários são uma fonte básica de alimento no sistema e não foram completamente utilizados pelos organismos de níveis tróficos mais elevados. Para o zooplâncton e algumas espécies de peixes, o fitoplâncton é o principal tipo de alimento no sistema.

O zooplâncton, representado neste estudo pelos copépodes, teve baixa biomassa (0,0464 ton/km<sup>2</sup>) e densidade (1462 ind/m<sup>3</sup>), sendo estes atributos comuns a outros estuários hipersalinos (DEBENAY *et al.*, 1989; MAGEED; HEIKAL, 2006). Comunidades zooplânctônicas são fortemente impactadas nesses estuários, além de terem restrições fisiológicas, tais como reprodução e desenvolvimento, limitando sua abundância e distribuição (VILLANUEVA *et al* 2006). A salinidade é uma importante variável ambiental, delimitando a distribuição de copépodes, sendo considerada uma barreira ecológica para algumas espécies (PATUREJ; GUTKOWSKA, 2015). Porém neste estudo, mostrou que o copépoda com EE elevado (0,993) indica que este grupo não é apenas o consumidor direto de fitoplâncton, mas também a principal presa para compartimentos em maior NT dominada pela ictiofauna estuarina. Isso demonstra que esses indivíduos são um elo fundamental entre o fitoplâncton e os níveis tróficos mais altos da teia trófica (MIYASHITA *et al.*, 2009; ARMENGOL *et al.*, 2017).

A tolerância dos peixes onívoros ao estresse ambiental nestes sistemas é alta, obtendo alimento variado e sendo predadores relevantes em sistemas instáveis (VILLANUEVA *et al.*, 2006). Porém, no modelo produzido neste estudo, pode-se observar que estes peixes têm uma biomassa (0,260) e uma EE (0,000) baixos, possivelmente com poucos predadores dentre os compartimentos estudados. Entretanto, são consumidores de itens relevantes como macroinvertebrados, detritos, copépoda e fitoplâncton. Dos compartimentos de peixes os que tiveram o maior EE foram o *Mugil curema* (0,645) e os Oportunistas (0,850). No caso dos Oportunistas, este tem o EE alto devido ser predado pelas aves e peixes piscívoros e a espécie de peixe *Eucinostomus argenteus*, esta com a biomassa elevada no modelo. A abundância da presa e predador implica na posição que um organismo ocupa na cadeia alimentar. Sendo assim, o aumento na abundância de uma espécie pode ser resultado da redução de outra espécie (ABDUL *et al*, 2016).

No caso da espécie *M. curema*, além dos peixes e aves piscívoras predando-os, tem os pescadores responsáveis por sua pesca, apresentando alta predação. Neste ambiente, segundo os pescadores da região, são capturados cerca de 1kg/pescador\*dia. Sendo a média 30 pescadores que utilizam a pescaria do rio como subsistência, o total anual na pesca seria de 1.825ton/km<sup>2</sup>, indicando ser um compartimento importante no sistema trófico.

Na matriz de impacto (MIT) é possível ver os dois tipos de relações, positivas e negativas. No caso negativo, *M. curema* é impactado pelo aumento da atividade pesqueira e no positivo, quando o aumento do *M. curema* no sistema aporta para o recurso pesqueiro da região. Assim, qualquer aumento ou diminuição na biomassa de um compartimento é esperado ocorrer uma mudança hipotética na biomassa de outro compartimento (TSAGARAKIS, 2007). Porém, espécies-chaves quando alteradas, têm a maior chance de mexer na estrutura geral da teia trófica. Os compartimentos peixes (1,391) e aves piscívoros (1,096) foram considerados os maiores responsáveis por manter a estrutura da teia trófica na área de estudo. Sendo assim, as espécies-chave são compostas principalmente por grandes organismos com alto nível trófico (HEYMANS *et al.*, 2014), nesse caso, peixes e aves piscívoras, mostrando ser os principais responsáveis pela estrutura da modelagem trófica.

As aves piscívoras (NT = 3,485) e limícolas (NT = 3,000) possuem os maiores níveis tróficos no ecossistema avaliado, juntamente com peixes piscívoros (NT = 3,423) e zoobentívoros (NT = 3,000) devido a esses grupos não terem predadores. Assim, o papel destes componentes é relevante no ecossistema, visto que afetam direta ou indiretamente a teia trófica local. De fato, os predadores nos ambientes tropicais permitem a coexistência de muitas espécies de presas diminuindo sua abundância e, conseqüentemente promovendo a competição (PAINE, 1966; JANZEN, 1970; OKSANEN *et al.*, 1981). Além disso, o aumento da amplitude da dieta das espécies pode beneficiar sua coexistência e elevar a sua tolerância ao estresse ambiental (MÉRONA; MÉRONA, 2004; POUILLY *et al.*, 2006), muito recorrente nestes ecossistemas estuarinos.

A resiliência em estuários e zonas entremarés é comum devido à rápida ciclagem de nutrientes, alta produtividade e adaptação dos organismos às flutuações ambientais (ODUM, 1969). Diante disso, o valor da Ascendência para o modelo do estuário do rio Pirangi de 21,95%, influencia o *overhead* (57,50 %), apresentado energia de reserva alta (*overhead* > 50%), como verificado em outras áreas estuarinas e costeiras, consideradas resilientes (WOLFF *et al.*, 2000; MOREAU *et al.*, 2001; RYBARZYK; ELKAIM, 2003;



ANGELINI *et al.*, 2006; XU *et al.*, 2011). Os índices de conectividade (0,17) e onívora do sistema (0,07), apresentaram valores intermediários, indicando que a estrutura da teia trófica é caracterizada por caminhos energéticos lineares e não lineares que relacionam os produtores primários aos organismos piscívoros do topo da teia alimentar. Segundo Odum (1969), a resiliência em estuários e zonas entremarés é comum devido à rápida ciclagem de nutrientes, alta produtividade e adaptação dos organismos às flutuações ambientais. Ou seja, quanto maior o *overhead*, mais meios o sistema possui para se reorganizar, isto é, mais caminhos existem para a energia flutuar numa eventual perturbação (ULANOWICZ, 1986; 2003).

O índice de Finn obtido é considerado alto (49,68%), revelando que o sistema avaliado apresenta múltiplos caminhos para o fluxo de energia, com oportunidades de reter os nutrientes ao longo dos compartimentos e reutilizá-los na forma de detritos (ODUM, 1969). Além disso, a força de interação do ecossistema pode ser medida com base na conexão, na qual a rede de fluxo energético mais complexa constitui maior estabilidade no sistema (GRIMM; FISHER, 1989). Estes sistemas maduros têm altas taxas de reciclagem e se recuperam rápido de perturbações (VASCONCELLOS *et al.*, 1997), mostrando que estes estuários tropicais são resistentes aos fortes impactos ambientais.

A produção do modelo trófico no estuário do rio Pirangi proporciona uma melhor compreensão do fluxo de energia entre grupos bióticos de um ecossistema hipersalino tropical no semiárido brasileiro. Sugere-se que futuros estudos agreguem o conhecimento tradicional dos pescadores da região com monitoramento do desembarque, os impactos pontais de distúrbios e potenciais mitigações, procurando uma gestão socioambiental neste ecossistema.

## 6 CONCLUSÕES

O estuário hipersalino do Rio Pirangi é sustentado por Detritus e compartimentos de níveis tróficos intermediários.

A importância dos níveis intermediários mostra ser um controle trófico do tipo *wasp-waist*, padrão recorrente em ambientes aquáticos estuarinos.

Peixes e aves piscívoros foram considerados os maiores responsáveis por manter a estrutura da teia trófica na área de estudo.

Os atributos ecossistêmicos mostra que esse estuário possui energia de alta reserva, alta taxa de reciclagem e se recupera rápido de perturbações.

## REFERÊNCIAS

- ABDUL, W. O.; ADEKOYA, E.O. Preliminary Ecopath model of a tropical coastal estuarine ecosystem around bight of Benin, Nigeria. **Environmental Biology of Fishes**, v. 99, n.12, p. 909-923, dez., 2016.
- ALONGI, D. M.; CHRISTOFFERSEN, P. Benthic infauna and organism-sediment relations in a shallow tropical area: influence of outwelled mangrove detritus and physical disturbance. **Marine Ecology Progress Series**, v. 81, p. 229-245, 1992.
- AMARAL, A. C. Z.; MIGOTTO, A. E.; TURRA, A.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. **Biota Neotropica**. v. 10, n.1, p.219-264, 2010.
- ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A. Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. **Ecological modelling**, v. 181, n.2/3, p. 109-121. jan., 2005.
- ANGELINI, R.; FABRÉ, N. N.; SILVA JUNIOR, U. L. Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish. **African Journal of Agricultural Research**, v. 1, n. 5, p.151-158, dez., 2006.
- ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool do evaluate fishing and stability. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 253-260, abr./jun., 2006.
- ANGELINI, R.; MOLONEY, C. L. Fisheries, Ecology and Modelling: an historical perspective. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 2, p.75-85, 2007.
- ARMENGOL, L.; FRANCHY, G.; OJEDA, A.; SANTANA-DEL PINO, A.; HERNÁNDEZ-LEÓN, S. Effects of copepods on natural microplankton communities: do they exert top-down control? **Marine Biology**, v. 164, maio, 2017.
- BACALSO, R. T. M.; WOLFF, M.; ROSALES, R. M.; ARMANDA, N. B. Effort reallocation of illegal fishing operations: a profitable scenario for the municipal fisheries of Danajon Bank, Central Philippines. **Ecological Modelling**, v. 331, n.10, p. 5-16. jul. 2016.
- BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KENNEDY, C.; KOCH, E. W.; STIER, A. C.; SILLIMAN, B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs: ecological society of America**, v. 81, n. 2, p. 169-193, maio, 2011.
- BEZERRA, L. A.V.; ANGELINI, R.; VITULE, J. R. S.; COLL, M.; SÁNCHEZ-BOTERO, J.I.; COLL, M. Drought, spread of invaders and biotic homogenization in artificial environments. **Hydrobiologia**, v.10, p. 475-489, fev, 2018.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. **Bird Census Techniques**. Londres: Academic Press, 1992.

BJÖRNBERG, T.K.S. Copepoda. *In*: BOLTOVSKOY, D. (Org.) **Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y metodos de trabajos com el zooplancton mariño**. Mar del Plata: INIDEP, 1981 p. 587-679.

BOEREMA, A.; MEIRE, P. Ecosystem service delivery in restoration projects: the effect of ecological succession on the benefits of tidal marsh restoration. **Ecology and Society**, v. 21, n. 2, 2016.

BRADFORD-GRIEVE, J.M.; MARKHASEVA, E.L.; ROCHA, C.E.F.; ABIAHY, B. Copepoda. *In*: BOLTOVSKOY, D. (Org.). **South Atlantic Zooplankton**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999, p. 869-1098.

BRANCO, J. O. Aves marinhas das Ilhas de Santa Catarina. *In*: BRANCO, J.O. (Org.) **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, 2004, p.15-36.

BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M.; GUTSEIT, K. S.; SPACH, H. L.; SASSI, R. **Planctologia na plataforma continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica**. Rio de Janeiro, MMA-CIRM-FEMAR, 1997.

BRAUNER, C. J., GONZALES, R. J.; WILSON, J. M. Extreme environments: hypersaline, alkaline and ion poor waters. *In*: BRAUNER, C. J.; FARRELL, A. P.; MCCORMICK, S. D. (Orgs.). **Fish physiology** (Euryhaline Fishes, vol. 32). New York: Elsevier, 2013, p. 433-474.

BREY, T. A. multiparameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. **Limnology and Oceanography: methods**, v. 10, p.581-589, ago. 2012.

BURGER, A. E.; LAWRENCE, A. D. **Seabird monitoring handbook for Seychelles: suggested methods for censusing seabirds and monitoring their breeding performance**. Seychelles: Birdlife Seychelles, 2000.

CAMPOS, J. N. B.; MORAIS, J. O. **Relatório Final - Avaliação do uso potencial de áreas estuarinas a partir da identificação e caracterização do comportamento de variáveis hidro-climáticas, oceanográficas e ambientais - estudo de caso: rio Piranji-CE**. Fortaleza, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME)/ Universidade Estadual do Ceará (UECE), jan., 2007, 219 f..

CARRASCO, N. K.; PERISSINOTTO, R. Development of a halotolerant community in the St. Lucia Estuary (South Africa) during a hypersaline phase. **Plos One**, v. 7, n. 1, 2012.

CARVALHO, P. A.; PASCHOALINI, A. L.; SANTOS, G. B.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Reproductive biology of *Astyanax fasciatus* (Pisces: Characiformes) in a reservoir in southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 306-313, 2009.

CASTELLANOS-GALINDO, G. A.; CANTERA, J.; VALENCIA, N.; GIRALDO, S.; PEÑA, E.; KLUGER, L. C.; WOLFF, M. Modeling trophic flows in the wettest mangroves of the world: the case of Bahía Málaga in the Colombian Pacific coast. **Hydrobiologia** ,

v.803, n.1, p.13-27, nov. 2017.

COLEMAN, J. M.; HUH, O. K.; DEWITT, B. Wetland loss in world deltas. **Journal of Coastal Research**, v. 24, n.1, p. 1-14, 2008.

COLLETER, M.; VALLS, A.; GUITTON, J.; GASCUEL, D.; PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. **Ecological Modelling**, v. 302, p. 42-53, 2015.

CONSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; FARBER, S.; TURNER, R. K.; KUBISZEWSKI, I. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p.152-158, maio, 2014.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. Ecopath with ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological Modelling**, v. 172, n. 2/4, p. 109-139, mar. 2004.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J.; PAULY, D.; FORREST, R. **Ecopath with Ecosim Version 6- User Guide**. Vancouver: Fisheries Centre - University of British Columbia, 2005.

DAMASIO, L. M.; LOPES P. F. M.; GUARIENTO, R. D.; CARVALHO, A. R. Matching fishers knowledge and landing data to overcome data missing in small-scale fisheries. **Plos One**, jul. 2015.

DEBENAY, J. P.; PAGÈS, J.; DIOUL, P. S. Ecological zonation of the hypersaline estuary of the Casamance River (Senegal): foraminifera, zooplankton and abiotic variables. **Hydrobiologia**, v. 174, p. 161-176, 1989.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, n. 4, p. 558-567, jul. 2002.

EATON, A. D.; RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; CLESCERI, L.S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.

EDGAR, G. J. Experimental analysis of structural versus trophic importance of seagrass beds: effects on macrofaunal and meiofaunal invertebrates. **Vie et Milieu**, v. 49, n. 4, p. 239-348 , 1999.

ELLIOT, M.; MCLUSKY, D. S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, n. 6, p. 815-827, 2002.

ELLIOT, M.; QUINTINO, V. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n.6, p. 640-645, jul. 2007.

FRANKLIN-JÚNIOR, W. **Macrofauna Bentônica da Região entremarés de bancos arenolamosos em um estuário Tropical: rio Mamanguape, Paraíba, Brasil**. 2000. Dissertação

(Mestrado em Ciências Biológicas) - Centro de Ciências Exatas e da Natureza - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2000.

FROESE, R.; BINOHLAN, C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. **Journal of Fish Biology**, v. 56, n.4, p.758–773, abr. 2000.

FROESE, R.; THORSON, J. T.; REYES JÚNIOR, R. B. A Bayesian approach for estimating length-weight relationship in fishes. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, p.78-85, set. 2013.

GEARING, J.N.; GEARING, P.J.; RUDNICK, D.T.; REQUEJO, A.G.; HUTCHINS, M.J. Isotopic variability of organic carbon in a phytoplankton-based, temperate estuary. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 1089-1098, 1984.

GIACOMINI, H. C.; PETRERE JÚNIOR, M. A estrutura de teias tróficas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n. 1, p.1-33, 2010.

GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. **Journal of the north American benthological Society**, v. 8, n. 4, p. 293-307, dez., 1989.

HEMRAJ, D. A.; HOSSAIN, M. A.; YE, Q.; QIN, J. G.; LETERME, S. C. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 184, p. 102-114, 2017.

HEYMANS, J. J.; COLL, M.; LIBRALATO, S.; MORISSETTE, L.; CHRISTENSEN, V. Global patterns in ecological indicators of marine food webs: a modelling approach. **Plos One**, v. 9, 2014.

HILL, N. A. O.; MICHAEL, K. P.; FRAZER, A.; LESLIE, S. The utility and risk of local ecological knowledge in developing. Stakeholder driven fisheries management: the foveaux strait dredge oyster fishery, New Zealand. **Ocean & Coastal Management**, v. 53, p. 659-668, 2010.

IMPERIAL, M. T.; HENNESSEY, T.; ROBADUE JÚNIOR, D. The evolution of adaptive management for estuarine ecosystems: the National Estuary Program and its precursors. **Ocean and Coastal Management**, v. 20, n. 2, p. 147–180, 1993.

IZQUIERDO-GÓMES, D.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; SÁNCHEZ-JEREZ, P. Modeling population dynamics and small scale fisheries yields of fish farming escapes in Mediterranean coastal areas. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 56-67, jul. 2016.

JANZEN, D. H. Herbivores and number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v.104, n. 940, p. 501-528, nov./dez.,1970.

JORDÁN, F.; LIU, W.; WYATT, T.; Topological constraints on the dynamics of waspwaist ecosystems. **Journal of Marine Systems**, v. 57, p. 250-263, 2005.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto de Oceanografia de São Paulo**, v. 29, n.2, p. 205-207, 1980.

KUMAR, R.; VARKEY, D.; PITCHER, T. Simulation of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) invasion and evaluation of impacts on Mille Lacs Lake, Minnesota: an ecosystem model. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 68-76, jul. 2016.

LARSEN, L. H.; SAGERUP, K.; RANMSVAT, S. The mussel path using the contaminant tracer, ecotracer, in *Ecopath* to model the spread of pollutants in an Arctic marine food web. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 77-85, jul. 2016.

LEIGH, C.; BUSH, A.; HARRISON, E. T.; HO, S. S.; LUKE, L.; ROLLS, R. J.; LEDGER, M. E. Ecological effects of extreme climatic events on riverine ecosystems: insights from Australia. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 12, p. 2620-2638, 2015.

LIRA, A.; ANGELINI, R.; LE LOC'H, F.; MÉNARD, F.; LACERDA, C.; FRÉDOU, T.; FRÉOU, F. L. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. **Journal of Marine Systems**, v. 182, p.31-45, 2018.

MAGEED, A. A.; HEIKAL, M. T. Factors affecting seasonal patterns in epilimnion zooplankton community in one of the largest man-made lakes in Africa (Lake Nasser, Egypt). **Limnologica**, v. 36, p. 91-97, 2006.

MAIER, G.; GLEGG, G.A.; TAPPIN, A. D.; WORSFOLD, P. J. A high resolution temporal study of phytoplankton bloom dynamics in the eutrophic Taw Estuary (SW England). **Science of the Total Environment**, v. 434, p. 228-239, 2012.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil: past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3/4, p. 1189-1200, 2016.

MARTINEZ-VILALTA, A.; MOTIS, A; KIRWAN, G.M. Great white egret (*Ardea alba*). In: DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J.; CHRISTIE, D. A.; DE JUANA, E. (Orgs.). **Handbook of the Birds of the World Alive**. Barcelona: Lynx Edicions, 2017.

MELO-MAGALHÃES, E. M. **Influência da eutrofização do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas-Brasil sobre a comunidade fitoplanctônica**. 2005. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

MÉRONA, B.; MÉRONA, J. R. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 2, p. 75-84, 2004.

MESQUITA, E. A.; FROTA, P. V.; SOARES, V. L. Carcinicultura no litoral do Ceará:

análise das modificações impressas no estuário do rio Pirangi – CE. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, (Edição Especial), p. 540-551, 2012.

MIYASHITA, L. K.; DE MELO JÚNIOR, M.; LOPES, R. M. Estuarine and oceanic influences on copepod abundance and production of a subtropical coastal area. **Journal of Plankton Research**, v. 31, n. 8, p. 815-826, ago., 2009.

MOREAU, J.; MAVUTI, K.; DAUFRESNE, T. A synoptic Ecopath model of biomass flows during two different static ecological situations in Lake Nakuru (Kenya). **Hydrobiologia**, v. 458, n.1/3, p. 63-74, ago. 2001.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, n. 3877, p. 262-270, abr. 1969.

OKSANEN, L.; FRETWELL, S. D.; ARRUDA, J.; NIEMELA, P. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. **The American Naturalist**, v. 118, n. 2, p. 240-261, ago., 1981.

OMORI, M.; IKEDA, T. **Methods in marine zooplankton ecology**. Nova York: John Wiley & Sons, 1984.

PÁEZ OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. **Environmental Management**, v. 28, n.1, p.131-140, jul, 2001.

PAINE, R. T. Food web complexity and species diversity. **The American Naturalist**, v. 100, n. 910, p.65-75, jan./fev., 1966.

PALOMARES, M. L.; PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, n. 5, p. 447-453, jan., 1998.

PAQUOTTE, P.; CHIM, L.; MARTIN, J.L.M.; LEMOS, E.; STERN, M.; TOSTA, G. Intensive culture of shrimp “*Penaeus vannamei*” in floating cages: zootechnical, economic and environmental aspects. **Aquaculture**, v. 164, p. 151-166, 1998.

PATUREJ, E.; GUTKOWSKA, A. The effect of salinity levels on the structure of zooplankton communities. **Archives of Biological Sciences**, v. 67, n. 2, p. 483-492, 2015.

PAULA, D. P.; PINHEIRO, L.S.; MORAIS, J. O.; DIAS, C. B. A hidrodinâmica do estuário do rio Piranji, Ceará-Brasil: implicações para o Manejo e Uso Sustentável. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO QUATERNÁRIO (ABEQUA), 6, 2007, Belém. **Anais...** Belém: Universidade Federal do Pará, 2007, p. 1-3.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer**, v. 39, p.175-192, dez. 1980.

PEREIRA-FILHO, J.; SCHETTINI, C. A. F.; RÖRIG, L.; SIEGLE, E. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll a in the Camboriú river



estuary, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, n. 2, p. 249-257, ago. 2001.

PETRERE, M.; ANGELINI, R. Análise trófica de dois ambientes em lagos de várzea amazônicos. In: FRAXE, T. J. P.; WITKOSKI, A. C.; SILVA, S. C. P. (Orgs.). **A pesca na Amazônia Central: ecologia, conhecimento tradicional e formas de manejo**. Manaus: Editora da Universidade Federal do Amazonas, 2009, p. 291- 313.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E., *et al.* Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n.2, p. 90-298, 2015.

PLANTE, C.; DOWNING, J.A. Production of freshwater invertebrate populations in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 46, p. 1489-1498, 1989.

POLOVINA, J. J. Model of a coral-reef ecosystem: the Ecopath model and its application to French Frigate Shoals. **Coral Reefs**, v. 3, n. 1, p. 1-11, ago. 1984.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, p. 497-500, 2010.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 230-239, 2015.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES, C. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology**, v. 68, p. 37-156, 2006.

QUINN, J. Index of Sooty Tern breeding success in 1999 and further assessment of the method. In: BOWLER, J.; HUNTER, J. (Orgs.). **Aride Island Nature reserve, Seychelles: annual report 1999 -Royal Society for Nature Conservation**. Reino Unido: The Klin Waterside Mather Road, Newark, 2000, p. 178-184.

RICE, J. Food web theory, marine food webs, and what climate change may do to northern marine fish populations. In: BEAMISH, R. J. (Org.). **Climate Change and Northern Fish Populations, Canadian Fisheries and Aquatic Sciences** (Special Publication), v. 121, p. 561-568, 1995.

RIDDIN, T.; ADAMS, J. B. The effect of a storm surge event on the macrophytes of a temporarily open/closed estuary, South Africa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 89, n. 1, p. 119-123, 2010.

ROSA D. C. O. **Teias Tróficas, Estrutura Taxonômica e Trófica da Comunidade de Peixes no Gradiente Fluvial de Igarapés de Cabeceira em Áreas Prístinas da Amazônia Central**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

ROSA, R.; CARVALHO, A. R.; ANGELINI, R. Integrating fishermen knowledge and scientific analysis to assess changes in fish diversity and food web structure. **Ocean and Coastal Management**, v. 102, parte A, p. 258–268, dez. 2014.

RUZICKA, J. J.; BRINK, K.H.; GIFFORD, D. J.; BAHR, F. A physically coupled end-to-end model platform for coastal ecosystems: simulating the effects of climate change and changing upwelling characteristics on the northern California current ecosystem. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 86-99, jul. 2016.

RYBARCZYK, H.; ELKAIM, B. An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, n. 4, p. 775-791, dez. 2003.

SAVENIJE, H. H. G.; PAGÈS, J. Hypersalinity: a dramatic change in the hydrology of Sahelian estuaries. **Journal of Hydrology**, v. 135, n. 1/4, p. 157-174, jul. 1992.

SCHETTINI, C. A. F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Marine Science S. L.**, p. 52-64, 2017.

SCHLACHER, T. A.; WOOLDRIDGE, T. H. Origin and trophic importance of detritus-evidence from stable isotopes in the benthos of a small, temperate estuary. **Oecologia**, v. 106, n. 3, p.382-388, maio, 1996.

SILVA, A. F. **Caracterização da macrofauna bentônica dos bancos areno-lamosos dos estuário dos rios Pacoti e Pirangi-Ceará, Brasil**. 2006. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

TREGOUBOFF, G.; ROSE, M. **Manuel de Planctonologia Méditerranéenne**. Paris: C.N.R.S., 1957.

TSAGARAKIS, K.P. Optimal number of energy generators for biogas utilization in wastewater treatment facility. **Energy Conversion and Management**, v. 38, p. 2694-2698, 2007.

ULANOWICZ, R. E. **Growth and Development: ecosystem phenomenology**. Nova York: Springer-Verlag, 1986.

\_\_\_\_\_. Some steps toward a central theory of ecosystem dynamics. **Computational Biology and Chemistry**, v. 27, p.523–530, jul. 2003.

VASCONCELLOS, M.; SLOMAN, K.; PAULY, D.; MACKINSON, S. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. **Ecological Modelling**, v. 100, n.1, p. 125-134, dez., 1997.

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S. CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n.5, p.1331-1341, 2015.

VASSLIDES, J. M.; TOWNSEND, H.; BELTON, T.; JENSEN, O. P. Modeling the Effects of a Power Plant Decommissioning on an Estuarine Food Web. **Estuaries and Coasts**, v. 39, n. 5, 2016.

VILLANUEVA, M. C.; OUEDRAOGO, M.; MOREAU, J. Trophic relationships in the recently impounded Bagré reservoir in Burkina Faso. **Ecological Modelling**, v. 191, n. 2, p. 243-259, jan. 2006. WOLFF, M.; KOCH, V.; ISAAC, V. 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**, v. 50, n. 6, p. 789-803, jun. 2000.

XAVIER, J. H. A. **Teia trófica e fluxo de energia no Estuário do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil**. 2012. 180 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2012.

XU, S.; CHEN, Z.; LI, S.; HE, P. Modeling trophic structure and energy flows in a coastal artificial ecosystem using mass-balance ecopath model. **Estuaries and Coast**, v. 34, n. 2, p. 351-363, mar., 2011.

ZAPPES, C. A.; ANDRIOLO, A.; SIMÕES-LOPES, P. C.; DI BENEDITTO, A. P. M. Human-dolphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) cooperative fishery and its influence on cast net fishing activities in Barra de Imbé/ Tramandaí, Southern Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 54, n. 5, p. 427-432, 2011.