



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

JASNA MARIA LUNA MARQUES

**PESCA DE LINHA NO LITORAL CEARENSE: RISCO ECOLÓGICO E
SUSTENTABILIDADE DOS TELEÓSTEOS**

FORTALEZA

2022

JASNA MARIA LUNA MARQUES

PESCA DE LINHA NO LITORAL CEARENSE: RISCO ECOLÓGICO E
SUSTENTABILIDADE DOS TELEÓSTEOS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Doutora em Ciências Marinhas Tropicais.
Área de Concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientadora: Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M318p Marques, Jasna Maria Luna Marques.
PESCA DE LINHA NO LITORAL CEARENSE: RISCO ECOLÓGICO E SUSTENTABILIDADE
DOS TELEÓSTEOS / Jasna Maria Luna Marques Marques. – 2022.
102 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2022.
Orientação: Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa.

1. Pesca artesanal. 2. Produtividade. 3. Susceptibilidade. 4. Reserva Extrativista. 5. Ecopath. I. Título.
CDD 551.46

JASNA MARIA LUNA MARQUES

PESCA DE LINHA NO LITORAL CEARENSE: RISCO ECOLÓGICO E
SUSTENTABILIDADE DOS TELEÓSTEOS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Doutora em Ciências Marinhas Tropicais.

Área de Concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientadora: Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Guelson Batista da Silva (Examinador interno)
Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA)

Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo (Examinador externo)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Marcelo Francisco de Nóbrega (Examinador externo)
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Prof. Dr. Thierry Frédou (Examinador externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Ao Criador.

À minha mãe, Valdeneida Luna.

Aos meus antepassados.

AGRADECIMENTOS

As folhas desta Tese não são o suficiente para eu escrever o nome de todos que me auxiliaram de alguma forma e pelo menos uma vez neste trabalho. Um doutorado não se faz por apenas uma pessoa. Nenhum cientista de verdade cresce sozinho. Segue abaixo meus sinceros agradecimentos a algumas dessas pessoas e instituições que fizeram essa pesquisa comigo:

À FUNCAP, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio a pesquisa que foi essencial para a minha manutenção nesse programa de doutorado.

À Professora Dra. Caroline Vieira Feitosa, pela paciência, pela confiança, por sempre acreditar no meu potencial e, claro, pela orientação no doutorado.

À Dra. Alice Lima pela disponibilidade, gentileza, ensinamentos e, claro, pela valiosa contribuição no terceiro capítulo desta Tese.

Ao professor Raul Cruz pela valiosa contribuição no primeiro capítulo desta Tese.

Aos professores participantes da banca examinadora Dr. Guelson Batista da Silva, Dr. Marcelo Francisco de Nóbrega, Dr. Thierry Frédou e Dr. Tommaso Giarrizo pela disponibilidade e pelas valiosas colaborações e sugestões para o aprimoramento desta Tese.

Ao Carlos Silva Júnior (Café) pelas valiosas contribuições na elaboração do capítulo 2 desta Tese.

Ao João Eduardo Pereira de Freitas pelos dados de biomassas dos censos visuais prontamente cedidos e extremamente importantes para o capítulo 3 desta Tese.

À Nalu Maia, Oscar Sousa, Pedro Florêncio por estarem presentes, me acompanharem e auxiliarem nas visitas de campo realizadas na Prainha do Canto Verde.

Ao Derley Pereira, Bruna Letícia, Camila Dourado, Tayanne Pires, Ícaro Ben Hur, por acordarem de madrugada (ou nem dormirem) para estar às 4 horas da manhã acompanhando as despescas no Mucuripe e depois ainda ir assistir aula.

Ao Caio Domingos, Dávila Araújo, Lúcia Alencar pela assistência nos campos do Batoque, além da companhia leve, descontraída e cheia de fotos, que deixou tudo mais divertido.

Aos pescadores e filetadores do Mucuripe, em especial ao Fábio Freitas (Faca) pela alegria de todas as manhãs de campo, além da intermediação super necessária com os pescadores.

Ao presidente da Colônia de pescadores Z-8, Possidônio Soares por todo o auxílio com os pescadores.

Aos pescadores do Batoque pela presteza em responder meus questionamentos e a dona Nita, moradora da comunidade, pela gentileza de me informar se iria haver pescaria nos dias programados aos campos.

Aos pescadores da Prainha do Canto Verde por serem tão solícitos e atenciosos, em especial à família do seu Beto (Gilberto, Fernanda, Luzia e Edna), por sempre me receberem com muito carinho e gentileza, além de todas as águas de coco grátis que me deram.

Às minhas amigas Isabela Firmeza e Iracilda Lima pela ajuda em alguns campos e pelo apoio pessoal nos momentos mais complicados.

À minha amiga, Isabela Ponte, por caminhar junto a mim (e estar sempre se desesperando) desde o início do mestrado em meados de 2015.

A todos os membros do Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais pelo esforço em manter o Programa sempre entre os melhores do Brasil.

Ao meu companheiro Ícaro Matheus Lima Maia, pelo incentivo e apoio emocional em todos os momentos do doutorado.

À minha mãe Valdeneida Luna, por acreditar no poder da educação e sempre incentivar o meu crescimento acadêmico. Sendo para ela todos os meus esforços para finalizar este doutorado.

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.” (Artigo 225, Constituição Federal da República Federativa do Brasil, 1988).

RESUMO

As pescarias artesanais são fonte de subsistência para pescadores de pequena escala no mundo todo. Um dos apetrechos mais utilizados nessas pescarias, que em regiões tropicais normalmente são multiespecíficas, é a linha de mão. O risco de sobrepesca é um fator de constante preocupação para as comunidades pesqueiras tradicionais. Por isso são necessários estudos que visem subsidiar a gestão dessas pescarias, fornecendo dados que levem a capturas sustentáveis. Os dados para realização desta, que foi dividida em três capítulos, foram coletados, por meio de monitoramento dos desembarques pesqueiros. As coletas ocorreram duas vezes ao mês nos períodos de maio de 2017 a abril de 2018, na praia do Mucuripe, de julho de 2018 a junho de 2019 na resex do Batoque e de abril de 2017 a abril de 2018 na resex Prainha do Canto Verde. Os espécimes foram identificados, contabilizados, medidos e pesados. Foram também utilizados dados ecológicos e biológicos das espécies publicados em artigos científicos e na plataforma FISHBASE e dados de conservação na International Union for Conservation of Nature (IUCN). Ao todo foram amostradas 254 embarcações e identificadas 85 espécies nas três praias. No capítulo 1, se estudou a dinâmica da pesca de linha de mão em locais com diferentes regimes de manejo, caracterizando o esforço, a abundância e a CPUE das pescarias. O maior desembarque foi registrado no Mucuripe (10,16 ton), que também apresentou a maior mediana de produção (122 kg), de esforço (762 anzóis*h) e o maior número de espécies capturadas foi diferente entre as localidades. Não houve diferença na produtividade pesqueira entre as localidades com diferentes tipos de manejo estudadas. No capítulo 2, com o auxílio da análise de produtividade e susceptibilidade (APS), se avaliou a sustentabilidade da captura das espécies mais pescadas nesses locais com diferentes regimes de manejo. Os valores de produtividade variaram entre 1,24 e 2,88. As espécies *Scomberomorus cavalla* e *Holocentrus adscensionis* obtiveram as maiores e menores pontuações de risco, respectivamente. Os valores de susceptibilidade variaram entre 1,18 e 2,27. A espécie *Lutjanus synagris* no Batoque recebeu a maior pontuação de susceptibilidade, devido ao alto valor na categoria comercial, frequência de ocorrência e abundância. Os valores de vulnerabilidade ficaram entre 1,71 e 3,46. As espécies *S. cavalla*, *L. analis* e *Ablennes hians* foram as mais vulneráveis, enquadradas como alto risco em todas as localidades. A espécie *H. adscensionis* foi a menos vulnerável em todas as localidades. Entretanto, as vulnerabilidades não diferiram estatisticamente entre as localidades. No capítulo 3, por meio de modelagem no software *Ecopath*, se desenvolveu um modelo de estrutura trófica da praia do Mucuripe com a intervenção da pesca artesanal, utilizando indicadores ecossistêmicos. O modelo foi estabelecido com 32 compartimentos,

onde os de maior nível trófico (NT) foram tubarões (3,54) e golfinhos (3,46) e o NT médio foi de 2,54. O valor médio do índice de Pedigree foi satisfatório (0,50365). A pesca incide mais no NT III. O valor do índice L foi de 0,0026 (\pm 0,0005), indicando que o Psust é maior que 95% e seu valor foi de aproximadamente “1”, revelando que a pesca é sustentável. As maiores biomassas do ecossistema foram dos compartimentos “detritos” e “invertebrados”, enquanto os peixes, foram “*Haemulon spp*” e “*Lutjanus jocu*”. O diagrama de Lindeman mostrou a relevância dos produtores primários e dos detritos para a teia trófica. Os fluxos partindo desses compartimentos chegam a totalizar 40,31% e 37,27% dos fluxos totais. Os compartimentos mais importantes para a manutenção da estrutura trófica do Mucuripe são “outros piscívoros”, “golfinhos”, “fitoplâncton” e as espécies “*H. adscensionis*” e *Cephalopholis fulva*”. A atividade pesqueira artesanal tem importância social e econômica, sendo necessário o acompanhamento do status das populações exploradas para sua plena gestão.

Palavras-chave: Pesca artesanal; Produtividade; Susceptibilidade; Reserva Extrativista; Ecopath.

ABSTRACT

Artisanal fisheries are a source of livelihood for small-scale fishers around the world. One of the most used gears in these fisheries, which in tropical regions are usually multi-species, is the handline. The risk of overfishing is a constant concern for traditional fishing communities. Therefore, studies are needed to support the management of these fisheries by providing data that will lead to sustainable catches. The data for this study, which was divided into three chapters, were collected by monitoring the fishing landings. The collections occurred twice a month in the periods from May 2017 to April 2018, at Mucuripe beach, from July 2018 to June 2019 in the Batoque resex and from April 2017 to April 2018 in the Prainha do Canto Verde resex. Specimens were identified, counted, measured and weighed. Ecological and biological data of the species published in scientific articles and on the FISHBASE platform and conservation data in the International Union for Conservation of Nature (IUCN) were also used. In all, 254 vessels were sampled and 85 species were identified on the three beaches. In Chapter 1, the dynamics of the handline fishery at sites with different management regimes was studied, characterizing the effort, abundance, and CPUE of the fisheries. The highest landings were recorded at Mucuripe (10.16 ton), which also had the highest median production (122 kg), effort (762 hook*h) and the highest number of species caught differed among locations. There was no difference in fishery productivity between the locations with different management types studied. In chapter 2, with the help of productivity and susceptibility analysis (PSA), the sustainability of the catch of the most fished species at these sites with different management regimes was evaluated. Productivity values ranged from 1.24 to 2.88. The species *Scomberomorus cavalla* and *Holocentrus adscensionis* obtained the highest and lowest risk scores, respectively. Susceptibility values ranged from 1.18 to 2.27. The species *Lutjanus synagris* at Batoque received the highest susceptibility score, due to the high value in the commercial category, frequency of occurrence and abundance. Vulnerability values were between 1.71 and 3.46. The species *S. cavalla*, *L. analis* and *Ablennes hians* were the most vulnerable, ranked as high risk at all locations. The species *H. adscensionis* was the least vulnerable at all locations. However, the vulnerabilities did not differ statistically between locations. In chapter 3, through modeling in Ecopath software, a trophic structure model of Mucuripe beach with the intervention of artisanal fisheries was developed, using ecosystem indicators. The model was established with 32 compartments, where the ones with the highest trophic level (NT) were sharks (3.54) and dolphins (3.46) and the mean NT was 2.54. The mean value of the Pedigree index was satisfactory (0.50365). The fishery focuses more on NT III. The value of the L index was 0.0026 (± 0.0005), indicating that the P_{sust} is greater than 95%

and its value was approximately "1", revealing that the fishery is sustainable. The highest ecosystem biomasses were of the "detritus" and "invertebrates" compartments, while the fish, were "*Haemulon spp*" and "*Lutjanus jocu*". The Lindeman diagram showed the relevance of the primary producers and detritus to the trophic web. The flows from these compartments amount to 40.31% and 37.27% of the total flows. The most important compartments for the maintenance of the trophic structure of Mucuripe are "other piscivores", "dolphins", "phytoplankton" and the species "*H. adscensionis*" and *Cephalopholis fulva*". The artisanal fishing activity is of social and economic importance, and it is necessary to monitor the status of the exploited populations for its full management.

Keywords: Artisanal fishing; Productivity; Susceptibility; Extractive Reserve; Ecopath.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1	Pescadores artesanais chegando de uma pescaria na Prainha do Canto Verde.....	21
Figura 2	Diversas espécies capturadas em uma mesma pescaria na Prainha do Canto Verde.....	22
Figura 3	Capa da publicação “O Estado Mundial da Pesca e Aquicultura” da FAO, 2022.....	24
Figura 4	Mapa ilustrando a área da ZEE brasileira, e a extensão da plataforma continental pleiteada à ONU desde 2004.....	25
Figura 5	Mapa mostrando a localização e a delimitação (em rosa) das RESEX Batoque e Prainha do Canto Verde.....	27
Figura 6	Pescador artesanal confeccionando uma rede de pesca na Prainha do Canto Verde.....	29
Figura 7	Ilustração de uma cadeia trófica aquática com seus principais componentes.....	31

Capítulo 1- DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL

Figura 1	Mapa da área de estudo exibindo o Brasil, O estado do Ceará e as três localidades estudadas.	43
Figura 2	Variação do esforço de pesca exercido em anzol*hora nas praias do Mucuripe (M), Batoque (B) e Prainha do Canto Verde (P) no período de 2017 a 2019.....	45
Figura 3	Variação da produção em kg nas praias do Mucuripe (M), Batoque (B) e Prainha do Canto Verde (P) no período de 2017 a 2019.....	46

Figura 4	Associação de algumas espécies aos diferentes tipos de substratos nas praias do Mucuripe, Batoque e Prainha do Canto Verde no período de 2017 a 2019.....	46
Figura 5	Variação mensal do esforço de pesca exercido em anzol*hora e da biomassa em kg na praia do Batoque no período de 2018 e 2019.....	47
Figura 6	Relação entre o esforço de pesca (f) e a biomassa (B) em kg na praia do Batoque no período de 2018 e 2019.....	47
Figura 7	Variação do esforço de pesca exercido em anzol*hora e da biomassa em kg na Prainha do Canto Verde no período de 2017 e 2018.....	47
Figura 8	Relação entre o esforço de pesca (f) e a biomassa (B) em kg na Prainha do Canto Verde no período de 2018 e 2019.....	47

Capítulo 2- SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL

Figura 1	Mapa da área de estudo exibindo o Brasil, o estado do Ceará e as três localidades estudadas.	54
Figura 2	Distribuição da produtividade e susceptibilidade das espécies capturadas na pesca de linha e anzol e amostradas entre 2017 e 2019 nas localidades do Mucuripe, Resex Batoque e Resex PCV, CE, Brasil.....	57

Capítulo 3- PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL

Figura 1	Mapa da área de estudo exibindo o Brasil, o estado do Ceará e a praia do Mucuripe, CE, Brasil.	66
Figura 2	Mapa da delimitação da área amostral, destacando o Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio que se localiza dentro da área de estudo.....	67
Figura 3	Teia trófica do Mucuripe, CE, Brasil, produzida pelo Ecopath. Eixo vertical indica o nível trófico e os círculos indicam a biomassa. A espessura dos fluxos de energia entre componentes aumenta conforme à sua magnitude.....	78

- Figura 4 Diagrama de Lindeman Spine, apresentando a biomassa, eficiências de transferências, fluxos para detritos, respiração e predação de acordo com os níveis tróficos encontrados no Mucuripe, CE, Brasil..... 79
- Figura 5 Matriz de Impacto Trófico Misto (MIT), indicando impacto positivo pela cor azul e impacto negativo pela cor vermelha. A intensidade da cor é indicativa da magnitude do impacto..... 80

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1- DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL

Tabela 1	Lista de espécies amostradas, em ordem evolutiva de acordo com Nelson (2016), nome comum e ocorrência na praia do Mucuripe, Resex Batoque e Resex PCV, estado do Ceará, Brasil.....	44
Tabela 2	Principais parâmetros da pesca artesanal na praia do Mucuripe, Resex Batoque e Resex PCV, estado do Ceará, Brasil de 2017 a 2019.....	45

Capítulo 2- SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL

Tabela 1	Atributos e pontuações de produtividade das espécies amostradas entre 2017 e 2019 no Mucuripe, AMP Batoque e AMP PCV, CE, Brasil.....	56
Tabela 2	Atributos e pontuações de susceptibilidade das espécies amostradas entre 2017 e 2019 no Mucuripe, AMP Batoque e AMP PCV, CE, Brasil.....	56
Tabela 3	Lista de espécies amostradas, em ordem evolutiva de acordo com Nelson <i>et al.</i> (2016), nomes locais, nomes comuns em inglês e código das espécies pesquisadas no Mucuripe, AMP Batoque e AMP PCV, CE, Brasil.....	56
Tabela 4	Análise de produtividade das espécies amostradas entre 2017 e 2019 no Mucuripe, AMP Batoque e AMP PCV, CE, Brasil.....	56
Tabela 5	Análise de susceptibilidade das espécies amostradas no Mucuripe, CE, Brasil.....	57
Tabela 6	Análise de susceptibilidade das espécies amostradas na AMP Batoque, CE, Brasil.....	57
Tabela 7	Análise de susceptibilidade das espécies amostradas na AMP PCV, CE, Brasil.....	57

Tabela 8	Categoria de risco em ordem decrescente de vulnerabilidade das espécies capturadas na pesca de linha de mão no Mucuripe, AMP Batoque e AMP PCV, CE, Brasil.....	58
----------	---	----

Capítulo 3- PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL

Tabela 1	Parâmetros básicos de entrada e saída do Modelo Ecopath do Mucuripe, CE, Brasil. Valores em negrito foram estimados pelo programa.....	73
Tabela 2	Composição de dieta dos compartimentos para o modelo Ecopath desenvolvido para o Mucuripe, CE, Brasil após alterações devidas ao balanceamento.	75
Tabela 3	Atributos do Ecossistema do Mucuripe, CE, Brasil, calculados pelo Ecopath.	77
Tabela 4	Índices de espécies-chave e respectivos impactos totais relativos, segundo Valls et al. (2015), do modelo do Mucuripe, CE, Brasil, calculados pelo Ecopath.....	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMP	Área Marinha Protegida
APA	Área de Proteção Ambiental
APS	Análise de Produtividade e Susceptibilidade
AREEP	Avaliação de Risco Ecológico para os Efeitos da Pesca
CNUDM	Conferência das Nações Unidas para a Direto do Mar
CPUE	Captura por Unidade de Esforço
DC	Matriz de Composição de Dieta
EBFM	<i>Ecosystem Based Fisheries Management</i>
EwE	<i>Ecopath with Ecosim</i>
EE	Eficiência Ecotrófica
FAO	Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação
IE	<i>Índice de espécie-chave</i>
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MIT	Matriz de Impacto Trófico
NT	Nível Trófico
SAP	Secretaria de Aquicultura e Pesca
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PB	Produção/Biomassa
Psust	P sustentável
QB	Consumo/Biomassa
RESEX	Reserva Extrativista
UNCLOS	<i>United Nation Conference for the Law of the Sea</i>
ZEE	Zona Econômica Exclusiva

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	20
1.1	Pesca	20
1.2	O Ceará no contexto nacional	21
1.3	Estatísticas pesqueiras.....	23
1.4	Legislação Pesqueira.....	24
1.5	Sistema Nacional de Unidades de Conservação	26
1.6	Avaliação de estoques pesqueiros.....	27
1.7	Modelagem trófica	29
2	JUSTIFICATIVA E ESTRUTURA DA TESE.....	31
2.1	Objetivos	32
	Capítulo 1 - DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL	32
	2.1.1. Objetivo geral	32
	2.1.2 Objetivos específicos	32
	Capítulo 2 - SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL.....	32
	2.1.3 Objetivo geral	32
	2.1.4 Objetivos específicos	32
	Capítulo 3 - PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL.....	33
	2.1.5 Objetivo geral	33
	2.1.6 Objetivos específicos	33
2.2	Hipóteses.....	33
	2.2.1 Capítulo 1 - DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL	33
	2.2.2 Capítulo 2 - SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES	

DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL.....	33
2.2.3 Capítulo 3 - PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTROPOGÊNICA NO NORDESTE DO BRASIL	34
REFERÊNCIAS	35
3 CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL.....	41
4 CAPÍTULO 2 - SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL.....	51
5 CAPÍTULO 3 – PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL	62
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO DE DESEMBARQUES PESQUEIROS	95
APÊNDICE B – LISTA DE ESPÉCIES INCLUÍDAS EM CADA COMPARTIMENTO REPRESENTANDO O ECOSSISTEMA DO MUCURIBE, CE, BRASIL	97
APÊNDICE C – TERMO DE CONSENTIMENTO.....	100

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Pesca

A pesca é uma atividade extrativista que vem sendo praticada há séculos. No Brasil é lastreada em um profundo sentimento de identidade territorial, sendo historicamente resultado das interações de diferentes populações o que gerou múltiplas metodologias e equipamentos de pesca (DOS SANTOS *et al.*, 2012; WAGNER e DA SILVA, 2020). A pesca no Brasil está dividida em comercial (industrial e artesanal) (FIGURA 1) e em não comercial (científica amadora e de subsistência), sendo que na prática, a pesca artesanal muitas vezes é também de subsistência (BRASIL, 2009b). Em comunidades tradicionais é uma prática essencial à sobrevivência da população, tendo um imensurável valor cultural e econômico para essas regiões, além de concorrer com outras atividades agrícolas pela produção de proteína animal de alto valor nutricional e garantia da segurança alimentar, em especial em países em desenvolvimento (CARDINALE *et al.*, 2014).

Vale ressaltar que em 2015 na Assembleia Geral das Nações Unidas, realizada em Nova York, o Brasil assumiu um compromisso ambicioso ao aderir a Agenda 2030 da ONU. Esta agenda é um plano global para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, do mundo todo, possam desfrutar de paz e de prosperidade até o ano de 2030. A Agenda 2030 estabeleceu 17 objetivos de desenvolvimento sustentáveis (ODS) que englobam 169 metas para um mundo melhor. O ODS 14 que trata da vida na água, mais especificamente “Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável”, tem uma meta específica para a área da pesca. Esta meta (14.4) pretendia até 2020 acabar com a sobrepesca, regular a coleta, ilegal, não reportada e não regulamentada, práticas de pesca destrutivas, bem como implementar planos de gestão com base científica, para restaurar populações de peixes no menor tempo possível, pelo menos a níveis que possam produzir rendimento máximo sustentável, como determinado por suas características biológicas (IPEA, 2018; ONU, 2022).

Atualmente a Secretaria de Aquicultura e Pesca (SAP), vinculada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) é responsável pelas políticas referentes a atividade pesqueira no Brasil. Uma auditoria da pesca no Brasil realizada pela OCEANA (2020) apontou uma deficiência na produção de dados, no monitoramento das pescarias e conseqüentemente na gestão pesqueira baseada em evidências científicas, o que gera falhas sistêmicas na governança pesqueira do país.

Figura 1 – Pescadores artesanais chegando de uma pescaria na Prainha do Canto Verde.



Fonte: Autor.

1.2 O Ceará no contexto nacional

O Brasil possui 8,5 mil km de litoral, abrangendo um total de 3,6 milhões de km² de Zona Econômica Exclusiva (ZEE), sendo que 573 km, ou seja 7,8%, desse litoral faz parte do Ceará, o colocando em sétimo maior estado em extensão de litoral do Brasil e abrigando 20 municípios costeiros (IBGE, 2011; MARINHA DO BRASIL, 2022). O Nordeste tem como principais recursos pesqueiros a lagosta, os peixes recifais e os tunídeos em águas mais profundas, sendo explorados majoritariamente pela pesca de pequena escala (OCEANA, 2020).

Vale ressaltar que a configuração natural da zona costeira cearense segue o padrão nordestino, ou seja, presença de estuários de pequena extensão e em vários pontos da plataforma interna são encontrados recifes de arenito que criam abrigos naturais, normalmente, rasos. Enquanto a região oceânica conta com 13 bancos e montes submarinos de origens vulcânicas (CASTELLO, 2010). A pesca artesanal cearense em grande parte é sustentada pela Cadeia Norte do Brasil, um banco oceânico submerso que tem 550 milhas náuticas de extensão, a largura varia de 25 a 40 milhas náuticas e a profundidade média é de 45 metros (LESSA, BEZERRA JR e NÓBREGA, 2009).

O Ceará é líder no ranking de exportações de pescados tendo exportado somente em 2021 aproximadamente 2,5 toneladas de pescado (MDIC, 2022). Observa-se que, bem como a tendência do restante do Nordeste, o litoral cearense apresenta uma riqueza alta de espécies (FIGURA 2), mas suas abundâncias são baixas, (CASTELLO, 2010; FONTELES-FILHO, 2011). Isso se reflete nas capturas pesqueiras artesanais do estado que apresentam uma elevada riqueza específica, mas com abundâncias insuficientes para sustentar uma pescaria de apenas uma espécie alvo (MARQUES, CRUZ e FEITOSA, 2021). Isto torna mais complexo o estudo das pescarias no Ceará, onde em uma única pescaria pode ser observada a utilização de mais de um petrecho, quando não de vários (LESSA, BEZERRA JR e NÓBREGA, 2009; MENEZES, *et al.*, 2019).

No Ceará, a pesca artesanal é uma prática ancestral disseminada em toda a zona litorânea e possui importância na segurança e soberania alimentar das comunidades, mesmo assim vem sofrendo um forte impacto pelos múltiplos conflitos de interesse (e.g. eólicas na faixa de praia e offshore, poluição) e uso dos espaços do litoral (e.g. especulação imobiliária) (QUEIROZ *et al.*, 2020; MENEZES, *et al.*, 2019; XAVIER *et al.*, 2022). A maior parte da frota pesqueira marinha cearense, o equivalente a 78,17%, é artesanal (IBAMA, 2002). Nessas embarcações são utilizados diversos tipos de petrechos de pesca, em especial a linha de mão e anzol e as redes de emalhar (MARQUES, CRUZ e FEITOSA, 2021; LESSA, BEZERRA JR e NÓBREGA, 2009). A pescaria com linha e anzol é uma metodologia de pesca ativa, amplamente praticada no mundo todo, que utiliza um ou mais anzóis fixados na extremidade de uma linha para capturar espécies pelágicas e demersais que são atraídas por uma isca natural ou artificial (FAO, 2022).

Figura 2 – Diversas espécies capturadas em uma mesma pescaria na Prainha do Canto Verde.



Fonte: Autor.

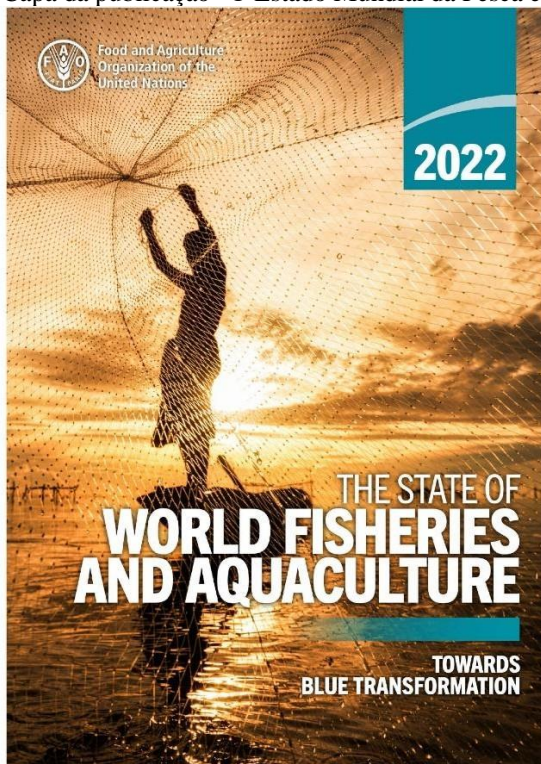
1.3 Estatísticas pesqueiras

O último boletim oficial sobre a pesca no Brasil foi publicado pelo extinto Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) com dados de até 2011 (MPA, 2011), corroborando com a negligência histórica sofrida pelo setor pesqueiro nacional (GONÇALVES-NETO *et al.*, 2021), o que demonstra uma carência de dados confiáveis para se fazer um ordenamento eficiente das pescarias no Brasil. O grupo de trabalho brasileiro responsável pelo cumprimento do objetivo 14 dos ODS frisa que para que sejam atingidos os propósitos da meta 14.4, há a necessidade de coleta de dados da produção pesqueira nacional, por espécie, modalidade de pesca e unidade da federação, e que voltem a ser realizados anualmente a consolidação e divulgação do boletim de estatística da pesca e aquicultura nacional (IPEA, 2018).

Em 2020, a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) em sua publicação “O Estado Mundial da Pesca e Aquicultura”, também conhecida por SOFIA, trouxe uma crítica ao Brasil devido à falta de notificação de dados oficiais de produção da pesca e da aquicultura desde 2014, sendo os dados brasileiros estimados desde então para poder manter atualizada a base de dados do órgão (FAO, 2020). Entretanto, apesar deste alerta nada foi feito e, na versão mais atualizada da SOFIA (FIGURA 3), a FAO volta a citar o Brasil, demonstrando sua preocupação em relação a falta de resposta aos questionamentos do órgão (FAO, 2022).

Os problemas da estatística pesqueira brasileira vão além da falta de publicação atualizada de informações da pesca. Os pesquisadores sofrem com amostragens descontínuas, além da falta na padronização tanto na metodologia de coleta de dados, quanto nos tipos de cálculos. Por exemplo, muitas vezes são coletados dados de produção, mas não de esforço. Também existe dificuldade na falta de correspondência entre os nomes comuns das espécies nos diferentes estados brasileiros. Ademais, o tratamento desses dados não é realizado de forma multiespecífica (REZENDE; FERREIRA; FREDOU, 2003; SABACK, 2021).

Figura 3 – Capa da publicação “O Estado Mundial da Pesca e Aquicultura” da FAO, 2022.



Fonte: FAO, 2022.

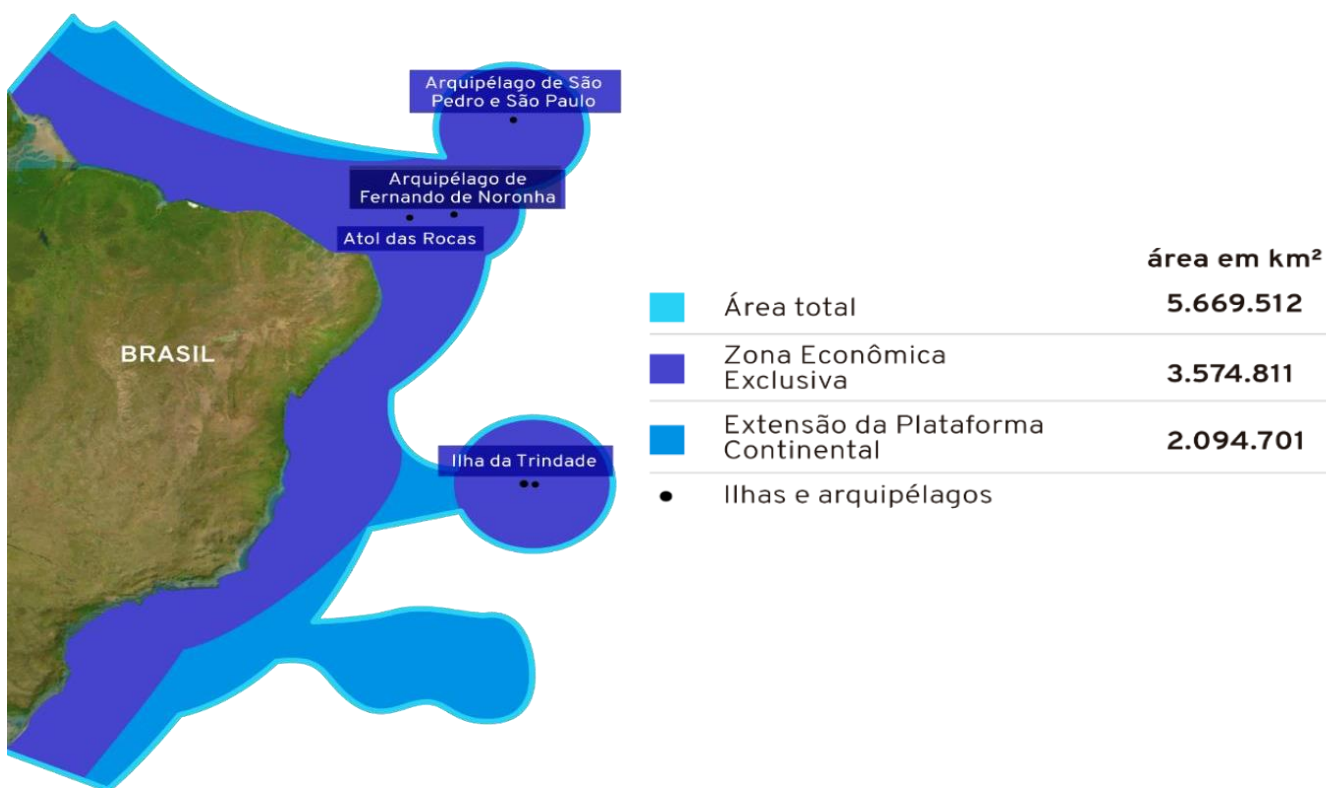
1.4 Legislação Pesqueira

A legislação pesqueira brasileira é composta por uma lei principal, a Lei nº 11.959/2009, que instituiu a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca (Lei da Pesca) e por mais 280 leis e atos normativos federais, dispersos e fracamente conectados entre si. Isso torna a legislação confusa e incompreensível para a maioria dos pescadores, que muitas vezes tem um nível baixo de escolaridade (BRASIL, 2009b; OCEANA, 2020). Essa sobreposição de atos normativos destoa no que diz respeito a métodos, critérios, objetivos e regras, resultando numa fragmentação da gestão do território em diferentes órgãos e esferas de Governo (GONÇALVES, OLIVEIRA, TURRA, 2020). Esse padrão não é prejudicial apenas no Brasil. Acordos internacionais multilaterais ou regionais desconectados da realidade econômica e social dos pescadores e envolvidos nas pescarias, apenas agravarão a fome do mundo e estão fadados ao fracasso, tendo em vista que os pescadores tradicionais são os mais vulneráveis à escassez de pescados (COCHRANE, 2000; MAZZEGA; BARROS-PLATIAU; OLIVEIRA, 2019).

O Estado brasileiro por meio do Decreto nº 1.530, de 22 de junho de 1995 aderiu a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM) de 10 de dezembro de 1982,

mas conhecida pelo termo em inglês *United Nations Convention on the Law of the Sea* (UNCLOS) (BRASIL, 1995). A UNCLOS é um tratado internacional que trata sobre o direito internacional marítimo e serve como guia para a conservação e utilização dos recursos vivos na zona econômica exclusiva (ZEE) (FIGURA 4). O tratado dispõe que o mar territorial, a zona econômica exclusiva e a plataforma continental são responsabilidades dos estados costeiros. Os artigos 61 e 62 são bem claros quanto a função do Estado em (1) fixar as capturas permissíveis dos recursos vivos em sua ZEE, (2) em contar com os melhores dados científicos para assegurar medidas de conservação e gestão de seus recursos para que não sejam afetados por excesso de captura e (3) em garantir que essas medidas visem preservar ou restabelecer as populações das espécies capturadas a níveis que possam promover a utilização ótima dos recursos vivos, incluindo as necessidades econômicas das comunidades costeiras que vivem da pesca (UNCLOS, 1982).

Figura 4 – Mapa ilustrando a área da ZEE brasileira, e a extensão da plataforma continental pleiteada à ONU desde 2004.



Fonte: MARINHA DO BRASIL

1.5 Sistema Nacional de Unidades de Conservação

Demarcar áreas de prioridade de gestão pesqueira, como áreas marinhas protegidas (AMP), é fundamental para assegurar a preservação do meio ambiente e para a sustentabilidade da atividade. As AMPs são a medida de precaução mais amplamente discutida e utilizada na gestão de recursos tropicais costeiros (JOHANNES, 1998). No Brasil, uma das estratégias para se proteger os recursos naturais e as populações deles dependentes é a criação de unidades de conservação, que é regulamentado pela Lei 9.985, de julho de 2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000).

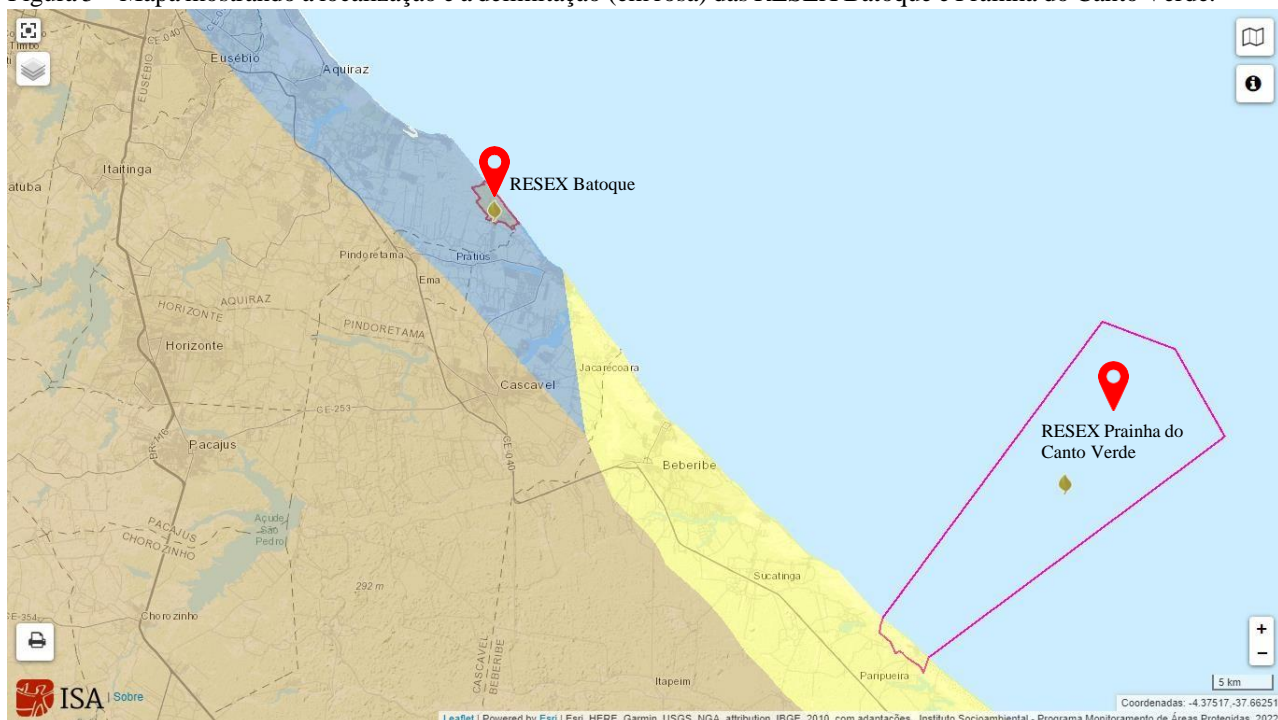
O SNUC é uma política setorial que desempenha um papel importante na gestão ambiental, criando áreas marinhas protegidas que cobrem tanto zonas costeiras como marinhas (GONÇALVES, OLIVEIRA, TURRA, 2020). Esse sistema divide as unidades de conservação em dois grandes grupos com características distintas: (1) de proteção integral e (2) de uso sustentável. O principal objetivo do primeiro grupo é preservar a natureza, admitindo apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos em lei. O segundo grupo tem o objetivo de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais, é neste grupo que se encontram as Áreas de Proteção Ambiental (APA) e as Reservas Extrativistas (RESEX), por exemplo (BRASIL, 2000).

Segundo a Lei do SNUC a Reserva Extrativista é uma área utilizada por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência baseia-se no extrativismo, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, com o objetivo de proteção dos meios de vida e a cultura dessas populações e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais do local (BRASIL, 2000). Entretanto, muitas unidades de conservação enfrentam problemas com a falta de funcionários e de gestores capacitados em quantidade suficiente para atender as demandas da unidade, inviabilizando o alcance dos objetivos inicialmente propostos (DE FARIA; PIRES, 2012). O Brasil necessita melhorar a clareza de suas legislações ambientais, além de promover pesquisas dentro e fora das unidades de conservação para poder respaldar seu sistema de desenvolvimento sustentável dos ambientes costeiros pelo modelo de RESEX (DOS SANTOS *et al.*, 2012). Hilborn (2018) defendeu que tanto a biodiversidade quanto à segurança alimentar geralmente será mais bem atendida pela expansão da gestão pesqueira do que pelo estabelecimento de inúmeras áreas de proteção sem sequer formular os devidos planos de manejo.

O estado do Ceará possui em seu território duas RESEX, ambas sem plano de manejo, (FIGURA 5): (1) a Reserva Extrativista do Batoque, que foi criada em 2003, fica

localizada no município de Aquiraz, possui bioma marinho costeiro e uma área de 601,44 hectares (BRASIL, 2003); (2) e a Reserva Extrativista da Prainha do Canto Verde, criada em 2009, que engloba área marinha, fica localizada no município de Beberibe, também possui bioma marinho costeiro e uma área de 29.804,99 hectares (BRASIL, 2009a). Importante frisar que, apesar de ambas RESEX possuírem mais de 10 anos de criação, o que se tem de mais avançado no quesito normatização é um acordo de gestão de pesca na Prainha do Canto Verde, que regula algumas atividades relacionadas às pescarias (BRASIL, 2012).

Figura 5 – Mapa mostrando a localização e a delimitação (em rosa) das RESEX Batoque e Prainha do Canto Verde.



Fonte: IBGE, 2010, com adaptações, Instituto Socioambiental - Programa Monitoramento de Áreas Protegidas, 2022.

1.6 Avaliação de estoques pesqueiros

Existem alguns componentes fundamentais para embasar metodologias de avaliação dos estoques pesqueiros, tais como o esforço de pesca e a captura por unidade de esforço (CPUE). A confiabilidade da avaliação dos estoques pesqueiros pode ser melhorada se os dados básicos de captura forem unidos a dados de CPUE (FAO, 2018). O esforço de pesca mede o trabalho empregado por meio de artes de pesca ativas e passivas para capturar determinado recurso pesqueiro (FIGURA 6) (FONTELES-FILHO, 2011). Enquanto a CPUE é a medida de abundância ou biomassa desses indivíduos capturados por uma unidade de esforço, a qual permite estimar mudanças na abundância das espécies capturadas por determinada arte de pesca ao longo do tempo (FONTELES-FILHO, 2011; OKAMURA *et al.*, 2018; VOLSTAD, 2014). A determinação desses parâmetros é importante na avaliação da

sustentabilidade pesqueira, no acompanhamento dessa atividade e na gestão mais adequada dos recursos pesqueiros (DAMASIO *et al.*, 2015; VILELA *et al.*, 2018).

Um dos modos de auferir a sustentabilidade da atividade pesqueira, auxiliando a gestão dos recursos pesqueiros, é a Análise de Produtividade e Susceptibilidade (APS). A APS é uma metodologia que está sendo aplicada em vários países como a Austrália, Canadá, Estados Unidos e Nova Zelândia e faz parte de um sistema maior de análise chamado de Avaliação de Risco Ecológico para os Efeitos da Pesca (AREEP) (CLARK *et al.*, 2011; HIATT *et al.*, 2007; HOBDAY *et al.*, 2011; RUBIDGE; THORNBOROUGH, 2018). A APS tem o objetivo de avaliar a vulnerabilidade de uma determinada unidade populacional à sobrepesca, com base em pontuações relativas dos parâmetros de história de vida, a produtividade; e as respostas das espécies à pressão de pesca, a susceptibilidade. (COTTER; LART, 2011; PATRICK *et al.*, 2009).

A APS não precisa de uma quantidade robusta de dados para ser aplicada, inicialmente, ela foi concebida para ser aplicada em pescarias pobres em dados e tem a vantagem de aplicação simples e baixo custo (ZHOU *et al.*, 2016). Além disso, a APS pode ser adaptada para situações diversas, como pescarias multiespecíficas, em que não existe apenas uma espécie alvo, como é o caso da maioria das pescas artesanais do Brasil (CASTELLO, 2010).

No Brasil ainda há poucos trabalhos que utilizam a metodologia da APS para avaliar a situação dos estoques, alguns exemplos são os trabalhos de Feitosa, Ferreira e Araújo (2008), que utilizaram uma adaptação da APS para avaliar o impacto da pesca com armadilhas em espécies ornamentais na Paraíba e em Pernambuco; Lucena-Fredóu *et al.* (2017), que realizaram uma APS para mensurar a vulnerabilidade de espécies alvo e não-alvo das pescarias de espinhel do Atlântico Sul e do Oceano Índico; Previero e Gasalla (2020), que utilizaram algumas fases do AREEP, incluindo a APS, para avaliar potenciais impactos, riscos e vulnerabilidades de estoques de pargos e garoupas em Abrolhos. Mais recentemente Marques e Feitosa (2022) publicaram um trabalho, que faz parte desta tese de doutorado, utilizando a metodologia da APS para avaliar a sustentabilidade das capturas de linha e anzol na costa do Ceará.

Figura 6 – Pescador artesanal confeccionando uma rede de pesca na Prainha do Canto Verde.



Fonte: Autor.

1.7 Modelagem trófica

A pesca é uma das atividades que tem potencial de interferir no ecossistema, modificando diretamente a estrutura trófica das comunidades aquáticas (FIGURA 7) (FREIRE, PAULY, 2010; PAULY *et al.*, 1998). Como é o caso do efeito cascata nas teias tróficas (e.g. *top down* e *bottom up*), que na ecologia significa que qualquer alteração em termos de abundância/biomassa de um determinado nível trófico, irá interferir no nível subsequente desestabilizando a teia alimentar (LESSER, SLATTERY, 2013; ROSENBLATT, SCHMITZ, 2016). Entretanto, para se poder analisar esse tipo de efeito, é preciso primeiramente conhecer a estrutura trófica das populações de determinado ecossistema. Por isso, a importância de ferramentas que trabalhem com modelos de populações marinhas, como é o caso do Ecopath.

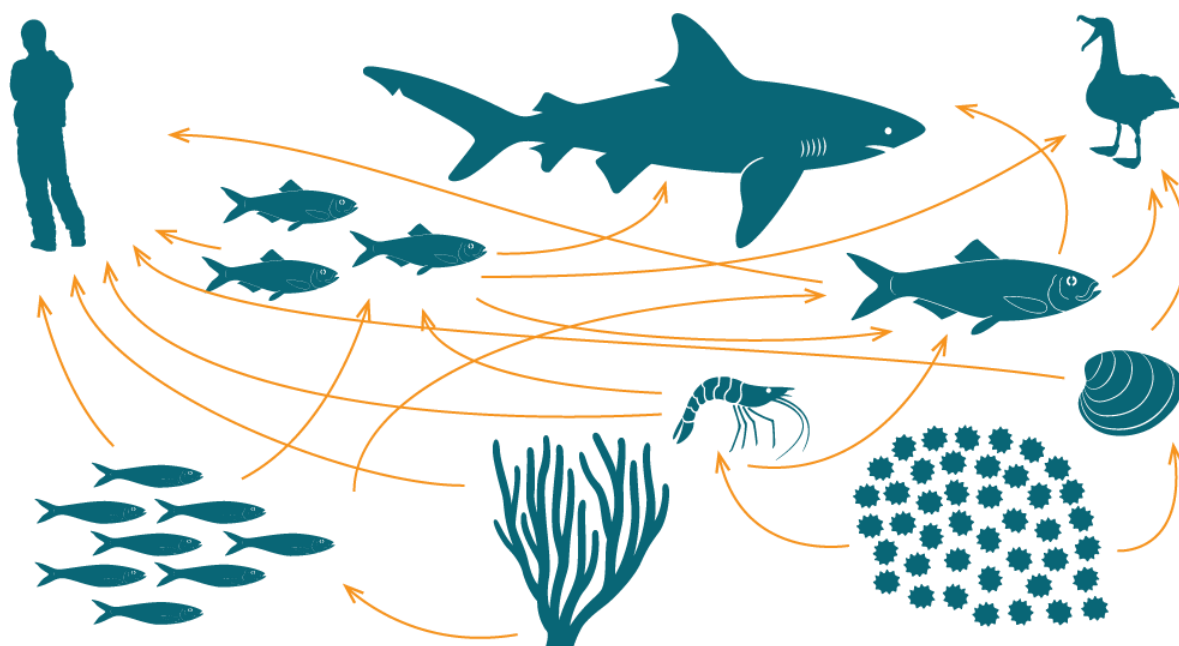
A modelagem matemática vem contribuindo bastante para o manejo pesqueiro. O *software Ecopath with Ecosim* (EwE) utilizando os dados de desembarque pesqueiro anuais divididos pela área do ambiente ($\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$), é capaz de modelar uma teia trófica estática que quantifica a troca entre os componentes, fornecendo valores de indicadores ecossistêmicos

que possibilitam estimar a resiliência da teia trófica (ANGELINI, 2017). O EwE possibilita uma visão geral das interações alimentares no ecossistema, e dos recursos que este contém, assim é possível analisar cada ambiente em suas particularidades, sendo muito valioso para estudos de ecologia trófica (CHRISTENSEN *et al.*, 2005).

Apenas com dados de Biomassa, P/B (taxa de produção por biomassa), Q/B (taxa de consumo por biomassa) e Composição de Dieta, o Ecopath é capaz de modelar uma teia trófica estática que quantifica propriedades ambientais e padrões de biodiversidade comparáveis, fornecendo indicadores ecossistêmicos que possibilitam estimar a resiliência da teia trófica (ANGELINI, 2017; ANGELINI, TUBINO, 2017). Já é passível o entendimento da necessidade de se conhecer a estrutura trófica do ecossistema para que se possa realizar um manejo pesqueiro que leve a sustentabilidade dos recursos aquáticos, também conhecido como Manejo da Pesca Baseado no Ecossistema (EBFM – *Ecosystem Based Fisheries Management*) (CHRISTENSEN *et al.*, 2005; LINK, 2002).

Desde sua criação em 1984 (POLOVINA, 1984) até hoje o Ecopath se mostra uma ferramenta de uso consolidado no mundo todo que vem cada vez mais sendo aplicada no manejo pesqueiro. Atualmente, encontram-se desde relatórios técnicos no México e no Mar do Norte (BERENSHTEIN *et al.*, 2021; HILL *et al.*, 2021) a diversos estudos direcionados ao EBFM em locais como a África Oriental (NATUGONZA *et al.*, 2019), ilhas oceânicas francesas (CLAVAREAU *et al.*, 2020), Japão (BOOTH *et al.*, 2020), Golfo Pérsico (TAGHAVIMOTLAGH, VAHABNEZHAD, SHOJAEI, 2021), Índia (SREEKANTH *et al.*, 2021), Tailândia (SRITHONG, JENSEN, JARERNPORNIPAT, 2021), Tanzânia (REHREN *et al.*, 2022) e China (GAO *et al.*, 2022). O Brasil conta também com diversos estudos recentes que usam o EwE para análise das pescarias, tanto em águas continentais, quanto marinhas (LIMA *et al.*, 2020; CAPITANI *et al.*, 2021; LIRA, FRÉDOU, LOC'H, 2021, RUPP, BORNATOWSKI, 2021). Além disso, desde 2015 o Ecopath conta com uma base de dados, chamada EcoBase (<http://ecobase.ecopath.org/>), de acesso aberto a modelos do EwE publicados na literatura científica em todo o mundo, que funciona como repositório de livre acesso online. O EcoBase abriga 205 modelos disponíveis para download além de 471 modelos com metadados.

Figura 7 – Ilustração de uma cadeia trófica aquática com seus principais componentes.



Fonte: https://www.ciimar.up.pt/cadeiastroficasmarinhas/?page_id=40

2 JUSTIFICATIVA E ESTRUTURA DA TESE

Levando em consideração a carência de dados e de pesquisas que abordem as pescarias artesanais de maneira ecossistêmica, seja avaliando a sustentabilidade das capturas multiespecíficas e/ou a diferença entre a sustentabilidade dessas capturas em diversos regimes de gestão, esta tese foi dividida em três capítulos. No capítulo 1, se estudou a dinâmica da pesca de linha de mão em locais com diferentes regimes de manejo, caracterizando o esforço, a abundância e a CPUE das pescarias. Depois de caracterizada a pesca, no capítulo 2, com o auxílio da APS, se avaliou a sustentabilidade da captura das espécies mais pescadas nesses locais com diferentes regimes de manejo. Enquanto no capítulo 3, por meio de modelagem matemática no software *Ecopath*, se desenvolveu um modelo de estrutura trófica da praia do Mucuripe com a interferência da pesca artesanal praticada nessa região. Os capítulos 1 e 2 foram publicados em revistas internacionais e os manuscritos serão aqui inseridos. Os objetivos gerais e específicos e as hipóteses por capítulo serão abordados a seguir.

2.1 Objetivos

Capítulo 1 - *DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL*

2.1.1. Objetivo geral

- Caracterizar a dinâmica a dinâmica da pesca artesanal da frota linheira em três comunidades: (1) uma RESEX com território marinho protegido e com acordo de gestão de pesca que regulamenta as modalidades de pesca que podem e que não podem ser realizadas e a proibição de embarcações motorizadas (BRASIL, 2012), (2) uma RESEX federal que possui apenas área terrestre protegida e (3) a terceira comunidade não enquadrada em nenhuma unidade de conservação.

2.1.2 Objetivos específicos

- Estimar o esforço de pesca (f) e a Captura por unidade de esforço (CPUE) das pescarias de linha de mão realizadas em três comunidades com diferentes intensidades de manejo;
- Estimar a produção média dessas pescarias (B), bem como a riqueza de espécies por localidade e por estação do ano;
- Verificar a associação das principais espécies capturadas a diferentes tipos de substrato natural e artificial;
- Verificar a ocorrência de associação entre as variáveis estimadas (f, B e CPUE).

Capítulo 2 - *SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL*

2.1.3 Objetivo geral

- Estimar a Produtividade e Susceptibilidade das espécies mais capturadas pela pescaria de linha de mão da frota artesanal do estado do Ceará.

2.1.4 Objetivos específicos

- Estimar os atributos de Produtividade das espécies mais capturadas nas três localidades amostradas;
- Estimar os atributos de Susceptibilidade das espécies mais capturadas nas três localidades amostradas;

- Estimar a vulnerabilidade de cada espécie por localidade, distribuindo-as em níveis de risco para a sustentabilidade da atividade pesqueira;
- Comparar os resultados das análises de Produtividade e Susceptibilidade entre as áreas com diferentes intensidades de uso;

Capítulo 3 - ***PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL***

2.1.5 Objetivo geral

- Elaborar um modelo de equilíbrio de biomassa que permita analisar a estrutura e o funcionamento trófico da praia do Mucuripe, Ceará, Brasil.

2.1.6 Objetivos específicos

- Avaliar as principais interações tróficas e seus efeitos entre os compartimentos do ecossistema marinho;
- Descrever e quantificar a estrutura da teia trófica da praia do Mucuripe;
- Verificar a sustentabilidade da pesca desenvolvida no Mucuripe através de indicadores ecossistêmicos;

2.2 Hipóteses

2.2.1 Capítulo 1 - DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL

(a) Devido a seu enquadramento legal, as pescarias praticadas em unidades de conservação têm uma produção maior que em outros locais;

(b) Dentre as unidades de conservação as pescarias realizadas com algum tipo de acordo de gestão têm produção pesqueira maior.

2.2.2 Capítulo 2 - SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL

(a) As pescarias do estado do Ceará, por serem artesanais e utilizarem majoritariamente linha de mão, não empreendem riscos altos a Produtividade e Susceptibilidade pesqueira;

- (b) A localidade do Mucuripe, por não estar inserida em nenhuma categoria de unidade de conservação, obterá os maiores riscos relativos à Produtividade e Susceptibilidade pesqueira.
- (c) As espécies não alvo das pescarias, por não serem constante objeto de investigação e não terem alto valor econômico, terão os maiores índices de risco de Produtividade e Susceptibilidade.

2.2.3 Capítulo 3 - PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTROPOGÊNICA NO NORDESTE DO BRASIL

- (a) Pescarias artesanais com linha de mão e anzol geram menos impacto, portanto espera-se que essa atividade seja sustentável e que gere menos impacto ao sistema.
- (b) A atividade pesqueira artesanal é um importante fator modificador das interações tróficas na praia do Mucuripe, Ceará, Brasil.

REFERÊNCIAS

ANGELINI, R. Introdução ao modelo Ecopath: descrição dos parâmetros de entrada e principais atributos ecossistêmicos. in: Angelini, R.; Araújo, J.N.; Falcão, A.P.C., editores. **Modelagem Ecosistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico Sudoeste)**. Rio de Janeiro: Elsevier. Habitats, v. 8. p. 9-23, 2017

ANGELINI, R.; TUBINO, R.A. O processo de elaboração de um modelo Ecopath e a escolha de indicadores ecossistêmicos para avaliar a dinâmica da plataforma continental da Bacia de Campos (RJ). in: Angelini, R.; Araújo, J.N.; Falcão, A.P.C., editores. **Modelagem Ecosistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico Sudoeste)**. Rio de Janeiro, RJ: Elsevier. Habitats, v. 8. p. 25-35, 2017.

BERENSHTEIN, I.; SAGARESE, S. R.; LAURETTA, M. V.; NUTTALL, M. A.; CHAGARIS, D. D. Technical documentation of a U.S. Gulf of Mexico-wide Ecosystem model. **NOAA Technical Memorandum**. 2021.

BOOTH, S.; WALTERS, W. J.; STEENBEEK, J.; CHRISTENSEN, V.; CHARMASSON, S. An Ecopath with Ecosim model for the Pacific coast of eastern Japan: Describing the marine environment and its fisheries prior to the Great East Japan earthquake. **Ecological Modelling**, v. 428, p. 109087, 2020.

BRASIL. **Constituição Federal**: Lei 9.985, de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, 18 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 28 out. 2021.

BRASIL. Decreto nº 1.530, de 22 de junho de 1995. Declara a entrada em vigor da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, concluída em Montego Bay, Jamaica, em 10 de dezembro de 1982. **Diário Oficial da União**. Brasília, 22 de junho de 1995. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1995/d1530.htm>. Acesso em: 22 jan. 2022.

BRASIL. Decreto s/nº, de 05 de junho de 2003. Dispõe sobre a criação da Reserva Extrativista do Batoque, no Município de Aquiraz, no Estado do Ceará, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 5 de junho de 2003. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2003/Dnn9892.htm>. Acesso em: 22 dez. 2019.

BRASIL. Decreto s/nº, de 05 de junho de 2009. Dispõe sobre a criação da Reserva Extrativista Prainha do Canto Verde, no Município de Beberibe, no Estado do Ceará, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 5 de junho de 2009. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Dnn/Dnn12059.htm>. Acesso em: 22 dez. 2019.

BRASIL. Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca. **Diário Oficial da União**. Brasília, 30 de junho de 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/11959.htm>. Acesso em: 11 jul. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Conselho Deliberativo da Reserva Extrativista da Prainha do Canto Verde. **RESOLUÇÃO Nº 02 de 31 de março de 2012**.

CAPITANI, L.; ANGELINI, R.; KEPPELER, F. W.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós River, Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 2, p. 1-12, 2021.

CARDINALE, M.; CHACATE, O.; CASINI, M.; CHAÚCA, I.; VØLSTAD, J. H. CPUE trends of Hilsa kelee and *Thryssa vitirostris* exploited by the artisanal finfish fisheries in Mozambique derived from an on-shore sampling of catches by trip. 2014. **Scientia Marina**, v. 78, n. 1, p. 55-64, 2014.

CASTELLO, J. P. O futuro da pesca e da aquicultura marinha no Brasil: a pesca costeira. **Ciência e Cultura**, v. 62, n. 3, p. 32-35, 2010.

CLAVAREAU, L.; MARZLOFF, M. P.; TRENKEL, V. M.; BULMAN, C. M.; GOURGUET, S.; GALLIC, B.; HERNVANN, P. Y.; PÉRON, C.; GASCO, N.; FAURE, J.; TIXIER, P. Comparison of approaches for incorporating depredation on fisheries catches into Ecopath. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 7-8, p. 3153-3167, 2020.

COCHRANE, K. L. Reconciling sustainability, economic efficiency and equity in fisheries: the one that got away?. **Fish and fisheries**, v. 1, n. 1, p. 3-21, 2000.

COTTER, J.; LART, W. **A Guide for ecological risk assessment of the effects of commercial fishing (ERAEF)**. United Kingdom: Sea Fish Industry Authority, 2011. 79p.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J.; PAULY, D.; FORREST, R. **Ecopath with Ecosim: a user's guide – version 6**. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 2005.

DAMASIO, L. D. M. A.; LOPES, P. F.; GUARIENTO, R. D.; CARVALHO, A. R. Matching fishers' knowledge and landing data to overcome data missing in small-scale fisheries. **PLoS One**, v. 10, n. 7, p. e0133122, 2015.

DE FARIA, H. H.; PIRES, A. S. Administração, manejo ou gestão de unidades de conservação?. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 3, 2012.

DOS SANTOS, M. P. N.; SEIXAS, S.; AGGIO, R. B. M.; HANAZAKI, N.; COSTA, M.; SCHIAVETTI, A.; DIAS, J. A.; AZEITEIRO, U. M. A pesca enquanto atividade humana: pesca artesanal e sustentabilidade. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 12, n. 4, p. 405-427, 2012.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture, 2018**. Roma: FAO, 2018. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/i9540en/i9540en.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2020.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture, 2020**. Roma: FAO, 2020. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/ca9229en/ca9229en.pdf>>. Acesso em: 22 out. 2021.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture, 2022**. Roma: FAO, 2022. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/cc0461en/cc0461en.pdf>>. Acesso em: 04 jul. 2022.

FAO. **Fishing Gear types. Hooks and lines.** Technology Fact Sheets. Fisheries and Aquaculture Division. Rome. Disponível em: <<https://www.fao.org/fishery/en/geartype/109/en>>. Acesso em: 14 jun. 2022.

FEITOSA, C. V.; FERREIRA, B. P.; ARAÚJO, M. E. de. A Rapid New Method for Assessing Sustainability of Ornamental Fish by-Catch from Coral Reefs. **Marine and Freshwater Research**, v. 59, n. 12, p. 1092–1100, 2008. Disponível em: <<http://www.publish.csiro.au/?paper=MF08054>>. Acesso em: 13 nov. 2020.

FLETCHER, W. J. The application of qualitative risk assessment methodology to prioritize issues for fisheries management. **ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil**, v. 62, n. 8, p. 1576-1587, 2005.

FONTELES-FILHO, A.A., 2011. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros.** Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, CE.

FREIRE, K. M. F.; PAULY, D. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. **Fisheries Research**, v. 105, n. 1, p. 57-62, 2010.

GAO, S.; CHEN, Z.; LU, Y.; LI, Z.; ZHANG, S.; YU, W. Comparison of Marine Ecosystems of Haizhou Bay and Lvsu Fishing Ground in China Based on the Ecopath Model. **Water**, v. 14, n. 9, p. 1397, 2022.

GONÇALVES, L. R.; OLIVEIRA, M. TURRA, A. Assessing the complexity of social-ecological systems: taking stock of the cross-scale dependence. **Sustainability**, v. 12, n. 15, p. 6236, 2020.

HIATT, T.; FELTHOVEN, R.; DALTON, M.; GARBER-YONTS, B.; HAYNIE, A.; HERRMANN, K.; LEW, D.; SEPEZ, J.; SEUNG, C.; SIEVANEN, L. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfishes Fisheries of the Gulf of Alaska and Bering Sea/Aleutian Island Area: Economic Status of the Groundfish Fisheries off Alaska, 2006. 2007.

HILBORN, R. Are MPAs effective?, **ICES Journal of Marine Science**, v. 75, n. 3, p. 1160-1162, 2018.

HILL, C. E.; BENTLEY, J. W.; SERPETTI, N.; FOX, C.; ANGUS, C.; HEYMANS, J. Modelling the trophic interaction, structure, and function of the northern North Sea food web: Ecopath Technical Report. 2021.

HOBDAY, A. J.; SMITH, A. D. M.; STOBUTZKI, I. C.; BULMAN, C.; DALEY, R.; DAMBACHER, J. M.; DENG, R.A.; DOWDNEY, J.; FULLER, M.; FURLANI, D.; GRIFFITHS, S.P; JOHNSON, D.; KENYON, R.; KNUCKEY, I. A.; LING, S.D.; PITCHER, R.; SAINSBURY, K.J.; SPORCIC, M.; SMITH, T.; TURNBULL, C.; WALKER, T.I.; WAYTE, S.E.; WEBB, H.; WILLIAMS, A.; WISE, B.S.; ZHOU, S. Ecological risk assessment for the effects of fishing. **Fisheries Research**, v. 108, n. 2, p. 372-384, 2011.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil**, Tamandaré: Centro de Pesquisa e Extensão Pesqueira do Nordeste do Brasil, 2002.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro: MMA, 2011. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>>. Acesso em: 16 abr. 2022.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. ODS - Metas Nacionais dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável: Proposta de Adequação. **Brasília, DF: IPEA**, 2018.

JOHANNES, R. E. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore finfisheries. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 13, n. 6, p. 243-246, 1998.

LESSA, R. P.; DE NÓBREGA, M. F.; JUNIOR, J.L.B. Dinâmica das frotas pesqueiras da região Nordeste do Brasil. **Programa REVIZEE-Score Nordeste, Fortaleza**, 2009.

LESSER, M.P.; SLATTERY, M. Ecology of Caribbean sponges: are top-down or bottom-up processes more important?. **PLoS One**, v. 8, n. 11, p. e79799, 2013.

LINK, J. S. What does ecosystem-based fisheries management mean. **Fisheries**, v. 27, n. 4, p. 18-21, 2002.

LIRA, A. S.; LUCENA-FRÉDOU, F.; LOC'H, F. How the fishing effort control and environmental changes affect the sustainability of a tropical shrimp small scale fishery. **Fisheries Research**, v. 235, p. 105824, 2021.

LUCENA-FRÉDOU, F.; KELL, L.; FRÉDOU, T.; GAERTNER, D.; POTIER, M.; BACH, P.; TRAVASSOS, P.; HAZIN, F.; MÉNARD, F. Vulnerability of teleosts caught by the pelagic tuna longline fleets in South Atlantic and Western Indian Oceans. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 140, p. 230-241, 2017.

MARINHA DO BRASIL. Comando Geral do Corpo de Fuzileiros Navais. **Amazônia Azul**. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/cgcfm/amazonia_azul>. Acesso em: 13 jun. 2022.

MARQUES, J. M. L.; CRUZ, R.; FEITOSA, C. V. Dynamics of artisanal fisheries performed with hook-and-line gear under different management regimes in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 200, p. 105403, 2021.

MARQUES, J. M. L.; FEITOSA, C. V. Catch sustainability of the main fish species exploited by handline in locations with distinct management systems in Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 51, p. 102199, 2022.

MAZZEGA, P.; BARROS-PLATIAU, A. F.; OLIVEIRA, L. P. S. Pesca mundial e aquicultura: quais os desafios para a gestão sustentável dos recursos marinhos? Em: MONT'ALVERNE, T. F.; TELES, S. S.; OLIVEIRA, C. C.; GALINDO, G. R. B. **Meio ambiente marinho, sustentabilidade e direito**. Vol.1, pp. 181-202, Editora Lumen Juris, Rio de Janeiro, 2019.

MDIC. Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços. **COMEX STAT**. Versão: 2.0.3 Disponível em: <<http://comexstat.mdic.gov.br/pt/home>>. Acesso em: 21 jun. 2022.

MPA. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura 2011**. 2011.

MENEZES, C. R.; DELGADO, J. F.; LIMA, L. S.; CORRÊA, T. R.; MELLO, S. L. M.; FONSECA, E. M. Diagnóstico da pesca artesanal na área de influência do porto de Mucuripe, em Fortaleza (CE): subsídios à gestão pesqueira regional. **Sistemas e Gestão**, v. 14, n. 3, p. 279–290, 2019. Disponível em: <<https://www.revistasg.uff.br/sg/article/view/1586/html>>. Acesso em: 23 nov. 2021.

NATUGONZA, V.; AINSWORTH, C.; STURLUDÓTTIR, E.; MUSINGUZI, L.; OGUTU-OHWAYO, R.; TOMASSON, T.; NYAMWEYA, C.; STEFANSSON, G. Ecosystem models of Lake Victoria (East Africa): can Ecopath with Ecosim and Atlantis predict similar policy outcomes?. **Journal of Great Lakes Research**, v. 45, n. 6, p. 1260-1273, 2019.

NETO, J. B. G.; GOYANNA, F. A. A.; FEITOSA, C. V.; SOARES, M. O. A sleeping giant: the historically neglected Brazilian fishing sector. **Ocean and Coastal Management**, v. 209, p. 105699, 2021. Acesso em: 15 fev. 2022.

OCEANA. **Auditoria da pesca Brasil 2020**: uma avaliação integrada da governança, da situação dos estoques e das pescarias. 1 ed. Brasília: Oceana Brasil, 2020. Disponível em: <<https://brasil.oceana.org/relatorios/auditoria-da-pesca-brasil-2020/>>. Acesso em: 07 maio 2022.

OKAMURA, H.; MORITA, S.H.; FUNAMOTO, T.; ICHINOKAWA, M.; EGUCHI, S. Target-based catch-per-unit-effort standardization in multispecies fisheries. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 75, 452–463, 2018

ONU. Organização das Nações Unidas. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 10 maio 2022.

PATRICK, W.; SPENCER, P.; ORMSETH, O.; COPE, J.; FIELD, J.; KOBAYASHI, D. R.; GEDAMKE, T.; CORETES, E.; BIGELOW, K.; OVERHOLTZ, W. J.; LINK, J.; LAWSON, P. **Use of productivity and susceptibility indices to determine the vulnerability of a stock: with example applications to six US fisheries**. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, 2009

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; DALSGAARD, J.; FROESE, R.; TORRES JR., F., Fishing down marine food webs. **Science** 279, 860–863, 1998.

POLOVINA, J.J. Model of a coral reef ecosystems. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. **Coral Reefs**, v.3, p. 1–11, 1984.

QUEIROZ, L. S.; ROSSI, S.; MERCADER, A. T.; SERRA-POMPEI, C.; PIFARRÉ, D. V.; DOMÍNGUEZ, J. C.; MONRABÀ, J. A.; CAROL, J. M.; MARTÍNEZ, M. B.; MEIRELES, A. J. D. A.. The social and economic framework of artisanal fishing in the state of Ceará, Brazil. **GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeducacionais**, v. 11, p. 180-198, 2020.

REHREN, J.; COLL, M.; JIDDAWI, N.; KLUGER, L. C.; OMAR, O.; CHRISTENSEN, V.; PENNINO, M. G.; WOLFF, M. Evaluating ecosystem impacts of gear regulations in a data-limited fishery—comparing approaches to estimate predator–prey interactions in Ecopath with Ecosim. **ICES Journal of Marine Science**, 2022.

REZENDE, S. M.; FERREIRA, B. P.; FREDOU, T. A pesca de lutjanídeos no nordeste do Brasil: histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. **Bol. Téc. Cient. CEPENE**, v. 11, p. 56-63, 2003.

ROSENBLATT, A. E.; SCHMITZ, O. J. Climate change, nutrition, and bottom-up and top-down food web processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 12, p. 965-975, 2016.

RUBIDGE, E.; THORNBOROUGH, K. O. M. **Ecological Risk Assessment for the Effects of Human Activities on the SGaan Kinghlas-Bowie Seamount Marine Protected Area**. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/012. viii + 98 p., 2018

RUPP, A.; BORNATOWSKI, H. Food web model to assess the fishing impacts and ecological role of elasmobranchs in a coastal ecosystem of Southern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 8, p. 905-921, 2021.

SABACK, J. L. AS ESTATÍSTICAS PÚBLICAS E IMPORTÂNCIA DOS INDICADORES PARA GESTÃO DA PESCA. **Mares: Revista De Geografia E Etnociências**, v. 3, n. 2, p. 67-75, 2021.

SREEKANTH, G. B.; CHAKRABORTY, S. K.; JAISWAR, A. K.; ZACHARIA, P. U.; MOHAMED, K. S. Modeling the impacts of fishing regulations in a tropical Indian estuary using Ecopath with Ecosim approach. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 12, p. 17745-17763, 2021.

SRITHONG, N.; JENSEN, K. R.; JARERNPORNIPAT, A. Application of the Ecopath model for evaluation of ecological structure and function for fisheries management: A case study from fisheries in coastal Andaman Sea, Thailand. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, p. 101972, 2021.

TAGHAVIMOTLAGH, S. A.; VAHABNEZHAD, A.; SHOJAEI, M. G. A trophic model of the coastal fisheries ecosystem of the northern Persian Gulf using a mass balance Ecopath model. **Regional Studies in Marine Science**, 42, 101639. 2021.

VILELA, R.; CONESA, D.; DEL RIO, J. L.; LÓPEZ-QUÍLEZ, A.; PORTELA, J.; BELLIDO, J. M. Integrating fishing spatial patterns and strategies to improve high seas fisheries management. **Marine Policy**, v. 94, p. 132-142, 2018.

WAGNER, G. P.; DA SILVA, L. A. A pesca e o pescador: por uma haliêutica historicizada. **Oficina do historiador**, v. 13, n. 1, p. e36763-e36763, 2020.

XAVIER, T. W. F.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Metodologias participativas e a produção de dados da pesca artesanal em áreas com projetos de parques eólicos *offshore* no Ceará, Brasil. 2022. **Sustainability in Debate**. Brasília, v. 13, n.1, p. 195-209

ZHOU, S.; HOBDDAY, A. J.; DICHMONT, C. M.; SMITH, A. D. M. Ecological risk assessments for the effects of fishing: A comparison and validation of PSA and SAFE. **Fisheries Research**, v. 183, p. 518-529, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165783616302272>>.

**3 CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DA PESCA ARTESANAL DE LINHA E ANZOL SOB
DIFERENTES REGIMES DE GESTÃO NO BRASIL**

Artigo científico publicado na Revista *Ocean & Coastal
Management.*

**DYNAMICS OF ARTISANAL FISHERIES PERFORMED WITH HOOK-AND-LINE
GEAR UNDER DIFFERENT MANAGEMENT REGIMES IN BRAZIL**



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Ocean and Coastal Management

journal homepage: <http://www.elsevier.com/locate/ocecoaman>

Dynamics of artisanal fisheries performed with hook-and-line gear under different management regimes in Brazil

Jasna Maria Luna Marques^{a,b,*}, Raúl Cruz^a, Caroline Vieira Feitosa^a

^a Institute of Marine Sciences (Labomar), Federal University of Ceará, Avenida da Abolição, 3207, 60165-081, Fortaleza, CE, Brazil

^b Graduate Program in Tropical Marine Sciences, Federal University of Ceará, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:

Extractive reserve
Artificial reef
Production
Fishing effort
CPUE

ABSTRACT

Artisanal fisheries are a source of livelihood for small-scale fishermen around the world. The risk of overfishing is a constant concern. The establishment of conservation units is a strategy to alleviate the pressure on fishing stocks. In the State of Ceará, there are two conservation units in the category of extractive reserves (Resex)¹. This study characterized the dynamics of the artisanal fishing of the hook-and-line fleet in three communities with different modes of use. Data were collected by monitoring the landings twice a month from 2017 to 2019 at Mucuripe beach, Batoque Resex and Prainha do Canto Verde² (PCV) Marine Resex, State of Ceará, Brazil. Data were collected for biomass (B), fishing effort (f), species composition, fishing ground and type of bottom habitat. A total of 234 vessels were sampled and 85 species were identified at the three sites, showing that the use of fisheries targets multiple species. The Kruskal-Wallis test was applied to analyze the production and fishing effort data. The largest landing was shown at Mucuripe (10.16 ton), which also had the highest mean production (224 kg). Mucuripe employed the highest mean effort (2711 hook*hour) and showed the highest number of species per boat, and Batoque the lowest (48 hook*h). Two-way ANOVA was used to test differences in richness and catch per unit effort³ (CPUE) across sites and between seasons. There was no difference in CPUE across sites. The species richness was different across sites, with the highest average in Mucuripe (6.4 species per boat) and the lowest in PCV (3.6 species per boat). There was no variation in species richness between seasons. The correspondence analysis identified a strong association of the ballyhoo halfbeak, corocoro grunt, chere-chere grunt, Atlantic spadefish and Atlantic thread herring with the artificial hard bottom habitat, and a correlation of the guachanche barracuda and black grouper to the natural hard bottom. In both Resex, more specimens were caught in artificial structures and in Mucuripe in natural bottom habitats. The linear regression analysis indicated a significant relationship between effort (f) and biomass (B) in Batoque and PCV. There was no relationship between f and CPUE in both reserves. In this study, it was observed that the choice of fishing grounds and bottom habitat influenced the composition of species caught by the artisanal fleet. No difference in fishing production was found across the studied sites under different types of management.

1. Introduction

Artisanal fishing in Brazil is an important source of livelihood for local populations (Santos et al., 2012). The activity is generally autonomous and carried out by professional fishermen with their own fishing equipment. The fishermen use small boats, which according to Brazilian legislation are those with a gross tonnage of 20 or less (Brasil, 2009b).

Various fishing gears are often used in the same region due the spatial distributions of different target species and type of bottom habitat (Punzon, 2016). Nevertheless, artisanal fishing provides jobs and supplies local markets with products of high nutritional value (Fonteles, 2011; Santos et al., 2012).

In the state of Ceará (Brazil), hook-and-line fishing is among the common fishing strategies and can be used for multiple pelagic or

* Corresponding author. Population Dynamics and Ecology of Marine Fish Laboratory (DIPEMAR), Institute of Marine Sciences (Labomar), Federal University of Ceará, Avenida da Abolição, 3207, 60165, Fortaleza, CE, Brazil. .

E-mail address: jasnaluna@alu.ufc.br (J.M.L. Marques).

¹ Resex - Extractive reserve.

² PCV - Prainha do Canto Verde.

³ CPUE - Catch per unit effort.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105403>

Received 12 February 2020; Received in revised form 25 September 2020; Accepted 26 September 2020

Available online 3 November 2020

0964-5691/© 2020 Elsevier Ltd. All rights reserved.

demersal target species (da Silva et al., 2007; Maia and Barreira, 2008; Gadig et al., 2017). Hook-and-line fishing is advantageous for the low costs and simplicity of the equipment, consisted of bait hooks of various sizes attached to nylon lines (Farias, 1988; De Freitas et al., 2017). However, “caçoeira” (gill net) fishing is more observed during the dry season. Winds are more intense during this season and can interfere with hook-and-line fishing. Hence, the ample use of two fishing strategies in the same region and climate conditions can influence the production of fishing and the richness of species caught by the hook-and-line gear.

Approximately 40 million people are estimated to depend on fishing as a means of subsistence and overfishing has been observed (FAO, 2018), justifying the need for proper management of fishing resources. Developed countries are improving their ways of managing fisheries, but developing countries are still not managing their fishing stocks efficiently (Ye and Gutierrez, 2017). Governments still have to work towards achieving target 14.4 of the Sustainable Development Goals (SDG) of 2030 Agenda. This target foresees that by this year (2020), overfishing and destructive and unregulated fishing practices should cease. In addition, UN expert bodies (Bindoff et al., 2019; FAO, 2018) suggest that fisheries resources may be affected by climate change, the degradation of ecosystems, and increased accumulation of microplastics in marine environments.

The creation of conservation units is a potential strategy to manage natural resources for anthropogenic use (Santos et al., 2012). In 2000, Brazil created a national law that establishes criteria and standards to create and manage conservation units through the National System of Conservation Units (Brasil, 2000). This law divides conservation units into two major groups, which are integral protection and sustainable use. Extractive Reserves (Resex) are conservation units for sustainable use by local extractivist communities to maintain their living standards and protect their mode of subsistence (Brasil, 2000). The state of Ceará has two extractive reserves, which are the Batoque Resex (Brasil, 2003)

and Prainha do Canto Verde (PCV) Resex (Brasil, 2009a). The local populations near these reserves consist of fishermen. However, these reserves have different management agreements. The Prainha do Canto Verde Resex has a fisheries management agreement and the area protected by law covers both marine and land territory, whereas the Batoque Resex protected area pertains only to continental activities and has no fisheries management agreement.

Artisanal fishing is observed in many communities outside of the conservation units. However, it is unknown how the establishment of conservation units affects fisheries production when compared to unregulated areas. Furthermore, the influence of rainfall on artisanal fishing production is unknown. Thus, the present study characterized the dynamics of the artisanal fishing of hook-and-line fleets in the three communities of: (1) a federal Resex with protected marine territory and a fisheries management agreement that regulates the fishing modalities and prohibits motorized vessels (PCV Resex) (ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2012), (2) a federal Resex that has only a protected terrestrial area (Batoque Resex), and (3) a community that is outside of a conservation unit (Mucuripe beach).

2. Material and methods

2.1. Study area

The study sites sampled were Mucuripe Beach, Batoque Resex and Prainha do Canto Verde Resex, of which the latter two are federal extractive reserves. Mucuripe Beach is located at Mucuripe cove in the municipality of Fortaleza, State of Ceará, Brazil (Fig. 1). This site is considered as urbanized and has artisanal fishing activity. The Batoque Extractive Reserve is a federal Conservation Unit (CU) established by Decree on June 5, 2003, with the objective of protecting the local fishing population. It is located in the coastal region of the municipality of

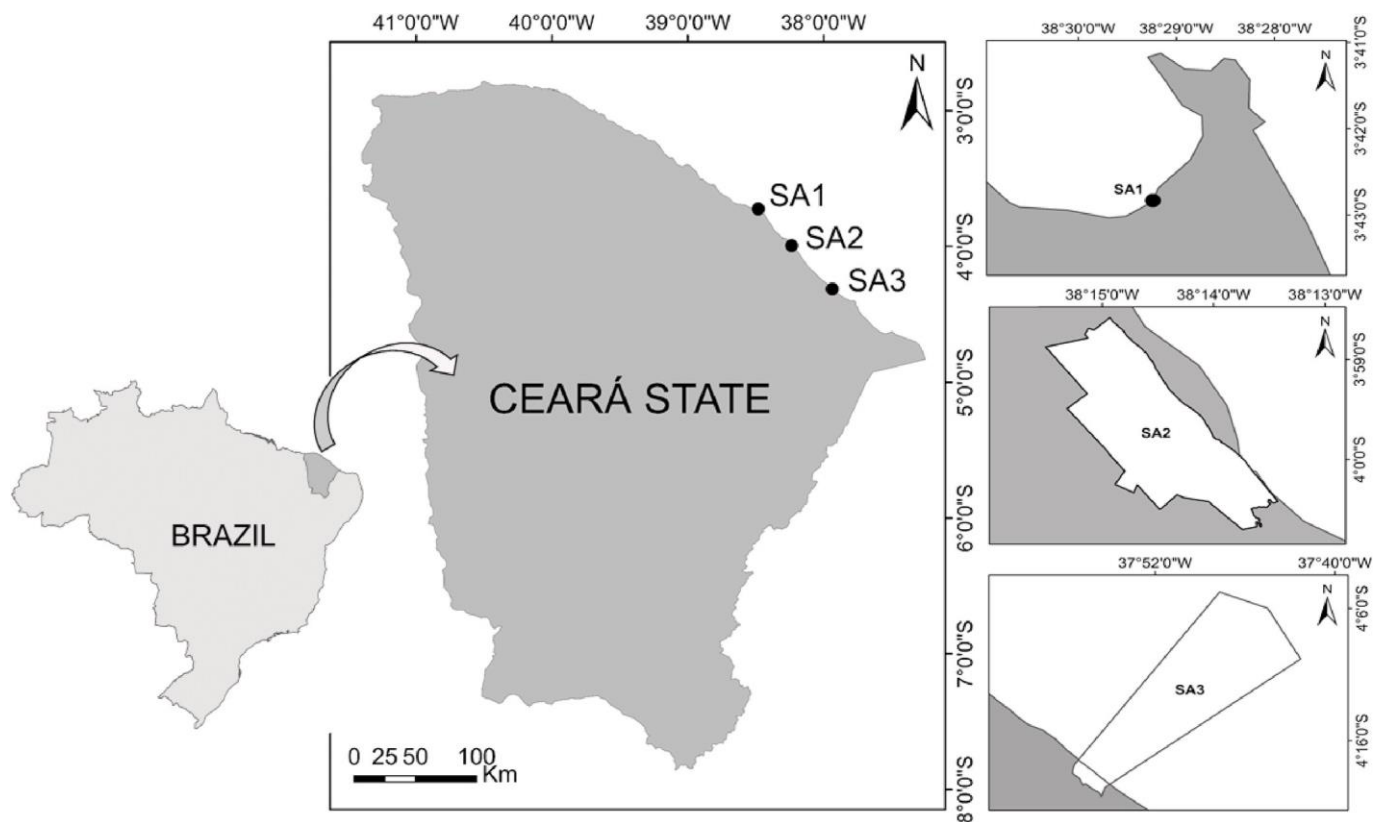


Fig. 1. Map of the study area showing Brazil, the State of Ceará and the three studied beaches. Legend: SA1: Mucuripe Beach, SA2: Batoque Extractive Reserve, SA3: Prainha do Canto Verde Marine Extractive Reserve.

Table 1

List of species sampled in order of evolution according to Nelson et al. (2016), common name and occurrence at Mucuripe beach, Batoque Resex and PCV Resex, State of Ceará, Brazil. Legend: M: Mucuripe, B: Batoque and P: Prainha do Canto Verde.

Family	Species	Local name	English common name	Occurrence		
				M	B	P
Loliginidae	<i>Lolliguncula brevis</i> (Blainville, 1823)	Lula	Atlantic brief squid			x
Octopodidae	<i>Octopus insularis</i> Leite & Haimovici, 2008	Polvo	Brazil reef octopus		x	
Lamnidae	<i>Isurus oxyrinchus</i> Rafinesque, 1810	Tubarão cavala	Shortfin mako	x		
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus falciformis</i> (Müller & Henle, 1839)	Tubarão lombo preto	Silky shark	x	x	x
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)	Cação	Caribbean sharpnose shark			x
Rhinobatidae	<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	Arraia viola	Chola guitarfish		x	
Dasyatidae	<i>Hypanus americanus</i> (Hildebrand & Schroeder, 1928)	Arraia comum	Southern stingray	x	x	x
Dasyatidae	<i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Arraia bico de remo	Longnose stingray		x	x
Dasyatidae	<i>Hypanus</i> sp.	Arraia-pedra	-			x
Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)	Arraia pintada	Whitespotted eagle ray			x
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	Camurupim	Tarpon	x	x	x
Albulidae	<i>Albula Vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Ubarana	Bonefish		x	x
Muraenidae	<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	Moreia Pintada	Spotted moray	x	x	x
Muraenidae	<i>Gymnothorax vicinicus</i> (Castelnau, 1855)	Moreia	Purplemouth moray	x	x	x
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	Sardinha	atlantic thread herring		x	x
Ariidae	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	Bagre fita	Coco sea catfish			x
Ariidae	<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	Bagre azul	Gafftopsail sea catfish		x	
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i> (Lacépède, 1803)	Bagre branco	White sea catfish		x	
Ariidae	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	Bagre ariaçú	Guri sea catfish		x	
Ariidae	<i>Sciades herzbegii</i> (Bloch, 1794)	Bagre comum	Pemecou sea catfish			x
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765).	Mariquita	Squirrelfish	x	x	x
Holocentridae	<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier, 1829	Olho de boi	Blackbar soldierfish	x	x	x
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789	Cangulo comum	Grey triggerfish	x	x	x
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus Brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Agulha	Ballyhoo halfbeak		x	x
Belonidae	<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846)	Zambaia	Flat needlefish	x	x	x
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i> Linnaeus, 1758	Dourado	Common dolphinfish	x	x	x
Rachycentridae	<i>Rachycentron canadum</i> (Linnaeus, 1766)	Beijupirá	Cobia	x	x	x
Echeneidae	<i>Remora remora</i> (Linnaeus, 1758)	Rêmora	Shark sucker		x	x
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	Guarajuba amarela	Yellow jack	x	x	x
Carangidae	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	Guarajuba branca	Blue runner	x	x	x
Carangidae	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Guarajuba Preta	Horse-eye jack	x	x	x
Carangidae	<i>Caranx lugubris</i> Poey, 1860	Xaréu	Black jack	x	x	x
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Palombeta	Atlantic bumper		x	x
Carangidae	<i>Decapterus macarellus</i> (Cuvier, 1833)	Olhão cinza	Mackerel scad			x
Carangidae	<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793).	Olhona	Bigeys scad			x
Carangidae	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Galo	Lookdown	x	x	x
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	Pitangola	Greater amberjack		x	
Carangidae	<i>Seriola lalandi</i> Valenciennes, 1833	Arabaiana ferreiro	Yellowtail amberjack	x		
Carangidae	<i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes, 1833	Arabaiana	Longfin yellowtail	x	x	x
Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	Pampo	Permit		x	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	Bicuda	Guachanche barracuda			x
Sphyraenidae	<i>Sphyraena picudilla</i> Poey, 1860	Garapau	Southern sennet		x	x
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Solha	Eyed flounder		x	x
Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i> (Cuvier, 1832)	Cavala empinge	Wahoo			x
Scombridae	<i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque, 1810)	Bonito	Little tunny	x		x
Scombridae	<i>Katsuwonus pelamis</i> (Linnaeus, 1758)	Bonito listrado	Skipjack tuna	x		
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin (1978)	Serra	Serra Spanish mackerel	x	x	x
Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	Cavala	King mackerel	x	x	x
Scombridae	<i>Thunnus obesus</i> (Lowe, 1839)	Albacora	Bigeys tuna	x		
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	Mocinha	American harvestfish		x	
Scaridae	<i>Scarus trispinosus</i> Valenciennes, 1840	Bodião azul	Greenback parrotfish	x		
Scaridae	<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	Batata vermelho	Agassiz's Parrotfish	x	x	
Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	Batata azul	Redfin parrotfish	x		
Gerreidae	<i>Euclinostomus</i> spp.	Carapicu	-			x
Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758).	Piraúna	Coney	x	x	x
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Garoupa Gato	Rock hind	x		
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	Garoupa	Dusky grouper	x		x
Serranidae	<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	Sirigado	Black grouper	x	x	
Serranidae	<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Sabão do mar	Greater soapfish		x	
Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	Olhão	Atlantic bigeye			x
Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	Paru jandaia	Queen angelfish		x	
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	Paru preto	French angelfish		x	x
Malacanthidae	<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)	Pirá	Sand tilefish	x	x	x
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Frade	Porkfish	x	x	x
Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	Golosa	Torrotto grunt		x	
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	Xira	Tomtate grunt		x	
Haemulidae	<i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus, 1758).	Sapuruna	Cottonwick grunt	x		x
Haemulidae	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	Cambuba	Sailor's grunt	x	x	x
Haemulidae	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacépède, 1801)	Biquara	White grunt	x	x	x
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan and Gilberta, 1882)	Macasso	Chere-chere grunt		x	x
Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	Cabeça dura	corocoro grunt		x	
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	Cioba	Mutton snapper	x	x	x

(continued on next page)

Table 1 (continued)

Family	Species	Local name	English common name	Occurrence		
				M	B	P
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801).	Dentão	Dog snapper	x	x	x
Lutjanidae	<i>Lutjanus purpureus</i> (Poey, 1866)	Pargo	Southern red snapper	x	x	
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Ariacó	Lane snapper	x	x	x
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	Guaiuba	Yellowtail snapper	x	x	x
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Paru branco	Atlantic spadefish		x	x
Sciaenidae	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	Pescada branca	Smooth weakfish			x
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	Cirurgião	Doctorfish	x	x	x
Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	Chancarona	Tripletail	x		
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	Sargo	Sheepshead		x	
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	Salema	Western Atlantic seabream		x	
Sparidae	<i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)	Pena	Sheepshead porgy	x	x	x
Sparidae	<i>Calamus pennatula</i> Guichenot, 1868	Pena bode	Pluma porgy		x	
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	Baiacu caixão	Buffalo trunkfish		x	x
Batrachoididae	<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Pacamom	Pacuma toadfish		x	
Monacanthidae	<i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus, 1758)	Cangulo velho	Unicorn leatherjacket filefish	x	x	x
Tetraodontidae	<i>Spherooides spp.</i>	Baiacu	-		x	

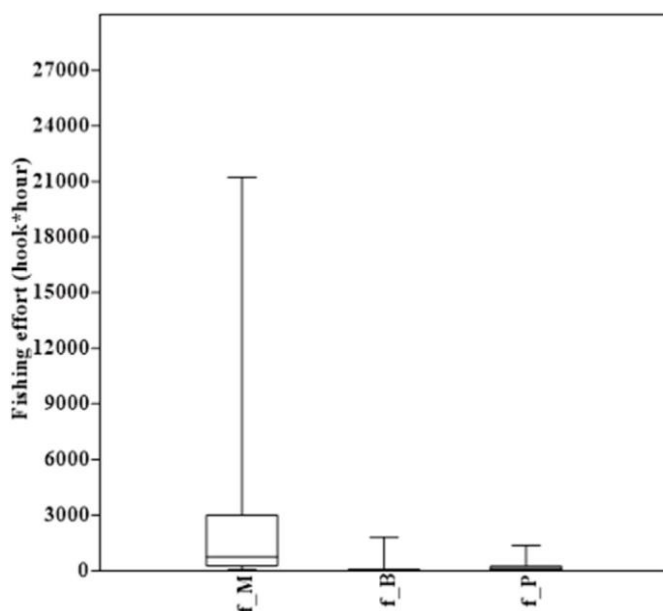


Fig. 2. Variation in fishing effort set on hook*hour in Mucuripe (M), Batoque (B) and Prainha do Canto Verde (P) beaches from 2017 to 2019.

Aquiraz, which is approximately 51 km southeast from Fortaleza and covers an area of approximately 601 ha in land territory (Fig. 1). The Prainha do Canto Verde Marine Extractive Reserve is a federal conservation unit that was established by Decree on June 5, 2009, and is located approximately 110 km southeast from Fortaleza in the municipality of Beberibe. It covers an area of approximately 29,794 ha of sea and land (Fig. 1). The objectives of this reserve focus on artisanal fishing activity as practiced by the community members, and fishing activity is regulated through Fisheries Management Agreements (ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2012).

2.2. Data collection

Authorization for data collection in the two federal Conservation Units was obtained from the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation Authorization and Information System (SISBIO-ICMBIO): licenses number 61552-1 and number 52552-2. The methods of data collection from local fishing populations was approved by the Ethics Committee at the Federal University of Ceará (Protocol of approval No. 3.913.236). Data were sampled biweekly from May 2017 to April 2018 at Mucuripe beach, from July 2018 to June 2019 at Batoque Resex, and

Table 2

Main parameters of the artisanal fishing at the Mucuripe beach, Batoque Resex and PCV Resex, State of Ceará, Brazil, from 2017 to 2019 (mean ± standard error). Legend: M: Mucuripe, B: Batoque and P: Prainha do Canto Verde, H_A_B: Hard Artificial Bottom, H_N_B: Hard Natural Bottom.

Study sites	M	B	P
Number of vessels	2.09 ± 0.28	3.45 ± 0.38	2.42 ± 0.33
Number of motorized vessels	0.62 ± 0.14	0	0
Number of sailing boats	1.48 ± 0.23	3.45 ± 0.38	2.42 ± 0.33
Number of fisheries in H_A_B	0	3.45 ± 0.38	2.24 ± 0.33
Number of fisheries in H_N_B	2 ± 0.28	0	0.14 ± 0.07
Number of gravel fisheries	0.05 ± 0.05	0	0.04 ± 0.03
Number of sand fisheries	0.05 ± 0.05	0	0
Maximum distance from the coast (km)	46788.51 ± 2964.07	13469.23 ± 1296.99	2530.48 ± 2047.81
Biomass (ton)	483.89 ± 178.69	47.27 ± 7.39	58.43 ± 10.05
Production	223.76 ± 69.74	13.21 ± 1.53	33.75 ± 5.56
Fishing effort	2711.05 ± 759.19	105.29 ± 31.19	190.77 ± 15.17
Number of species	12.33 ± 1.21	13.25 ± 1.41	7.26 ± 0.86

from April 2017 to April 2018 at Prainha do Canto Verde Resex. The sampling period covered the dry and rainy seasons. In the State of Ceará, the rainy season is from December to June and the dry season from July to November (FUNCEME- Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2009).

Fish landings were monitored through inquiries with the fishermen regarding various aspects of their activities (e.g. number of fishing gear used, number of fishermen, fishing hours, fishing grounds, type of bottom habitat at the at the fishing grounds). Specimens were counted and weighed (0.01 g). Individual specimens were identified at the species level when possible, based on previous research and with the aid of identification keys (e.g. Menezes and Figueiredo, 1978; Figueiredo and Menezes, 1980; Menezes and Figueiredo, 1980; Menezes and Figueiredo, 1985; Figueiredo and Menezes, 2000; Haimovici et al., 2009; Last et al., 2016).

2.3. Data analysis

The fishing effort and the CPUE were estimated for each vessel at the three study sites. The fishing effort (f) is the number of hooks used during the effective fishing time (f = hook*hours). The catch per unit effort (CPUE) is an index of the relative abundance of the stock and is measured as the weight of the catch (kg) per unit of fishing effort (kg/

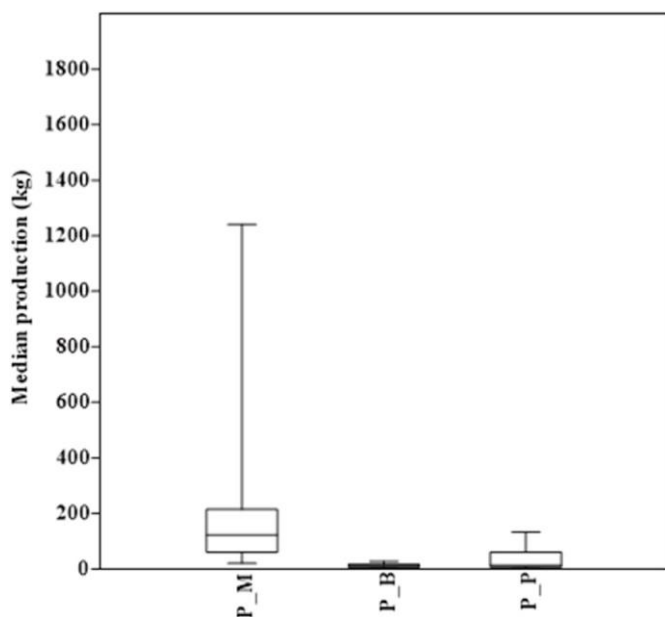


Fig. 3. Variation in production in kg in Mucuripe (M), Batoque (B) and Prainha do Canto Verde (P) beaches from 2017 to 2019.

hook*hours). The average production was the biomass (kg) of the total catch per number of vessels and was calculated monthly for each study site. The average number of species (species richness) at each site was estimated from the number of species recorded per number of vessels monitored for each month.

All data were tested for normality and homoscedasticity using the Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively (Shapiro and Wilk, 1965). Data of the fishing effort and production did not present normal distribution even after logarithmic, square-root and fourth-root data transformations. Therefore, these data were tested by non-parametric Kruskal-Wallis test and statistical significance was tested by the Mann-Whitney test for pairwise comparison.

Species richness and CPUE of each site met the assumptions of normality after natural logarithmic transformation. These data were compared by site and seasonality using two-way ANOVA with repetitions. In the State of Ceará, the rainy season is from December to June and the dry season from July to November (FUNCEME- Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2009).

The correspondence analysis (Fisher, 1940) was used to seek to

correlate the occurrence and high abundance of a particular species in only one of the sampled sites according to the type of bottom. The species chosen for this analysis were those that had expressive abundances on landings in only one or two sampled sites. The bottom was classified as sand, gravel, natural hard bottom habitat (e.g. rock, reef and gully) and artificial hard bottom (e.g. “garajaus”, a type of wooden structure, wreck, tires and stumps). A descriptive analysis of the bottom was also performed for the fishing activities at each site. The species selected for the correspondence analysis were ballyhoo halfbeak (*Hemiramphus brasiliensis*), guachanche barracuda (*Sphyrna guachancho*), corocoro grunt (*Orthopristis ruber*), chere-chere grunt (*Haemulon steindachneri*), Atlantic spadefish (*Chaetodipterus faber*), cottonwick grunt (*Haemulon melanurum*), Atlantic thread herring (*Opisthonema oglinum*) and black grouper (*Mycteroperca bonaci*).

Linear regression analyses were performed to determine the relationship between fishing effort (x) and biomass (y), and fishing effort (x) and CPUE (y). The model obtained was represented by a linear regression, with 95% confidence intervals. The series span a one-year period at the Batoque (July 2018–June 2019), Canto Verde (April 2017–April 2018), and Mucuripe (May 2017–April 2018) study sites. These multi-species analyses exclude fishing trips that showed no catch. Analyses and graphs were obtained in Microsoft Excel (2016) and the statistical software PAST® (Hammer et al., 2001). All analyses were performed with a significance level of 5%.

3. Results

A total of 234 vessels were sampled among the three study sites, of which the fishing was carried out only with hook-and-line gear. There were 85 species that were identified, belonging to 41 families and 67 genera. Some species with high abundance, such as ballyhoo halfbeak (*Hemiramphus Brasiliensis*), chere-chere grunt (*Haemulon steindachneri*), Atlantic spadefish (*Chaetodipterus faber*) and Atlantic thread herring (*Opisthonema oglinum*) occurred only at the Batoque and Prainha do Canto Verde Resex sites (Table 1). The most abundant species at the Mucuripe site were the coney (*Cephalopholis fulva*), white grunt (*Haemulon plumieri*), yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*) and squirrelfish (*Holocentrus adscensionis*); lane snapper (*Lutjanus synagris*), chere-chere grunt, corocoro grunt (*Orthopristis ruber*) and Atlantic thread herring at the Batoque site; and white grunt, yellowtail snapper, guachanche barracuda (*Sphyrna guachancho*) and ballyhoo halfbeak at the Prainha do Canto Verde Resex site.

Significant difference was shown across the three sites (Kruskal-Wallis for the fishing effort, with the highest mean effort per trip at Mucuripe (2711.05 ± 759.19), followed by the PCV Resex ($190.77 \pm$

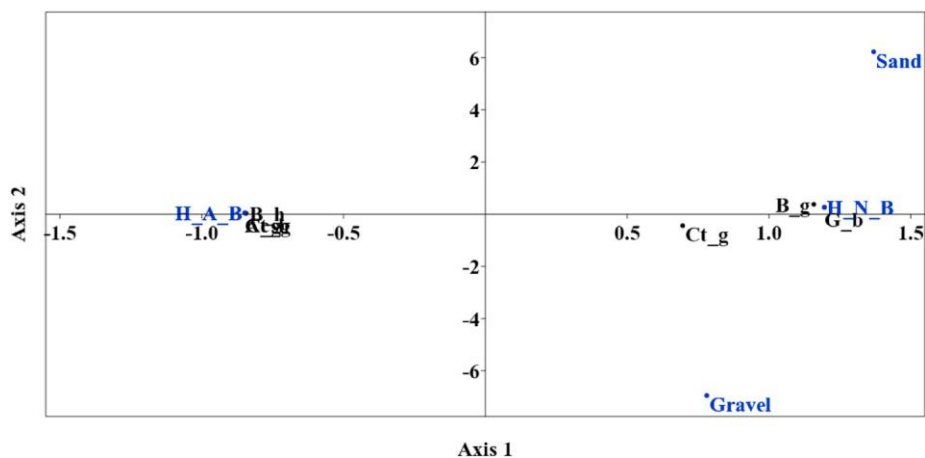


Fig. 4. Association of some fish species with different types of bottom habitats at the beaches of Mucuripe, Batoque and Prainha do Canto Verde from 2017 to 2019. Legend: H_A_B: Hard Artificial Bottom; H_N_B: Hard Natural Bottom; B_h: Ballyhoo halfbeak; G_b: Guachanche barracuda; C_g: Corocoro grunt; Cc_g: Chere-chere grunt; A_s: Atlantic spadefish; Ct_g: Cottonwick grunt; At_h: Atlantic thread herring; B_g: Black grouper.

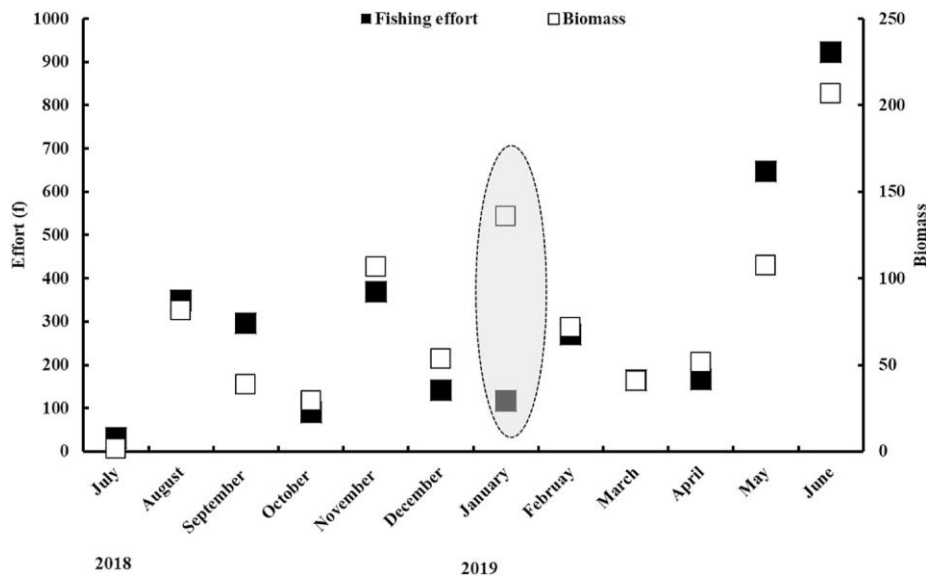


Fig. 5. Monthly variation in hook*hour fishing effort and biomass in kg at Batoque beach, from 2018 to 2019. The shaded spots represent an outlier.

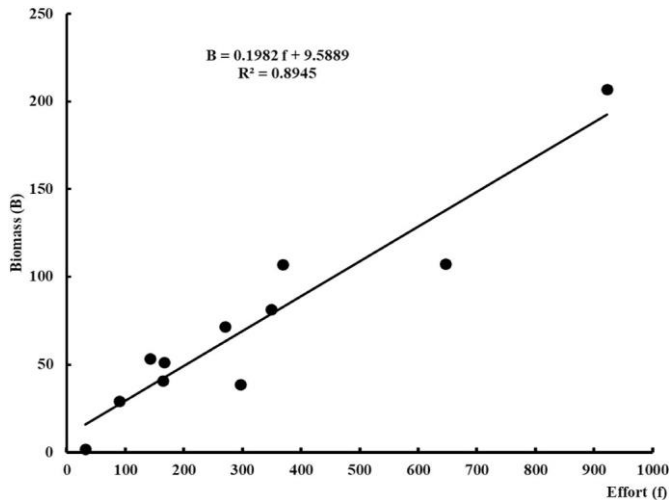


Fig. 6. Relationship between fishing effort (f) and biomass (B) in kg at Batoque beach, from 2018 to 2019.

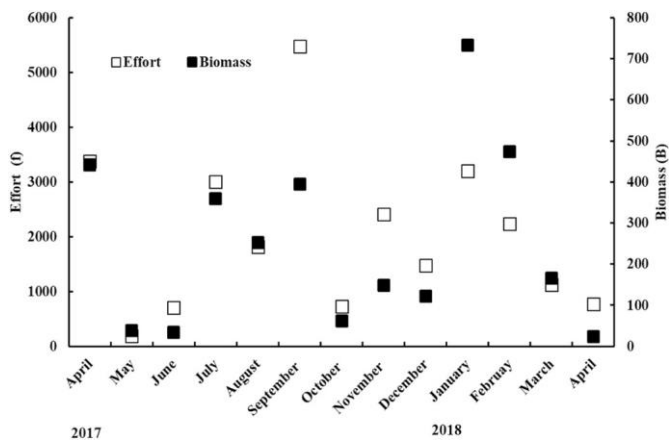


Fig. 7. Variation in fishing effort in hook*hour and biomass in kg in Prainha do Canto Verde, from 2017 to 2018.

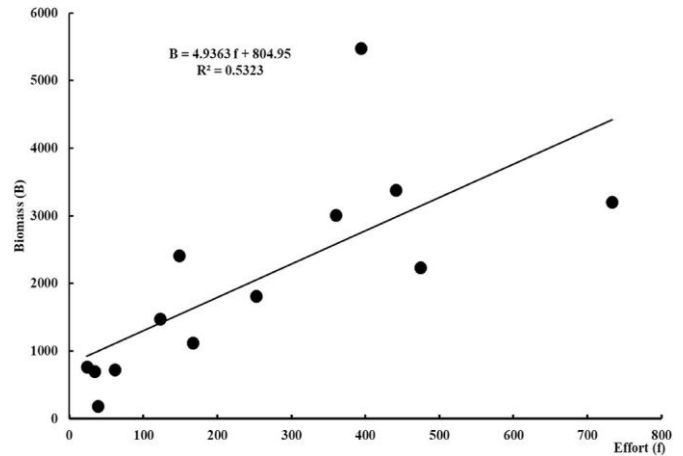


Fig. 8. Relationship between fishing effort (f) and biomass (B) in kg at Canto Verde beach, from 2018 to 2019.

15.17) and Batoque Resex sites (105.29 ± 31.19). The fishing effort at the Mucuripe site was significantly higher than those of the Batoque (p < .001) and PCV (p < .001), and the effort at the PCV Resex site was significantly higher than that of the Batoque (p < .001) (Fig. 2). Mucuripe was the only study site with that permitted motorized vessels (Table 2).

No significant difference in CPUE values was shown across sites (two-way ANOVA, F 2.28, p .142) and between seasons (two-way ANOVA, F 1.78, p .186). Furthermore, no interaction was detected between the sampling sites and the seasons for the CPUE (two-way ANOVA, F 0.15, p .854).

Mean production values of species caught by boat showed significant difference (Kruskal-Wallis, H = 34.8, p < .001), of which the production at the Mucuripe site (223.76 ± 69.74) differed from the Batoque Resex (p < .001) (13.216 ± 5.53) and Prainha do Canto Verde Resex sites (p < .001) (33.74 ± 5.56). The Mucuripe site presented the highest mean production across the sites. No significant difference was shown between the Batoque and Prainha do Canto Verde sites (Fig. 3).

Significant difference was shown across the sites for the average number of recorded species (two-way ANOVA, F = 11.12, p < .001). No difference was observed between the average number of species per seasons (two-way ANOVA, F = 1.40, p = .245).

Regarding the habitat of the fishing grounds, a preference for the artificially hard bottom was observed in both Resex sites. The fishermen of the Batoque site carried out the fishing near artificial structures. Fishermen of the Mucuripe site performed 89% of their fishing on natural hard bottoms (Table 2).

The first axis of the correspondence analysis explained significantly 91.43% of the variance of the model with the first two axes presenting an eigenvalue of 0.845782 and 0.0612087, respectively. A strong association of the ballyhoo halfbeak, corocoro grunt, chere-chere grunt, atlantic spadefish and atlantic thread herring was observed with the artificial hard bottom habitat, as well as the guachanche barracuda and the black grouper with the natural hard bottom habitat (Fig. 4).

In this study, there was a problem suffered by artisanal fisheries around the world. The fact that they are fisheries working with numerous fishing gears, which are multi-species and has a fleet of variable boats, creates a certain difficulty to analyze the data sampled. It is necessary to consider the complexity of this type of fishing and the subjectivity of some of the data provided that may lead to some outliers, modifying the interpretation of some results. The Mucuripe site showed the highest number of outliers, which was expected given its proximity to an urban center and the difficulty in monitoring the landings. This site also showed a high dispersion of values for fishing effort (f) and biomass (B) ($R^2 = 0.0026$) and for f and CPUE ($R^2 = 0.0462$).

The relationship between fishing effort (f) and biomass (B) at the Batoque site showed the same monthly variation with exception for January 2019 (Fig. 5). However, the relationship between f and B shows significance ($n = 1$, $R^2 = 0.8945$, $p < .001$) when considering this month as an outlier and excluding it from analysis (Fig. 6). The relationship for f and CPUE at this site showed a negative trend, but no significance was shown ($R^2 = 0.2693$).

The relationship between f and B at the Prainha do Canto Verde site showed the same monthly variation (Fig. 7). The relationship between f and B was significant ($n = 11$, $R^2 = 0.5323$, $p < .001$) (Fig. 8). This site showed a high dispersion of values for f and CPUE, but with no significance ($R^2 = 0.002$).

4. Discussion

Hook and line (HAL) fishing in tropical regions captures a wide diversity of species in the pelagic and demersal zones (Fonteles, 2011; Munga et al., 2014; De Freitas et al., 2017). This was verified herein and in other studies (Punzon, 2016; De Freitas et al., 2017; Previero and Gasalla, 2018). However, variation in the average number of species caught was observed between sites in the present study despite the high species richness shown across all sites, indicating that the fishing strategy used at each location influences the species richness of the landings.

The CPUE showed no variation across sites, contrary to the hypothesis that fisheries practiced within a Conservation Unit that has a protected marine area and has a fisheries management agreement has a higher production than other beaches. However, it is worth noting that the CPUE of small-scale fisheries is affected by several factors, such as climate, socio-economic conditions, ocean currents and displacement of fishermen to more attractive fishing grounds (Vølstad et al., 2014; Rochman et al., 2016). Rainfall was expected to affect the CPUE since it influences the ability of fishermen to go out to the sea and probably the abundance of species (Vilela et al., 2018). The three dry and rainy periods of the present study were within the historical rainfall average (FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2017; 2018, 2019). However, no interaction was shown between seasonality and CPUE. It is possible that a larger set of data may be required to detect these differences.

When comparing the two conservation units, the Batoque Resex site showed a lower mean effort and shorter distances travelled per vessel. However, its production was statistically equal to that of Prainha do Canto Verde Resex, indicating an advantage for the fishing strategy at the Batoque site. All fishing activities at the Batoque Resex were carried

out near artificial habitats, which have been suggested to support high abundances of fish (Grossman et al., 1997). On the other hand, there were more fishermen exploiting the resources at the Prainha do Canto Verde Resex site, which could increase pressure on the stock.

The fishing activities at the Mucuripe site were carried out in areas with a natural bottom, which showed a different species composition when compared to that of artificial habitats. Hackradt et al. (2011) reported that the number of species in the natural environment is slightly higher than in the artificial reef, corroborating the results of this study. The Mucuripe site showed the highest average number of species caught per vessel. In addition, the increased fishing production in Mucuripe may be related to a higher variety of exploited habitats, since most vessels are motorized.

Regarding the association between species and bottoms, the correlation of the corocoro grunt (*Orthopristis ruber*) to artificial hard bottom is perhaps due to this species only being observed with fishing activities carried out in Batoque Resex, where 100% of the fishing occurred in this type of bottom. However, this species is known to occur in several types of bottoms such as sand, rock and mud bottoms, and inhabits coastal waters (Aizawa and Uyeno, 1983). Hence, the presence of this species only at the Batoque Resex is probably related to the fact that fishing at this site was performed with the least distance from the coast when compared to the other study sites. The other species associated with the artificial bottoms (e.g. ballyhoo halfbeak, chere-chere grunt, Atlantic spadefish and Atlantic thread herring) were shown at the Batoque and PCV Resex sites, of which these species are known to form shoals and occur mainly in coastal regions (Collette, 1978; Courtenay and Sahlman, 1978; Lieske and Myers, 1996; Smith, 1997).

The artificial hard bottom was predominant for fishing at the PCV Resex, but natural hard bottoms were targeted for fishing at this site as well. The guachanche barracuda was associated with the natural habitat and only occurred at this site and showed high catches. This species is known to inhabit muddy bottoms and coastal waters near estuaries and rivers rather than natural hard bottoms (De Sylva, 1990). However, the occurrence of this species may be due to the turbid waters off the coast of Ceará. Another species associated with the natural hard bottom was the black grouper. This species generally inhabits coral and rocky reefs (Lieske and Myers, 1994). The Atlantic thread herring also occurs in reef environments (Lieske and Myers, 1996), but in the present study they showed no direct association with any bottom. Nevertheless, Punzon (2016) suggested that the association of some species to certain habitats influences the spatial distribution of fishing activities.

For the relationship between fishing effort and biomass, artisanal fishermen at the Batoque Resex site directed their fishing effort towards areas with artificial refuges, resulting in a lower mean effort due to the concentration of fish biomass. The relationship between f and B at the Prainha do Canto Verde Resex was similar to that of the Batoque site, but effort was greater than that of the Batoque since the fishing was performed near natural and artificial habitats. The monthly biomass prediction is based on the fishing effort at the artificial reefs, where the variations in the abundance of the species are similar. Artificial reefs show abundances of various fish species because these structures provide refuge and food (Pickering and Whitmarsh, 1997). Thus, the presence of artificial habitats reduces the need to fish at various areas. When considering the Mucuripe site, more movement was required for the catch when compared to the two Resex sites, like due to the absence of artificial refuges in this region.

No relationship was established between fishing effort (f) and CPUE in the present study. Variations in CPUE are mainly associated with changes in fleet composition (Hilborn and Walters, 1992), as well as environmental factors (Sunden et al., 1981). However, the need to correct the CPUE (e.g., standardize the data) is not the only drawback in its interpretation as an index of relative abundance. The most common form of nonproportionality is that CPUE remains very high while abundance decreases, as defined by the equation $CPUE = q \times N\beta$ (Harley et al., 2001). "Hyper-stability" is suggested when $\beta < 1$ (Hilborn and

- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L., 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Museu de Zoologia, Sao Paulo.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Museu de Zoologia, Sao Paulo.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L., 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Museu de Zoologia, São Paulo.
- Munga, C.N., Omukoto, J.O., Kimani, E.N., Vanreusel, A., 2014. Propulsion-gear-based characterisation of artisanal fisheries in the Malindi-Ungwana Bay, Kenya and its use for fisheries management. *Ocean Coast Manag.* 98, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.06.006>.
- Nelson, J.S., Grande, T., Wilson, M.V.H., 2016. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ.
- Pickering, H., Whitmarsh, D., 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. *Fish. Res.* 31, 39–59. [https://doi.org/10.1016/s0165-7836\(97\)00019-2](https://doi.org/10.1016/s0165-7836(97)00019-2).
- Previero, M., Gasalla, M.A., 2018. Mapping fishing grounds, resource and fleet patterns to enhance management units in data-poor fisheries: the case of snappers and groupers in the Abrolhos Bank coral-reefs (South Atlantic). *Ocean Coast Manag.* 154, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.007>.
- Punzon, A., 2016. Spatial characterization of the fisheries in the avilés Canyon System (Cantabrian sea, Spain). *Cienc. Mar.* 42, 237–260. <https://doi.org/10.7773/cm.v42i4.2628>.
- Rochman, F., Jatmiko, I., Wujdi, A., 2016. Biology and CPUE spatial distribution of escolar *Lepidocybium flavobrunneum* (Smith, 1843) in eastern indian ocean (evolving fisheries: today's by-catch is tomorrow's target catch). *Indonesian Fisheries Research Journal* 22 (27). <https://doi.org/10.15578/ifrj.22.1.2016.27-36>.
- Santos, M.P.N.D., Seixas, S., Aggio, R.B.M., Hanazaki, N., Costa, M., Schiavetti, A., Dias, J.A., Azeiteiro, U.M., 2012. A Pesca enquanto atividade humana: pesca artesanal e sustentabilidade. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 12, 405–427. <https://doi.org/10.5894/rgci385>.
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52, 591–611. <https://www.jstor.org/stable/2333709/>. (Accessed 15 April 2020). <http://doi.org/10.2307>.
- Smith, C.L., 1997. *National audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda*. Alfred A. Knopf Inc., New York.
- Sunden, P.N., Blackburn, M., Williams, F., 1981. *Tunas and Their Environment in the Pacific Ocean: a Review*. Aberdeen University Press, Aberdeen, UK.
- Vilela, R., Conesa, D., Rio, J.D., López-Quílez, A., Portela, J., Bellido, J., 2018. Integrating fishing spatial patterns and strategies to improve high seas fisheries management. *Mar. Pol.* 94, 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.016>.
- Vølstad, J.H., Afonso, P.S., Baloi, A.P., Premegi, N.D., Meisjord, J., Cardinale, M., 2014. Probability-based survey to monitor catch and effort in coastal small-scale fisheries. *Fish. Res.* 151, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.11.016>.
- Ye, Y., Gutierrez, N.L., 2017. Ending fishery overexploitation by expanding from local successes to globalized solutions. *Nature Ecology & Evolution* 1. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0179>.

**4 CAPÍTULO 2 - SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA DAS PRINCIPAIS
ESPÉCIES DE PEIXE EXPLOTADAS COM LINHA DE MÃO EM LOCAIS COM
DIFERENTES SISTEMAS DE GESTÃO NO BRASIL**

Artigo científico publicado na Revista *Regional
Studies in Marine Science.*

**CATCH SUSTAINABILITY OF THE MAIN FISH SPECIES EXPLOITED BY
HANDLINE IN LOCATIONS WITH DISTINCT MANAGEMENT SYSTEMS IN
BRAZIL**



Catch sustainability of the main fish species exploited by handline in locations with distinct management systems in Brazil

Jasna Maria Luna Marques^{a,b,*}, Caroline Vieira Feitosa^a

^a Institute of Marine Sciences - Labomar, Federal University of Ceará, Avenida da Abolição, 3207, 60165-081, Fortaleza, CE, Brazil

^b Graduate Program in Tropical Marine Sciences, Federal University of Ceará, Brazil



article info

Article history:

Received 27 September 2021

Received in revised form 16 January 2022

Accepted 17 January 2022

Available online 29 January 2022

Keywords:

Marine protected area

Small-scale fisheries

Data-poor fisheries

Stock assessment

Fisheries management

Vulnerability analysis

abstract

Ecological Risk Assessment for the Effects of Fishing (ERAEF) is an assignment process of magnitudes and probabilities to the damaging effects of fishing activities, and is used to identify and prioritize the risks of fishing to marine ecosystems. Productivity and susceptibility analysis (PSA), part of ERAEF, assumes that the susceptibility of a species to impact, and its productivity, determines the potential for recovery of the species if its population collapses. In this study, PSA of the species most caught by the handline fishery of the artisanal fleet from the state of Ceará, Northeast Brazil. Sampling was conducted by monitoring fishing landings from 2017 to 2019 at Mucuripe, Batoque marine protected area (MPA), and Prainha do Canto Verde MPA. The seven productivity attributes were maximum length (L_{max}), von Bertalanffy growth coefficient (K), length at first maturity (L_{50}), L_{50}/L_{max} , intrinsic growth rate (r), fecundity, and trophic level. The six susceptibility attributes were: availability (the geographic overlap of fishing activity according to species distribution), percentage of individuals caught larger than the L_{50} , management strategy, commercial category, frequency of occurrence, and abundance. The productivity values ranged from 1.24 to 2.88. The species *Scomberomorus cavalla* showed the lowest productivity, while *Holocentrus adscensionis* showed the highest productivity with a high r and K . Susceptibility values ranged from 1.18 to 2.27. The species *Lutjanus synagris* caught at Batoque MPA showed the highest susceptibility, which was a high commercial category score, frequency of occurrence, and abundance at this site. Vulnerability values ranged from 1.71 to 3.46. The species *S. cavalla*, *L. analis*, and *Ablennes hians* were the most vulnerable, ranked as high risk at all sites. *H. adscensionis* was the least vulnerable at all sites. The vulnerabilities were not statistically different across the sites, suggesting a lack of effective management measures in the MPA.

© 2022 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Artisanal fisheries are characterized by small fishing vessels, using few resources, making short fishing trips, generally close to shore, and mainly focused on subsistence and local consumption (FAO, 2014). Brazilian law characterizes artisanal fishing as an activity carried out by professional fishers in an autonomous manner with their own gear, in small boats (with a gross tonnage smaller than 20) (Government of Brazil, 2020a). The Northeast region has the largest national annual fishing production with 186,012 t (in 2011), and of this, the state of Ceará contributed 21,788 t through artisanal fishing (MPA - Ministério da Pesca e Aquicultura, 2013). One of the techniques used by these fishers is the handline, a very common fishing gear in the state of Ceará,

widely used across artisanal fishing communities, and is focused on one or more species that can be pelagic or demersal (Maia and Barreira, 2008; da Silva et al., 2007; Gadig et al., 2000). In this region, the catch is composed of a wide diversity of species with low specific abundance and at different depth ranges (Fonteles, 2011). However, the bycatch is not significant in this type of fishing, as what is not traded is used for subsistence consumption (Bevilacqua et al., 2019). Handline fishing uses a nylon line of varied size depending on the target, and one or more hooks on the extremities. The size of fishhooks influences the size of the prey caught, as smaller hooks catch smaller prey (Montealegre-Quijano et al., 2011).

Fishing directly impacts the ecosystem, which is also affected by other human activities (e.g. pollution, habitat modification); therefore, fishing must be managed to ensure a balanced ecosystem (Garcia et al., 2003). In recent decades, there has been a worldwide effort to move from single-species fisheries management to a more holistic approach (Vinther et al., 2004). Thus, important protocols have been developed (e.g., Ecosystem Based

* Correspondence to: Population Dynamics and Ecology of Marine Fish Laboratory (DIPEMAR), Institute of Marine Sciences (Labomar), Federal University of Ceará, Avenida da Abolição, 3207, 60165-081, Fortaleza, CE, Brazil.

E-mail address: jasnaluna@alu.ufc.br (J.M.L. Marques).

Fisheries Management (EBFM) and Ecosystem Approach to Fisheries (EAF), which require going beyond the direct impacts of the species being targeted by fisheries. Thus, modifications to habitats and ecological communities must be understood and managed to improve the overall sustainability of the ecosystem (Hobday et al., 2011a). The fisheries management actions undertaken in Brazil are generally focused on a single species; therefore, in order to meet the EBFM mandate, methodologies such as the ecological risk assessment for the effects of fishing (ERAEF) are important to support the adaptive management of fisheries with limited data (Smith et al., 2007). ERAEF is used to identify and prioritize the potential risks of fishing in marine ecosystems (Hobday et al., 2011b). ERAEF has the advantage of being a simple methodology to apply, which can be used in data-poor fisheries (Dowling et al., 2015b; Honey et al., 2010), and is also used in reef ecosystem fisheries (Feitosa et al., 2008; Previero and Gasalla, 2020). It is mainly divided into three steps: the first is the Scale Intensity Consequence Analysis (SICA), primarily a qualitative step. This process involves analyzing the risk sources, potential impacts associated with each problem, and likelihood that a given level of consequence occurs. This combination produces an estimated level of comparative risk that can be used to help determine the level of response required for management (Fletcher, 2005). The second step is the Productivity and Susceptibility Analysis (PSA), a semi-quantitative step that is based on the assumption that the risk to an ecological component will depend on two characteristics of the component units: (1) the extent of impact due to fishing activity, which is determined by the susceptibility of the species to fishing activities and (2) the recovery capacity, which determines the potential for the species to recover if its population collapses (Cotter and Lart, 2011). The third analysis uses the PSA results to propose appropriate management measures for the studied fisheries (Hobday et al., 2007). This methodology, like similar protocols, has already been used in other fisheries in Brazil with relevant results that can be considered in the formation of public policies (Feitosa et al., 2008; Previero and Gasalla, 2020; Lucena-Frédou et al., 2017).

Brazil has the National System of Conservation Units (SNUC), which includes federal, state, and municipal conservation areas with different goals according to their use. The Extractive Reserve, a type of marine protected area (MPA), is considered a sustainable use conservation area under SNUC, equivalent to IUCN VI (protected area with sustainable use of natural resources). These MPAs are used by traditional populations to protect their livelihoods and cultures (Government of Brazil, 2020b). These types of MPA are important tools for the conservation of marine biomes and fish stocks (Giralardi-Costa et al., 2020). The state of Ceará has two federal extractive reserves: Batoque (Government of Brazil, 2020c) and Prainha do Canto Verde (PCV) (Government of Brazil, 2020d), both of which are located in coastal and marine areas, and fishing is the main extractive activity. The Prainha do Canto Verde MPA is a marine area where fishing activity is regulated through fishery management agreements (ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2012). It was established by a decree on June 5, 2009. Because it is a marine extractive reserve, the goals are focused on artisanal fishing activities practiced by the community members. The Batoque MPA was established by a decree on June 5, 2003. Despite being older, it does not have a management plan in place and also does not include the marine portion of the territory, which makes it difficult to achieve the objectives of the MPA. The goals of both the MPAs are to ensure sustainable use and conservation of renewable natural resources, and to protect the livelihoods and culture of the local extractive population.

Outside of the MPAs, there has been no regulation of fishing activity. Thus, it is necessary to conduct research to identify the

ecological risks originating from artisanal fishing practiced in areas with some kind of protection, and in places located in large urban centers, as in the case of Mucuripe, which has the largest fishing fleet of Fortaleza, the capital of the state of Ceará (Menezes et al., 2019). Mucuripe has an important harbor for cargo and passenger transportation and intensive urban development. Unlike MPAs, Mucuripe is not inserted in any conservation area of SNUC. Marques et al. (2021), while analyzing the fishing data from the two MPAs mentioned above and Mucuripe, verified that Mucuripe employed the greatest fishing effort and caught the greatest number of species per boat among the three sites. During the compilation of manuscripts for the discussion of these study results, it was noted that Mucuripe, because it is located in the state capital and consequently has better access, in fact has a higher incidence of research than the other locations (Menezes et al., 2019; Santander-Neto and Faria, 2020; Lacerda et al., 2016). It is therefore important to carry out more extensive research that includes other fishing areas, such as the MPA analyzed in this study.

In this study, we aimed to analyze the productivity and susceptibility of the species most caught by the handline of the artisanal fleet fishery in the state of Ceará, northeastern Brazil. In addition, the results of the productivity and susceptibility analyses were compared between coastal and marine protected areas of sustainable use and other unprotected and unregulated areas in relation to the impact of fishing activity. This study applied a methodology from Australia and replicated it in this Brazilian case study to assess the ecosystem as a whole, moving away from single species management, which is still prevalent in Brazil and in many other countries globally.

2. Material and methods

2.1. Study area

Mucuripe beach is located at Mucuripe Cove in the city of Fortaleza, in the Brazilian state of Ceará (Fig. 1). Despite the environmental impacts of intense urban development (e.g., diffuse pollution sources, sewage, dredging, and landfill), fishers are still able to fish in this region and adjacent areas.

The Batoque MPA is a federal conservation area. It is located in the coastal region of the municipality of Aquiraz, in the Fortaleza Metropolitan Region, 51 km from the capital, and covers an area of approximately 601 ha (Fig. 1). There is still no management plan for the MPA.

The Prainha do Canto Verde MPA is also a federal conservation area. It is located in the municipality of Beberibe, State of Ceará, approximately 110 km from the capital, covering an area of approximately 29,794 ha (Fig. 1). There is a fisheries management agreement that regulates fishing activities in the area. In the fishing agreement it is established that only non-motorized boats are allowed in the area, as well as fishing gear and seasons that can be used (Feitosa et al., 2008)

2.2. Data collection

Because data were sampled in two federal conservation areas, this study needed authorization was required from the System for Authorization and Information in Biodiversity of the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (SISBIO-ICMBIO): licenses n° 61552-1 and n° 52552-2, as required by Brazilian legislation. The research ethics committee of the Federal University of Ceará approved the questionnaire submitted to local fishers (approval protocol no. 3.913.236).

Data were collected from May 2017 to April 2018 at Mucuripe beach, from July 2018 to June 2019 at Batoque MPA, and from

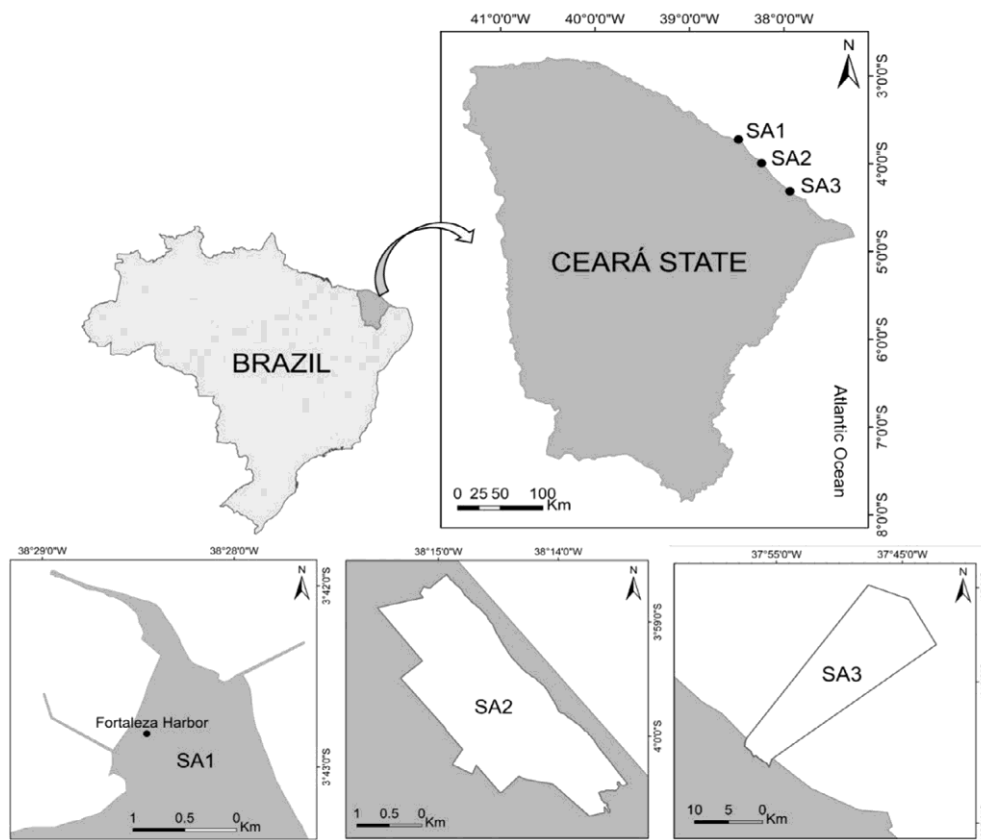


Fig. 1. Map of the study area showing Brazil, the state of Ceará and the three sites studied. Legend: SA1: Mucuripe beach, SA2: Batoque MPA, SA3: Prainha do Canto Verde MPA.

Source: Marques et al. (2021)

April 2017 to April 2018 at Prainha do Canto Verde MPA. The data were obtained through fishing landing monitoring, and the sampling frequency was twice a month. Ecological and biological data of the species that were published in scientific articles and/or available on the FISHBASE platform were obtained (Froese and Pauly, 2021). We also considered the threat categories in which the species are classified according to the Red List of Threatened

Species of the International Union for Conservation of Nature (IUCN), which categorizes the species into levels of risk of extinction: Critically Endangered (CR), Endangered (EN), Vulnerable (VU), Near Threatened (NT), Least Concern (LC), and Data Deficient (DD), to compare with the results of this research (IUCN, 2021). It is worth mentioning that none of the species considered in this study is in any category of threat, according to The Red Book of the Brazilian Fauna Threatened with Extinction (ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018).

The individuals sampled were identified at the species level by experienced researchers using identification keys (e.g. Haimovici et al., 2009; Last et al., 2016; Figueiredo and Menezes, 1980, 2000; Menezes and Figueiredo, 1978, 1980, 1985). The species chosen for analysis were divided into handline target species: lane snapper (*Lutjanus synagris*), mutton snapper (*Lutjanus analis*), dog snapper (*Lutjanus jocu*), yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*), king mackerel (*Scomberomorus cavalla*), Serra Spanish mackerel (*Scomberomorus brasiliensis*), blue runner (*Caranx crysos*) and yellow jack (*Carangoides bartholomaei*), which are species with the greatest economic value; and handline non-target species: white grunt (*Haemulon plumieri*), squirrelfish (*Holocentrus adscensionis*), sheepshead porgy (*Calamus penna*), sand tilefish (*Malacanthus plumieri*), coney (*Cephalopholis fulva*), and flat needlefish (*Ablennes hians*), which are the species mainly used for subsistence. The eligibility criteria for these species were that the

species most commonly caught by the handline fishery and those that occurred in the fisheries conducted at the three study sites.

2.3. Data analysis

In this research the first step of ERAEF, the SICA analysis, was not carried out formally. It was chosen discretionarily based on the reality of the landings, since the impacts of fishing on target and non-target species are well known in the literature. The absence of this step does not invalidate the ERAEF result (Hordyk and Carruthers, 2018). The second step (PSA) was performed. The seven productivity attributes were classified into ranges associated with three different levels of risk. If the productivity level associated with the attribute was high, its score was 1 (low risk); if it was medium, 2 (medium risk); and if it was low, 3 (high risk) (Hobday et al., 2011b).

In the case of susceptibility, the six attributes were also given scores of 1, 2 or 3 depending on the possibility of the risk to exist. If the susceptibility level associated with an attribute was low, its score was 1 (low risk); if it was medium, 2 (medium risk); and if it was high, 3 (high risk) (Hobday et al., 2011b).

The attributes were chosen according to a previously established methodology (Hobday et al., 2011b) and widely applied in other fisheries (Cotter and Lart, 2011; Lucena-Frédou et al., 2017; Patrick et al., 2010). The attributes were chosen considering the characteristics of the fishery and site, in addition to data availability.

The risk limits for each attribute were selected using the quotient between the lowest and the highest values that is, the extremes found, divided by three. Thus, they were distributed into tertiles.

The seven productivity attributes (Table 1) were:

(1) Maximum length (L_{max}, cm): the maximum total length of each species found in the literature. In this study, all species were within the limits reported by Froese and Pauly (2021). This parameter is considered a relative indicator of productive capacity (Patrick et al., 2010).

(2) von Bertalanffy growth coefficient (K, cmyear⁻¹): the growth rate or how fast the fish reaches its maximum length. The values are obtained from Froese and Pauly (2021). When this information was not available for a given species, the parameter was calculated according to the formula, $k = 15 \times L_{\infty}^{-0.46}$ (Le Quesne and Jennings, 2012).

(3) Length at first maturity (L₅₀, cm): the length at which 50% of the individuals in a given population are capable of reproduction. The values were obtained from Froese and Pauly (2021). When this information was not available for a given species, the parameter was calculated according to the formula, $L_{mat} = 0.64 \times L_{\infty}^{0.95}$ (Le Quesne and Jennings, 2012).

(4) L₅₀/L_{max}: a ratio that describes the differences between somatic and reproductive investment per species. This quotient has a linear variance, being highly correlated, even in animals that change sex during their lifetime (Allsop and West, 2003).

(5) Intrinsic growth rate (r): a parameter that reflects population growth, and corresponds to the maximum growth rate of a population at its lowest possible stock. This is directly related to the productivity of the stock, and is a combination of other productivity attributes (Hordyk and Carruthers, 2018). The values of r were estimated using the formula, $r = 2F_{MSY} / L_{MSY}$. F_{MSY} is the maximum rate of fishing mortality (Zhou et al., 2018).

(6) Fecundity: the average number of oocytes produced by a female for a given time influenced by the length and age of the individual (Patrick et al., 2010). Fecundity is a parameter that is not available for several species, especially in data-poor stocks (Stobutzki et al., 2001). Fecundity values could not be obtained for some species, so these were categorized as high risk based on the precautionary principle (Hobday et al., 2011b). The fecundity of the other species was obtained from specialized literature (Sousa et al., 2017; Brule et al., 2018; Trejo-Martínez et al., 2011; Ivo, 1974; Lima et al., 2007; Santos, 2012; Oliveira et al., 2017; Shinozaki-Mendes et al., 2007, 2013; Garciov Filho and Simoni, 2019).

(7) Trophic level: The position of a species within the food web. Lower trophic level stocks are generally more productive than higher ones (Patrick et al., 2010). Fishing has the ability to decrease the marine trophic index, suggesting that fish from the highest trophic levels are being removed from the ecosystem faster than they can recover, thus favoring species from lower trophic levels and deregulating the ecosystem (Pauly et al., 1998). Information on this parameter per species was obtained from Froese and Pauly (2021).

In total, 14 species and 7 productivity attributes were analyzed, totaling 98 parameters. However, for species *Ablennes hians*, *Calamus penna* and *Malacanthus plumieri* specific information about fecundity is not available, so the precautionary principle was used considering conservative values (Hobday et al., 2011b). This represented 3.06% of the total parameters used in the analysis.

The six susceptibility attributes (Table 2) were:

(1) Availability (horizontal overlap): a measure of the geographic overlap of fishing activity according to species distribution (MSC Marine Stewardship Council, 2010). A qualitative analysis was performed based on the information available on the FISHBASE, IUCN websites, literature and in-house expertise (Froese and Pauly, 2021; IUCN, 2021; Carneiro et al., 2022). The greater the overlap of the fishery with the distribution of the species, the higher the level of risk because the fishery will affect a greater proportion of the stock (Patrick et al., 2010).

(2) Percentage of individuals caught larger than the L₅₀ (%>L₅₀): the number of individuals captured of each species that had a total length equal to or greater than L₅₀. Length frequency data at each studied site were used.

(3) Management strategy: The measurement of the scope of stocks exploited by management and governance measures. Species that do not have any type of regulation are considered to be at higher risk (Lucena-Frédou et al., 2017), since the management action is supposed to be efficient and consequently the risks on the species are mitigated. Management strategy data were collected from the literature and legislation.

(4) Commercial category: the measure of market desirability or commercial value of the species (in dollars). The higher the sales price of a species, the higher the risk of overfishing (Patrick et al., 2010) because of the high prices, fishers will probably try to catch the most valuable species (Macusi et al., 2017). The sales prices of the fish were collected at the fishing landings.

(5) Frequency of occurrence (FO, %): The frequency of occurrence was obtained as the ratio of the total number of occurrences of a species by the number of samples performed. A high frequency of occurrence suggests high susceptibility to capture. The more often a species is fished, the greater is the risk of overfishing.

(6) Abundance (%): a measure of the number of individuals of a species caught in relation to the total sample. High abundance suggests high susceptibility to the fishing gear. The higher the abundance of a species caught, the more susceptible it is it would be to overfishing. Information regarding frequency of occurrence and abundance was obtained from the data collected at the time of landing at the three sampling sites.

According to Lucena-Frédou et al. (2017), each productivity and susceptibility attribute received a score according to its degree of importance, considering the ecological and biological criteria that are more or less relevant. For the productivity attributes, L_{max}, k, and r received a score of 3, and the others received a score of 2. The susceptibility attributes received a score of 2, except for the management strategy that received a score of 1. A pondered average of the attributes was then performed to calculate the vulnerability of each species by site.

The vulnerability of each species is given by:

$$V = \frac{\sqrt{[(p - x_0)^2 + (s - y_0)^2]}}{\quad} \quad (1)$$

This risk can be graphically represented on a Cartesian plane, where productivity is on the abscissa axis and susceptibility on the ordinate axis. The graph can be divided into “risk areas” which are the three zones that correspond to low, medium or high-risk levels (Cotter and Lart, 2011).

To determine significant differences between the data from the sampled sites, tests for normality of the data and homoscedasticity of variances were performed using the Shapiro–Wilk and Levene tests, respectively (Shapiro and Wilk, 1965). As the prerequisites were met, an analysis of variance (ANOVA), followed by a post hoc pairwise comparison using the Tukey HSD test, was performed. Statistical analyses were performed using PAST™ software (Hammer et al., 2001). All analyses were performed at a significance level of 5%.

3. Results

A total of 43 landings at Mucuripe, 69 at Batoque, and 142 at Prainha do Canto Verde were sampled and distributed among 254 vessels fishing with handline gear. The 14 species surveyed belonged to nine families and 11 genera (Table 3).

Productivity values ranged from 1.24 to 2.88 (Table 8). Species productivity values were equal across the sites as they are common values for each species (Table 4). *Scomberomorus cavalla*

Table 1

Attributes and productivity scores of species sampled between 2017 and 2019 in Mucuripe, Batoque MPA and PCV MPA, CE, Brazil. High productivity: score 1; medium productivity: score 2; low productivity: score 3.

Productivity attributes	High productivity, Low risk (score = 1)	Medium productivity, Medium risk (score = 2)	Low productivity, High risk (score = 3)
Lmax (cm)	<90.67	90.67–137.33	>137.33
K (cm, year-1)	>0.24	0.15–0.24	<0.15
L50 (cm)	<33.06	33.06–51.52	>51.52
L50/Lmax	<0.34	0.34–0.45	>0.45
r	>0.88	0.55–0.88	<0.55
Fec (millions of oocytes)	>5.64	2.82–5.64	<2.82
Trophic level	<3.57	3.57–4.03	>4.03

Table 2

Attributes and susceptibility scores of species sampled between 2017 and 2019 in Mucuripe, Batoque MPA and PCV MPA, CE, Brazil. Low susceptibility: score 1; medium susceptibility: score 2; high susceptibility: score 3. Legend: 1 USD = 5.31 BRL.

Susceptibility attributes	Low susceptibility, Low risk, (score = 1)	Medium susceptibility, Medium risk, (score = 2)	High susceptibility, High risk, (score = 3)
Availability	Global distribution	Widely distributed beyond the fishing zone	Distribution mainly restricted to fishing area
%> L50	>72.47	52.94–72.47	<52.94
Management strategy	Currently subject to a several conservation and management measures	No specific regulation is in effect, but some indirect measures are in course	No regulation is in effect
Commercial category	<1.88	1.88–2.82	>2.82
Frequency of occurrence	Infrequent	Moderate frequency	Very frequent
Abundance	Not abundant	Moderate abundance	Very abundant

Table 3

List of species sampled in order of evolution according to Nelson et al. (2016), local names, English common names and species code of the species surveyed in Mucuripe, Batoque MPA and PCV MPA, CE, Brazil.

Family	Species	Local name	English common name	Species code
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765).	Mariquita	Squirrelfish	HAD
Belontiidae	<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846)	Zambaia	Flat needlefish	AHI
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	Guarajuba amarela	Yellow jack	CBA
	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	Guarajuba branca	Blue runner	CCR
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	Serra	Serra Spanish mackerel	SBR
	<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	Cavala	King mackerel	SCA
Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758).	Piraúna	Coney	CFU
Malacanthidae	<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)	Pirá	Sand tilefish	MPL
Haemulidae	<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801)	Biquara	White grunt	HPL
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	Cioba	Mutton snapper	LAN
	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801).	Dentão	Dog snapper	LJO
	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Ariacó	Lane snapper	LSY
	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	Guaiuba	Yellowtail snapper	OCH
Sparidae	<i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)	Pena	Sheepshead porgy	CPE

Table 4

Productivity analysis of species sampled between 2017 and 2019 in Mucuripe, Batoque MPA and PCV MPA, CE, Brazil.

Productivity attributes	Risk value													
	HAD	AHI	CBA	CCR	SBR	SCA	CFU	MPL	HPL	LAN	LJO	LSY	OCH	CPE
Lmax (cm)	1	3	2	1	2	3	1	1	1	2	2	1	1	1
K (cm, year-1)	1	2	2	1	3	3	3	1	2	3	3	2	3	1
L50 (cm)	1	3	2	1	2	3	1	2	1	3	1	1	1	1
L50/Lmax	1	3	2	2	1	2	1	3	2	3	1	2	1	3
r	1	2	3	2	3	3	3	2	2	3	3	2	3	1
Fec (millions of oocytes)	3	3	3	3	1	3	3	3	3	2	1	2	3	3
Trophic level	1	3	3	3	1	3	3	2	2	2	3	2	2	3

obtained the highest risk scores, scoring almost all attributes with maximum risk (Table 4). On the other hand, *Holocentrus adscensionis* obtained the lowest risk scores for productivity, showing a high intrinsic growth rate (r) and a high von Bertalanffy growth coefficient (k). It is important to note that risk scores are inversely proportional to productivity.

Susceptibility values ranged from 1.18 to 2.27 (Table 8). Susceptibility scores by species at each site can be seen in (Table 5, Table 6 and Table 7). The species *Lutjanus synagris* at Batoque beach had the highest susceptibility score, justified by the high score for commercial category, frequency of occurrence, and abundance of this species at this site (Table 6).

Vulnerability values ranged from 1.71 to 3.46, with species falling in all risk categories, with the medium risk category being the most abundant. The species *S. cavalla*, *L. analis*, and *Ablennes hians* were the most vulnerable, ranking as high risk at all sites. *H. adscensionis* was the least vulnerable, being the only species ranked as low risk at all sites (Table 8).

Fig. 2 shows the graph of the PSA of the species in the three sites divided by risk zones. The increase in risk occurs as one moves towards the upper right corner of the graph, while the opposite occurs as one moves towards the opposite region. While considering the calculated vulnerabilities for the species by site,

Table 5
Susceptibility analysis of the species sampled in Mucuripe, CE, Brazil.

Susceptibility attributes	Risk value														
	HAD	AHI	CBA	CCR	SBR	SCA	CFU	MPL	HPL	LAN	LJO	LSY	OCH	CPE	
Availability	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
% > L50	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
Management strategy	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Commercial category	1	1	2	2	3	3	1	1	2	3	2	2	2	2	1
Frequency of occurrence	2	1	1	1	2	3	2	2	3	3	3	3	3	3	1
Abundance	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	2	1	1

Table 6
Susceptibility analysis of species sampled in the Batoque MPA, CE, Brazil.

Susceptibility attributes	Risk value														
	HAD	AHI	CBA	CCR	SBR	SCA	CFU	MPL	HPL	LAN	LJO	LSY	OCH	CPE	
Availability	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
% > L50	1	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1
Management strategy	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Commercial category	1	2	2	2	3	3	1	2	2	3	3	3	2	2	2
Frequency of occurrence	1	2	1	2	2	2	1	1	1	2	1	3	1	1	2
Abundance	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1

Table 7
Susceptibility analysis of species sampled in the PCV MPA, CE, Brazil.

Susceptibility attributes	Risk value														
	HAD	AHI	CBA	CCR	SBR	SCA	CFU	MPL	HPL	LAN	LJO	LSY	OCH	CPE	
Availability	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
% > L50	1	2	1	1	1	1	1	3	1	2	1	2	1	3	3
Management strategy	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Commercial category	1	1	1	1	2	3	1	1	1	2	3	2	1	1	1
Frequency of occurrence	1	1	1	1	2	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1
Abundance	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	2	1	1

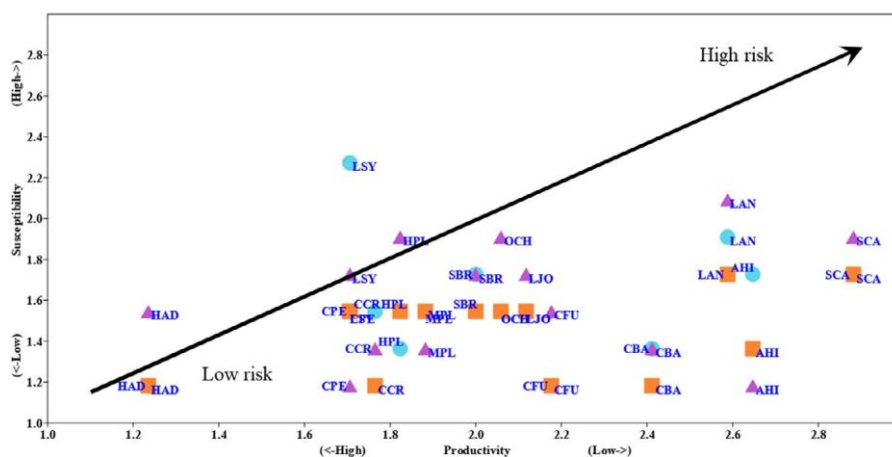


Fig. 2. Distribution of productivity and susceptibility of species caught in the handline fishery and sampled between 2017 and 2019 in Mucuripe, Batoque MPA and PCV MPA, CE, Brazil. Legend: blue circle: Batoque MPA; purple triangle: Mucuripe; orange square: PCV MPA. Species codes are in Table 3. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

it was observed that the vulnerabilities did not differ statistically between the sampled areas. (One-way ANOVA, p .8154.)

4. Discussion

The PSA carried out in this research is a helpful technique, because it is a comprehensive methodology that can be adapted to different types of fisheries, enabling localities that are poor in data and lack official statistics to provide with information that can help them formulate management strategies (Dowling et al., 2015a; Honey et al., 2010). This is possible because this technique relies on available ecological and biological data of fish species to estimate their productivity and susceptibility. However, it is important to note that this methodology focuses only

on the impacts of fishing on the species. Therefore, anthropogenic and environmental impacts were not assessed in this study. The species most commonly caught by the fishery at the three sites were evaluated, and it was observed that none of these species has a specific management tool for it (e.g., closed season, minimum catch size, among others). Perhaps it is because none of them fit any threat criteria on a national and international basis (IUCN, 2021; ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018). The species *H. adscensionis* was the least vulnerable in this study, and this value was influenced by the high productivity of the species, e.g., high intrinsic growth rate (r), high von Bertalanffy growth coefficient (k), and low length at first maturity (L50).

Table 8

Risk category in decreasing order of vulnerability of species caught in the handline fishery in Mucuripe, Batoque MPA and PCV MPA, CE, Brazil. In red are species considered high risk, in yellow, medium risk, and in green, low risk. The species risk categories according to IUCN are Critically Endangered (CR), Endangered (EN), Vulnerable (VU), Near Threatened (NT), Least Concern (LC), Data Deficient (DD). Species codes are in Table 3.

Species	Study site	P	S	V	Rank	Risk category	IUCN
SCA	Mucuripe	2.88	1.91	3.46	1	High	LC
SCA	Batoque	2.88	1.73	3.36	2	High	LC
SCA	PCV	2.88	1.73	3.36	3	High	LC
LAN	Mucuripe	2.59	2.09	3.33	4	High	NT
LAN	Batoque	2.59	1.91	3.22	5	High	NT
AHI	Batoque	2.65	1.73	3.16	6	High	LC
LAN	PCV	2.59	1.73	3.11	7	High	NT
AHI	PCV	2.65	1.36	2.98	8	High	LC
AHI	Mucuripe	2.65	1.18	2.90	9	High	LC
LSY	Batoque	1.71	2.27	2.84	10	Medium	NT
OCH	Mucuripe	2.06	1.91	2.81	11	Medium	DD
CBA	Batoque	2.41	1.36	2.77	12	Medium	LC
CBA	Mucuripe	2.41	1.36	2.77	13	Medium	LC
LJO	Mucuripe	2.12	1.73	2.73	14	Medium	DD
CBA	PCV	2.41	1.18	2.69	15	Medium	LC
CFU	Mucuripe	2.18	1.55	2.67	16	Medium	LC
SBR	Batoque	2.00	1.73	2.64	17	Medium	LC
SBR	Mucuripe	2.00	1.73	2.64	18	Medium	LC
HPL	Mucuripe	1.82	1.91	2.64	19	Medium	LC
LJO	Batoque	2.12	1.55	2.62	20	Medium	DD
LJO	PCV	2.12	1.55	2.62	21	Medium	DD
OCH	Batoque	2.06	1.55	2.57	22	Medium	DD
OCH	PCV	2.06	1.55	2.57	23	Medium	DD
SBR	PCV	2.00	1.55	2.53	24	Medium	LC
CFU	Batoque	2.18	1.18	2.48	25	Medium	LC
CFU	PCV	2.18	1.18	2.48	26	Medium	LC
MPL	Batoque	1.88	1.55	2.44	27	Medium	LC
MPL	PCV	1.88	1.55	2.44	28	Medium	LC
LSY	Mucuripe	1.71	1.73	2.43	29	Medium	NT
HPL	PCV	1.82	1.55	2.39	30	Medium	LC
CCR	Batoque	1.76	1.55	2.35	31	Medium	LC
MPL	Mucuripe	1.88	1.36	2.32	32	Medium	LC

(continued on next page)

Table 8 (continued).

CPE	Batoque	1.71	1.55	2.30	33	Medium	LC
LSY	PCV	1.71	1.55	2.30	34	Medium	NT
CPE	PCV	1.71	1.55	2.30	35	Medium	LC
HPL	Batoque	1.82	1.36	2.28	36	Low	LC
CCR	Mucuripe	1.76	1.36	2.23	37	Low	LC
CCR	PCV	1.76	1.18	2.12	38	Low	LC
CPE	Mucuripe	1.71	1.18	2.08	39	Low	LC
HAD	Mucuripe	1.24	1.55	1.98	40	Low	LC
HAD	Batoque	1.24	1.18	1.71	41	Low	LC
HAD	PCV	1.24	1.18	1.71	42	Low	LC

In the northeast of Brazil, Previero and Gasalla (Previero and Gasalla, 2020) conducted a productivity and susceptibility analysis for some of the species evaluated in this study. In that study, the species *L. synagris*, *Ocyurus chrysurus*, and *Cephalopholis fulva* received a low vulnerability risk score for overfishing, and the species *L. joco* and *Haemulon plumierii* were at medium risk. In this study, the five species mentioned it had a medium level of vulnerability. The past official statistics for the northeastern region of Brazil had shown that lutjanids were a highly captured and slow-growing species and are therefore highly vulnerable to overfishing (Resende et al., 2003). In this study, all lutjanids and *H. plumierii* had $k < 0.16$, indicating a slow growth rate. The results of this study were more conservative than those of Previero and Gasalla (2020), ranking most species at moderate risk. It is also important to point out that the attributes were adapted to the characteristics of the fisheries practiced in the region and were dependent on the data obtained.

Lucena-Frédou et al. (2017) conducted a PSA for the scombrid fishery in the Atlantic and Indian Ocean, including the species *S. cavalla* and *S. brasiliensis*, which were considered as a bycatch, and found a moderate risk level for the former and a high risk level for the latter. But, in this study, the former had a high risk, and the latter had a moderate risk. The species *S. cavalla* is classified as Least Concern by the IUCN (IUCN, 2021); however, it received a high risk in this research. It is important to note that this species is widely distributed from the western Atlantic to the eastern Atlantic, exhibiting little concern on a global scale (IUCN, 2021). However, taking into consideration the high commercial value and high frequency of occurrence in the landings, which ranked the species as high risk, it is recommended that more information on the status of the species is needed for a risk reduction strategy on a regional scale.

The lack of local data on this species is a matter of concern. Most commercially exploited marine fishes in Brazil suffer from a lack of data and monitoring of their status (OCEANA, 2020). Many species lack the basic data on their population parameters. These species are the least commercially valuable ones, being valued at less than US\$1.88. An example of this is the species *A. hians*, which is sold for just US\$0.94 per kilogram but classified with a high level of vulnerability, being influenced by the high L50 and low fecundity of the species. All highly caught species are at risk of being overfished one day, regardless of whether they are commercially valuable. Following a precautionary approach, the lack of data on non-target species in the literature by itself takes them to a high alert level (Johannes, 1998). This is not a problem

in Brazil alone; even in developed countries such as Norway, it has been found necessary to increase efforts and adopt tools to assess their economically less important stocks (Gullestad et al., 2017).

The lack of statistical data on fishing in Brazil is another cause of concern. FAO (FAO, 2020) in its report "The state of fisheries and aquaculture in the world" highlighted Brazil in a negative way for not having provided statistical data to the institution since 2014. Without statistics and effective legislations, there is no way to efficiently manage fishery resources, and this permeates all levels of the fishing organizations in the country (Resende et al., 2003). The lack of long-term commitment, investment, and financial resources makes the sustainable development of small-scale fisheries in Brazil unfeasible in the current scenario (Araujo et al., 2017; Previero and Gasalla, 2020).

The creation of marine protected areas has been a widely used strategy to preserve the continuity of species and the livelihoods of traditional populations, such as those benefiting from the marine protected area system (Gerhardinger et al., 2009). These areas should be periodically monitored and have well-defined rules incorporated in their management plans to ensure that the objectives of these areas are met. In both MPAs studied, the majority of the community is in favor of the rules, but there is no data to quantify these values. Without management plans, as observed in most marine protected areas in Brazil, management objectives are not achieved (ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2021). It is important to reinforce the acceptance of the MPA by the community for its effectiveness (Cicin-Sain and Knecht, 1998). There is a need for broad stakeholder participation and buy-in added to adequate enforcement and monitoring for success in reaching the goal of combating overfishing in the area. Marques et al. (2021) performed a complete characterization of the fisheries in these three locations and observed that fishing effort was significantly lower in areas under some type of fisheries management than in an area outside of them. This may be an indication that both MPAs have some effectiveness, in terms of governance. However, in this study, no differences in species vulnerability were observed between the MPA and the external fishing area (unprotected area), indicating that even after more than ten years of creation of the protected areas, they were not effective in significantly protecting their resources.

Artisanal fishing activity is of great social importance, and it is extremely necessary that the status of the affected populations is known for its execution to be well ordered (Cardinale et al., 2014). It is important to work together with fishers and local communities. The ERAEF is convenient because it can address the main concerns of the stakeholders. Thus, stakeholders are more capable of engaging in management (Honey et al., 2010; Hornborg et al., 2018). Local fishers are the main beneficiaries of a well-designed fishery resource management policy, as they are directly impacted when fishing becomes unviable. In a study conducted in Prainha do Canto Verde, Carvalho et al. (Carvalho et al., 2010) pointed out that fishing in many cases did not supply for the fishermen and their families' basic needs, and the fish product was used only for their own consumption. It is necessary to value the work of these professionals, and in this sense, scientific research comes with the intention of giving alternatives so that the population can live with dignity. One cannot forget that sustainable development is built on three pillars, one of which is the social one (UN - United Nations, 1987).

It is important to emphasize that although this study dealt with species widely caught in the fisheries of the northeastern region, none of these are listed in Ordinance No. 445 of 2014 of the Ministry of Environment (MMA), the most recent list of threatened species published in the country (MMA - Ministério

do Meio Ambiente, 2021); and none of these species are classified as vulnerable by the Red Book of the Brazilian Fauna threatened with extinction (ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018). Moreover, the IUCN listed most of the species in this study as least concern. This shows that although many species studied were left with medium and high vulnerabilities, these fisheries require more efficient management to ensure that they can continue to be practiced. As stated by Preikshot and Pauly (2005), the coexistence between conservation and fisheries is completely possible and necessary. In terms of conservation, if it is looked at from a functionalist point of view, humans are also part of nature that needs to be protected (Callicott et al., 1999).

5. Conclusions

The productivity and susceptibility analysis used in this study proved to be an efficient methodology for the preliminary assessment of data-poor fisheries that can be used as a framework for management measures. This research also serves as a basis for listing some species that should be prioritized in the management strategies for the region's fisheries resources. Further evaluation of the species *Ablennes hians*, *Carangoides bartholomaei*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu*, *Lutjanus synagris*, *Ocyurus chrysurus*, *Scomberomorus brasiliensis*, and *S. cavalla*.

Although the management intensities differed between the sites studied, there were no differences in species vulnerability between them. This suggests a weak differentiation in fishing methodologies (e.g., same fishing gear, same type of vessel) between the study sites and, consequently, in the impact caused by the fishery. However, it is important to emphasize that hand-line fishery is one of the selective forms of fishery and that all the species caught in the sites studied are used for both local commerce and subsistence, with no discarding individuals.

Some recommendations that would contribute to the management and protection measures for artisanal fisheries stocks are proposed here.

- Create incentives and make investments in scientific studies to determine the population parameters of all the component species, which are widely captured in artisanal fisheries.
- Develop management plans for the conservation areas that have not yet been developed, with emphasis on conservation and the continuous evaluation and management of fish stocks.
- Strengthen governmental integration with the productive chain of fish and all social actors involved.
- Implement strategic management based on studies and constant and long-term monitoring of fishery and commercial stocks, generating a statistical database of these fisheries.

CRedit authorship contribution statement

Jasna Maria Luna Marques: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Data curation, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization, Funding acquisition. **Caroline Vieira Feitosa:** Conceptualization, Validation, Formal analysis, Resources, Writing – review & editing, Supervision, Project administration.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

**5 CAPÍTULO 3 – PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL
SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL**

Artigo científico a ser submetido à Revista

Ecological Indicators.

PESCA E MODELAGEM TRÓFICA DE UMA PRAIA TROPICAL SOB INTENSA PRESSÃO ANTRÓPICA NO NORDESTE DO BRASIL

Resumo:

O gerenciamento das pescarias artesanais de regiões tropicais é complexo devido a altariqueza de espécies. O Manejo da Pesca baseado no Ecossistema traz uma abordagem ampla que ajuda a compreender melhor qual o papel da pesca no ambiente, sendo fundamental na avaliação das pescarias. Uma das ferramentas que auxilia no cálculo dos parâmetros ecossistêmicos é o Ecopath, um software de modelagem matemática utilizado para compreender os fluxos energéticos entre os elementos dos ecossistemas. O objetivo deste estudo foi elaborar um modelo de equilíbrio de biomassa, por meio do *Ecopath with Ecosim*, que permitisse analisar a estrutura e o funcionamento trófico da praia do Mucuripe, CE, Brasil, verificando a sustentabilidade da pesca de linha de mão, utilizando os indicadores ecossistêmicos índice L e P sustentável; estimar, o nível trófico (NT) e a Eficiência Ecotrófica (EE) das espécies componentes do ecossistema. Os dados de captura foram coletados, por meio de monitoramento dos desembarques pesqueiros. As coletas ocorreram duas vezes ao mês nos períodos de maio de 2017 a abril de 2018. Para aferir a biomassa foram utilizados dados de censos visuais estacionário com raios de 5 e 7,5 m e de publicações científicas na região de estudo. Os dados de composição de dieta foram coletados na plataforma FISHBASE e em artigos científicos. O modelo foi estabelecido com 32 compartimentos, onde os de maior nível trófico (NT) foram tubarões (3,54) e golfinhos (3,46) e o NT médio foi de 2,54. O valor médio do índice de Pedigree foi satisfatório (0,50365), indicando a confiabilidade dos dados. A pesca incide mais no NT III. O valor do índice L foi de 0,0026 ($\pm 0,0005$), indicando que o P_{sust} é maior que 95% e seu valor foi de aproximadamente “1”, revelando que a pesca é sustentável. Os índices de conectividade e omnivoria foram altos, sugerindo um alto grau de interações alimentares e uma relativa maturidade do ecossistema. As maiores biomassas do ecossistema foram dos compartimentos “detritos” e “invertebrados”, enquanto os peixes, foram “*Haemulon spp*” e “*Lutjanus jocu*”. O diagrama de Lindeman mostrou a relevância dos produtores primários e dos detritos para a teia trófica, contribuindo respectivamente com 40,31% e 37,27% dos fluxos totais. O índice de espécies-chave revelou que os compartimentos mais importantes para a manutenção da estrutura trófica do Mucuripe são “outros piscívoros”, “golfinhos”, “fitoplâncton” e as espécies “*H. adscensionis*” e *Cephalopholis fulva*”, sendo recomendável um manejo com atenção maior a esses compartimentos.

Palavras-chave: Ecopath. Teia Trófica. Ecosystem-Based Fisheries Management. Pesca Artesanal. Sustentabilidade.

1. Introdução

Globalmente, as pesquisas pesqueiras têm sido voltadas para pescarias industriais de uma única espécie (Preikshot e Pauly, 2005). Entretanto, em regiões de clima tropical, geralmente, se realizam pescarias multiespecíficas em que os volumes capturados por espécie não são suficientes para manter uma pescaria uniespecífica, dificultando assim o gerenciamento dos recursos pesqueiros (Munga *et al.*, 2014; Soulé, 2005).

As assembleias de peixes são influenciadas pela pesca, onde esta atividade, geralmente, tem como alvo predadores de topo. É sabido que a exploração de recursos marinhos altera as forças bottom-up e top-down nos ecossistemas (Lynam *et al.*, 2017) e a pressão de exploração top-down tem considerável impacto sobre a dinâmica da população de peixes (Lynam *et al.*, 2017). Portanto, compreender os mecanismos que favorecem a produção pesqueira é fundamental para prever as alterações associadas às mudanças climáticas, bem como para explorar de maneira racional os recursos pesqueiros (Mcowen *et al.*, 2015).

A enseada do Mucuripe, situada em Fortaleza, capital do Estado, está sob influência direta do Porto do Mucuripe. Mesmo assim, abriga extensa atividade pesqueira com características tipicamente artesanais e uma multiplicidade de embarcações e artes de pesca, onde os paquetes e as jangadas (Menezes *et al.*, 2019) e a linha e o anzol e a rede de emalhar (Marques *et al.*, 2021) são os mais comuns, respectivamente. Como mencionado acima, está localizada em uma área urbana e muito próxima a um porto, portanto sofre com diversos impactos antropogênicos (e.g. pesca predatória, sobrepesca, poluição por efluentes e resíduos sólidos) (Dantas *et al.*, 2020), seja pelas próprias atividades do porto (e.g. dragagens) (Ximenes-Neto *et al.*, 2018), ou para construções visando melhorias/facilidades para os moradores e turistas (e.g. aterros e expansão da orla) (Maciel, 2015). Diante disso existe a necessidade urgente de se estudar a estrutura trófica dessa localidade.

Pensado inicialmente com o propósito de estimar a biomassa e o consumo alimentar de espécies ou grupos de espécies de um ecossistema aquático, o Ecopath é um *software* de modelagem matemática, aplicado na ecologia. Posteriormente, esse sistema foi combinado com várias abordagens da ecologia teórica para a análise dos fluxos entre os elementos dos ecossistemas. O Ecopath vem sendo continuamente otimizado e hoje pode ser utilizado em várias abordagens ambientais, inclusive no ambiente terrestre e na avaliação de pescarias, fornecendo valores de indicadores ecossistêmicos que possibilitam estimar a resiliência da teia

trófica (Angelini, 2017). Sendo assim, o Ecopath tornou-se um importante aliado para auxiliar no Manejo da Pesca baseado no Ecosistema (EBFM– *Ecosystem-Based Fisheries Management*), que aborda a gestão pesqueira baseada no ecossistema, não abrangendo somente os impactos nas espécies alvo, mas também os impactos nas espécies e habitats das capturas acessórias, bem como os potenciais impactos indiretos destas remoções no ecossistema (Perryman *et al.*, 2021; Smith *et al.*, 2007). Ademais, outros componentes foram agregados ao Ecopath, que produz um modelo estático, incluindo a possibilidade de fazer simulações com o modelo dinâmico temporal, Ecosim, e o modelo dinâmico espacial, *Ecospace*, por isso hoje o programa se chama *Ecopath with Ecosim* (EwE) (Christensen *et al.*, 2005).

Parâmetros obtidos no Ecopath estão relacionados com as informações biológicas, populacionais, estruturais e ecossistêmicas, tais como nível trófico, biomassa, fluxo de detritos, índice de omnivoria e de conectividade, taxas de mortalidade e respiração, índice de espécie-chave, diagrama de fluxo, matriz de impacto trófico, diagrama de espinha de Lindeman e métricas relacionadas ao amadurecimento do ecossistema, ao ciclo de nutrientes e à atividade pesqueira. Com base nesses índices é possível inferir sobre qual grupo de organismos apresenta maior biomassa, qual grupo é o mais importante na manutenção da teia trófica e em qual nível trófico a pesca incide mais, ou até mesmo o que ocorreria ao predador de topo se houvesse alterações no fitoplâncton (Angelini, 2017; Christensen *et al.*, 2005; Lima *et al.*, 2020).

A maioria das pescarias estabelece o tamanho do peixe a ser capturado por meio da seletividade, e muitos fatores influenciam nesse aspecto, tais como arte de pesca, exigências do mercado, distribuição das espécies, legislação e comportamento do recurso e do pescador (DeVries, 2007). Dados originados pela pesca por meio de linha e anzol são adequados para amostrar recursos em substratos consolidados, bem como em regiões pelágicas (Kuriyama *et al.*, 2019). Ademais a linha é um petrecho seletivo e que gera pouco impacto em pescarias de pequena escala (Marques e Feitosa, 2022). Portanto, espera-se que na praia do Mucuripe, CE, Brasil, seja encontrado um índice L, índice que mede a escala de sustentabilidade das pescarias, (obtido no Ecopath) similar aqueles estipulados em pescarias sustentáveis. Posto isto, o objetivo deste estudo foi elaborar um modelo de equilíbrio de biomassa, por meio do *Ecopath with Ecosim*, que permitisse analisar a estrutura e o funcionamento trófico da praia do Mucuripe; verificar se a pesca no Mucuripe é sustentável, utilizando os indicadores ecossistêmicos de sustentabilidade: índice L e P sustentável; estimar, o nível trófico (NT) e a Eficiência ecotrófica (EE) das espécies componentes do ecossistema; avaliar as principais interações tróficas e seus efeitos entre os compartimentos do ecossistema marinho.

Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

A localidade estudada foi a praia do Mucuripe que está localizada no município de Fortaleza, estado do Ceará, Brasil (Figura 1). A área total modelada no Ecopath foi de 156,44 km², abrangendo a área de pesca do Mucuripe, incluindo a plataforma continental e uma área marinha protegida, o Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio (Figura 2).

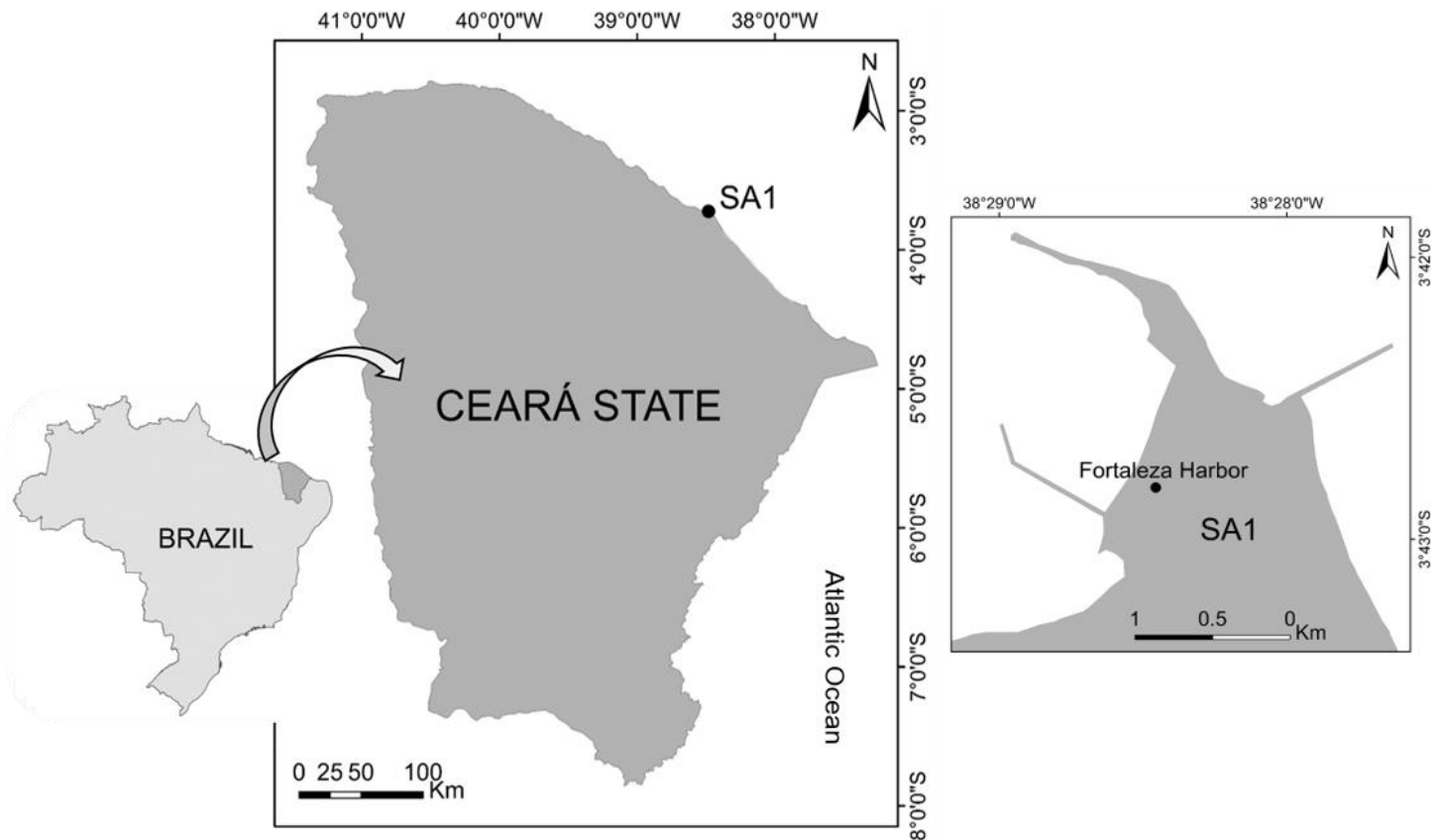


Fig. 1. Mapa da área de estudo exibindo o Brasil, o estado do Ceará e a praia do Mucuripe, CE, Brasil.
Legenda: SA1: praia do Mucuripe.



Fig. 2. Mapa da delimitação da área amostral, destacando o Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio que se localiza dentro da área de estudo.

2.2. Coleta de Dados

Foi elaborada uma modelagem trófica das espécies capturadas na pesca do Mucuripe, CE, Brasil para o ano de 2017/2018 com a utilização do software estatístico *Ecopath with Ecosim* para se compreender os fluxos de balanço de massa entre os elementos do ecossistema (Christensen *et al.*, 2005).

Os dados para a composição da matriz de dieta (DC) foram obtidos por meio de estudos que trabalharam com análise estomacal das espécies estudadas (Albertoni *et al.*, 2003; Briones-Fourzán *et al.*, 2003; Coelho *et al.*, 2010; Da Silva e De Almeida, 2018; De Melo Júnior *et al.*, 2013; Garcia e Posada, 2013; Santos *et al.*, 2011) e da plataforma FishBase (Froese e Pauly, 2021). A matriz de composição de dieta (DC) é imprescindível para determinar as ligações entre os diferentes componentes do ecossistema (Angelini, 2017).

2.3. Compartimentos

2.3.1. Ictiofauna

Algumas informações sobre a biomassa de determinadas espécies (e.g. *Acanthurus chirurgus*, *Ginglymostoma cirratum*, *Haemulon aurolineatum*, *Holocentrus adscensionis*, *Lutjanus jocu*, *Mycteroperca bonaci*, *Sparisoma frondosum* e *Seriola rivoliana*) foram adquiridas no Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio (18km), uma importante área de pesca e mergulho. Para tanto, foi utilizada a técnica de censos visuais estacionários adaptada por Bohnsack e Bannerot (1986) com raios de 5m (dados cedidos por Feitosa, C.V.) e de 7,5m (dados cedidos por Freitas, J.E.P).

2.3.2 Outros compartimentos

Os outros compartimentos foram constituídos pelos agrupamentos de todas as espécies documentadas na literatura na região estudada. Os compartimentos foram os seguintes: fitoplâncton, zooplâncton, bentos autotróficos, esponjas, corais, lulas, polvos, caranguejos, camarões, lagostas, invertebrados, tartarugas marinhas, golfinhos e aves marinhas. Existe um compartimento só para os detritos que engloba o vegetal e o animal. Existe também um compartimento para o *import* que inclui todos os itens que vêm de fora do ecossistema (Apêndice B).

As biomassas dos outros compartimentos foram obtidas por meio de estimativas de especialistas nesses compartimentos na região estudada (Feitosa, A. F.; Feitosa, C. V.; Pereira, F. B.; Silva, E. J., comunicação pessoal). A biomassa desses grupos foi baseada em publicações acadêmicas locais e artigos científicos da mesma região desse estudo (e.g. Bezerra, Coelho, 2006; Joventino *et al.*, 1998; Santander-Neto, Faria, 2020).

2.3.3. Captura

Os dados de esforço de pesca foram coletados por meio de observação dos desembarques pesqueiros da pesca artesanal do Mucuripe com periodicidade de duas amostragens ao mês nos períodos de maio de 2017 a abril de 2018.

A ictiofauna considerada para a análise foi composta pelas dez espécies mais capturadas na pesca artesanal na região do Mucuripe e estão listadas a seguir: *Haemulon plumieri*, *Cephalopholis fulva*, *Ocyurus chrysurus*, *Holocentrus adscensionis*, *Haemulon melanurum*, *Lutjanus jocu*, *Malacanthus plumieri*, *Lutjanus synagris*, *Lutjanus analis* e *Scomberomorus*

spp. As espécies menos abundantes nas capturas foram agrupadas de acordo com suas categorias tróficas, nos seguintes compartimentos: outros carnívoros, outros piscívoros, outros invertívoros e outros herbívoros. Os peixes cartilagosos foram agrupados nos compartimentos tubarões e arraias (Apêndice B).

2.4. Análise de Dados

2.4.1. Modelagem trófica

O *Ecopath with Ecosim* é um software gratuito de modelagem ecológica de ecossistemas (<https://ecopath.org/>). Para a parametrização, Ecopath estabelece um sistema com tantas equações lineares quanto os grupos que existem num sistema, e resolve o conjunto para um dos seguintes parâmetros para cada compartimento: biomassa; relação produção/biomassa (PB); relação consumo/biomassa QB; e eficiência ecotrófica (EE). Quando falta dados de um dos parâmetros o programa estima, a EE é normalmente estimada pelo programa (Christensen *et al.*, 2005).

Neste estudo foi utilizado o componente estático do programa que é o Ecopath, ele mostra uma imagem instantânea do equilíbrio de massas do sistema. A equação principal do modelo foi descrita por Christensen e Pauly, (1992):

Os parâmetros de entrada utilizados no modelo Ecopath são:

$$B_i \times PB_i \times EE_i - \sum_j j_i (B_j \times QB_j \times DC_{ji}) - EX_i = 0$$

Onde B_i é a biomassa da presa (i) na unidade tonelada/km²; PB_i é a produção / biomassa de (i) que é igual a mortalidade natural (M) na unidade tonelada/km²/ano; EE_i é a eficiência ecotrófica de (i), ou seja, a fração da produção de (i) que é consumida dentro do sistema ou exportada, não tem unidade; B_j é a biomassa do predador (j) na unidade tonelada/km²; QB_j é o consumo / biomassa do predador (j) e representa o consumo por unidade de biomassa do consumidor (j) na unidade tonelada/km²/ano; DC_{ji} é a fração da presa (i) na dieta do predador (j) na unidade percentagem; EX_i é o export de (i), refere-se à biomassa pescada e/ou que migra para outros ecossistemas na unidade: tonelada/km²/ano (aqui é considerada zero).

Os dados de PB e QB foram obtidos através de estudos com modelos semelhantes para as mesmas espécies ou espécies semelhantes as deste estudo. Foram selecionados os estudos com os dados das regiões mais próximas ao Mucuripe (Angelini *et al.*, 2018; Beerkircher *et al.*, 2003; Cáceres *et al.*, 2020; Garcia e Duarte, 2002, Fonteles-Filho, 1988; ICCAT, 2005; Ivo e Pereira, 1996; Lessa *et al.*, 2004; Mohammed, 2003; Rezende e Ferreira, 2004; Opitz, 1996;

Perryman *et al.*, 2020; Rocha *et al.*, 2003; Telles, 1998; Vasconcellos e Watson, 2002; Villasmil *et al.*, 1997; Wolff *et al.*, 2000).

Apesar de ser um dos parâmetros mais difíceis de se estimar em campo, a biomassa é o parâmetro de entrada mais importante para o Ecopath (Angelini, 2017). O Ecopath utiliza a biomassa média por unidade de área no habitat onde o grupo ocorre, assumindo que um valor médio pode ser utilizado para representar a biomassa de cada grupo, esse valor muda conforme o período abrangido pelo modelo. Devem ser utilizadas unidades apropriadas, (e.g. t/km²) (Christensen *et al.*, 2005).

2.4.2. Atributos e Indicadores ecossistêmicos

O nível trófico define a posição de uma espécie dentro da cadeia alimentar. E pode ser estimado utilizando diversos métodos (Christensen e Pauly, 1993; Pauly e Christensen, 1995). A metodologia mais utilizada para calcular o NT atualmente é uma evolução da proposta inicial de Lindeman (1942), sendo calculado pela seguinte fórmula (Froese e Pauly, 2013):

$$NT = 1 + \sum_i DC_{ij} * NT_i$$

Onde NT_i é o nível trófico da presa e DC_{ij} a proporção da presa i na dieta do predador j .

O índice de conectividade é a relação entre o número de ligações reais e o número de ligações possíveis. A alimentação de detritos, por detritívoros, é incluída na medida, mas as ligações opostas não são consideradas, pois os detritos não se alimentam de outros grupos. Acredita-se que a estrutura da cadeia alimentar mude de linear para formato de rede à medida que os sistemas amadurecem (Odum, 1971). Por isso, espera-se que o índice de conectividade esteja correlacionado com a maturidade do sistema (Christensen *et al.*, 2005).

O índice de omnivoria do sistema é uma medida de como as interações alimentares são distribuídas entre os níveis tróficos. Este índice surgiu para superar os inconvenientes do índice de conectividade, pois este é fortemente dependente de como os grupos do sistema são definidos, principalmente nos sistemas aquáticos, em que as interações de quase todos os grupos são possíveis em alguma fase de desenvolvimento. A utilização deste índice é recomendada para caracterizar a amplitude com que um sistema apresenta características semelhantes às da teia (Christensen *et al.*, 2005).

O índice de Pedigree é um parâmetro que auxilia na avaliação dos dados de entrada do modelo. O pesquisador atribui pontuação que vão de 0 a 1 conforme a precisão dos dados

utilizados. Quanto mais próximo o Pedigree for de 1 significa que os valores estimados foram mais próximos a realidade local dos grupos estudados. O Pedigree é analisado conforme o valor dos parâmetros básicos de entrada do Ecopath: Biomassa, P/B, Q/B e Composição de Dieta. É importante a medição do Pedigree, pois a partir dele se pode registrar o grau de confiança dos parâmetros utilizados e então, quando necessário, realizar o balanceamento dos dados com um embasamento acurado (Angelini, 2017; Christensen *et al.*, 2005).

Foi calculado o Índice L para medir a escala de sustentabilidade das pescarias, conforme equação a seguir (Libralato *et al.*, 2008):

$$L = -\frac{1}{(P1 * \ln TE)} * \sum (PPR_i * TE^{NT_i - 1})$$

Onde $P1$ significa a Produção Primária Líquida somada aos fluxos para detritos indicando a produção autotrófica do sistema (cadeia de base); TE é a taxa de eficiência da transferência de energia; NT é o Nível trófico da Captura do componente i e PPR_i é a Produção Primária requerida de i . Em pescarias sustentáveis os valores de referência para o índice L está entre 0,021 e 0,007 (Libralato *et al.*, 2008).

A probabilidade de um ecossistema estar sendo pescado de maneira sustentável (P_{sust}) é definida para qualquer valor dado de L índice pela fórmula:

$$P_{sust}(L) = \frac{P(L_2 > L)}{P(L_2 > L) + P(L_1 < L)}$$

Onde $P(L_1 < L)$ é o número de casos dentro do Grupo 1 que têm valores do índice inferiores a um índice escolhido valor L . Por exemplo, $L_{50\%}$ é o valor de L que permite a proporção de modelos sobrepescados com valores menores de L , $P(L_1 < L)$, para ser igual à proporção de modelos pescados de forma sustentável com valores maiores de L , $P(L_2 > L)$, portanto $P(L_1 < L) = P(L_2 > L)$ e $P_{sust}(L) = 50\%$ (Libralato *et al.*, 2008). Os índices de referência utilizados para esses índices são ($L_{75\%} = 0,021 \pm 0,013$) e ($L_{95\%} = 0,007 \pm 0,007$) (Coll *et al.*, 2008).

Tendo como base que o EwE assume o valor um (1) para o Nível trófico (NT) de produtores primários e detritos. O diagrama de *Lindeman spine* é uma representação gráfica que agrega a biomassa e os fluxos em níveis tróficos por fontes (detritos ou produtores primários), fluxo de respiração e fluxo de produção de detritos, possibilitando uma melhor compreensão da eficiência de transferência, ou seja, o fluxo energético entre os níveis tróficos consecutivos. A análise dos fluxos entre compartimentos também permite que o número de caminhos que chega a um determinado componente seja calculado (Angelini e Tubino, 2017; Lindeman, 1942).

A matriz de impacto trófico (MIT) é estimada utilizando informações de dieta e representa o impacto relativo, que pode ser positivo ou negativo, de um único componente sobre todos os outros, possibilitando a avaliação das interações indiretas entre os grupos. Numa matriz com “n X n” componentes, cada elemento representa a interação do grupo impactante *i* com o grupo impactado *j*:

$$MIT_{ij} = DC_{ij} - FC_{ji}$$

Onde DC_{ij} é o termo da composição da dieta mostrando o quanto *j* contribui para a dieta de *i* e FC_{ji} é a proporção da predação sobre *j* que é devido ao consumidor *i*. A pesca inserida no modelo entra como “predador” (Angelini e Tubino, 2017; Christensen *et al.*, 2005).

As espécies-chave são fundamentais para a manutenção e o equilíbrio da biodiversidade de um ecossistema, a retirada dessas espécies do habitat causa grandes impactos na teia trófica (Paine, 1969). Logo, a partir da MIT foi desenvolvido o índice de espécie-chave (IE) que permite comparar a influência de um compartimento sobre todos os outros (Angelini, 2017; Libralato *et al.*, 2016). O uso do IE em complemento a MIT dá em conjunto uma base empírica sólida para a identificação do compartimento de espécies-chave (Christensen *et al.*, 2005). O IE pode ser calculado a partir da fórmula:

$$IE = \log[\varepsilon_i * (1 - p_i)]$$

Onde ε_i é igual a $\sqrt{\sum m_{ij}^2}$, com m_{ij} representando a interação entre o grupo impactante *i* sobre o impactado *j* (baseado na MIT), ε_i é a medida dos efeitos de cada grupo sobre todos os outros, incluindo os impactos indiretos e os valores negativos e positivos; p_i é igual a (B_i/B_{total}) , em que B_i é a biomassa do grupo impactado e B total é a biomassa total (excluindo os detritos) (Libralato *et al.*, 2016).

3. Resultados

O modelo trófico da praia do Mucuripe foi desenvolvido com um total de 32 compartimentos. Esses compartimentos vão desde detritos e produtores primários até predadores de topo, sendo 11 compartimentos em nível de espécie e gênero de peixes, dois para elasmobrânquios, quatro agrupados por categorias tróficas e outros compartimentos que incluem crustáceos, moluscos, mamíferos, aves e tartarugas marinhas, dentre outros (Tabela 1). Os compartimentos de maior nível trófico foram tubarões (3,54), golfinhos (3,46), seguidos por outros piscívoros e *Scomberomorus* spp. ambos com NT = 3,32. O nível trófico

médio de todos os compartimentos do ecossistema foi de 2,54. Dentre os compartimentos com maior Eficiência Ecotrófica, *Cephalopholis fulva* (Teleostei, Epinephelidae), outros herbívoros, invertebrados e esponjas (todos com EE = 1,00), têm destaque. Os valores nulos (0,00) de Eficiência Ecotrófica de golfinhos, aves marinhas e tartarugas marinhas refletem a ausência de predação nesses grupos. A matriz de dieta precisou ser modificada para gerar valores de eficiência ecotrófica igual ou menor que 1 (Tabela 1).

A Tabela 2 apresenta a composição da dieta de cada compartimento, indicando uma relação presa nas linhas e predador nas colunas. As composições da dieta de cada grupo/espécie foram ajustadas para o balanceamento do modelo, contanto que o somatório de cada coluna fosse 100% da dieta do predador, ou seja “1”.

Tabela 1 - Parâmetros básicos de entrada e saída do Modelo Ecopath do Mucuripe, CE, Brasil. Valores em negrito foram estimados pelo programa.

Compartimentos	NT	B (t/km ²)	PB	QB	EE	Captura (t/km ² /ano)
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacépede, 1801)	2,76	0,26	0,97	9,6	0,87	0,000257
<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	3,06	0,21	1,01	8,75	1,00	0,000192
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	2,99	0,05	0,85	7,89	0,99	0,000292
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	2,57	0,25	1,57	9,97	0,94	0,000116
<i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus, 1758)	2,40	0,01	2,58	9,34	0,95	0,000044
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2,60	0,81	0,45	4,5	0,88	0,000500
<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)	2,83	0,52	1,05	6,82	0,97	0,000048
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	2,80	0,22	0,75	7,5	0,89	0,000051
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	2,83	0,29	0,763	4,5	0,94	0,000145
<i>Scomberomorus</i> spp.	3,32	0,08	0,74	7,4	0,88	0,000629
<i>Haemulon</i> spp.	2,38	1,03	1,15	6,9	0,86	0,000001
Tubarões	3,54	0,53	0,487	4,87	0,72	0,000042
Arraias	2,65	0,79	0,6	6	0,97	0,000044
Outros Carnívoros	3,29	0,66	0,37	3	0,86	0,000983
Outros Piscívoros	3,32	0,40	2,8	9,6	0,80	0,025824
Outros Invertívoros	2,48	0,40	2,11	10,31	0,81	0,000032
Outros Herbívoros	2,05	0,45	2,19	21,9	1,00	0,000024
Caranguejos	2,33	0,35	9,45	22	0,83	
Camarões	2,32	0,40	7,75	26,7	0,96	
Lagostas	2,23	0,28	7,75	26,7	0,14	
Lulas	2,91	0,14	4,6	36,5	0,86	
Polvos	2,51	0,17	1,9	6,76	0,39	
Golfinhos	3,46	0,02	4,1	40,44	0,00	
Aves Marinhas	3,31	0,05	5	50	0,00	
Tartarugas Marinhas	2,13	0,08	0,255	2,54	0,00	

Invertebrados	2,31	4,69	0,55	3,24	1,00
Zooplâncton	2,00	0,41	40	160	0,88
Esponjas	2,22	0,47	1,7	4,02	1,00
Corais	2,80	0,51	1,09	8,46	0,96
Fitoplâncton	1,00	0,30	347,17		0,51
Bentos Autotróficos	1,00	1,71	121,6		0,05
Detritos	1,00	50,48			0,16

Legenda: NT: Nível Trófico, B: Biomassa (t/km²), PB: Produção/Biomassa (ano),

QB: Consumo/Biomassa (ano), EE: Eficiência Ecotrófica.

Fonte: EwE 6.6.5

Tabela 2 - Composição de dieta dos compartimentos para o modelo *Ecopath* desenvolvido para o Mucuripe, CE, Brasil após alterações devidas ao balanceamento.

Presa \ predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
<i>Haemulon plumierii</i>				0,02				0,01		0,05	0,01				0,03														
<i>Cephalopholis fulva</i>												0,02		0,03									0,01						
<i>Ocyurus chrysurus</i>		0,01																					0,02						
<i>Holocentrus adscensionis</i>												0,02	0,10	0,02									0,02						
<i>Haemulon melanurum</i>										0,01																			
<i>Lutjanus jocu</i>		0,05										0,07		0,02															
<i>Malacanthus plumieri</i>														0,10	0,09														
<i>Lutjanus synagris</i>		0,03										0,02		0,01										0,05					
<i>Lutjanus analis</i>												0,07												0,01					
<i>Scomberomorus</i> spp.												0,01			0,01														
<i>Haemulon</i> spp.		0,08	0,04		0,04		0,10	0,01		0,39		0,04											0,01	0,15					
Tubarões															0,05														
Arraias														0,04	0,10														
Outros Carnívoros								0,01	0,01			0,03			0,02									0,01					
Outros Piscívoros		0,05						0,02	0,05	0,05		0,08	0,05	0,05								0,02	0,02		0,01				
Outros Invertívoros		0,03	0,02			0,03		0,03	0,03	0,03		0,02			0,05							0,02	0,01	0,05					

A tabela 3 mostra os principais resultados estatísticos apresentados pelo Ecopath. O valor médio do índice de Pedigree dos dados, que documenta o grau de incerteza de entrada do modelo, foi de 0,50365 e Produção Primária Líquida, responsável por sustentar os outros níveis do ecossistema, foi de 312,903 t/km²/ano. O nível trófico médio da captura (aproximadamente 3,29), revelou maior incidência da pesca no NT III. Ademais a tabela 3 também apresenta atributos importantes para avaliar a sustentabilidade das pescarias. O valor do índice L foi de 0,0026 ($\pm 0,0005$), sendo, portanto, menor que os valores de referência, indicando que o Psust é maior que 95%. Enquanto o valor de Psust foi de aproximadamente “1” (0,962 $\pm 0,0015$), corroborando o valor do índice L (Tabela 3).

A biomassa total de captura por linha de mão em um ano foi de aproximadamente 0,029 ton/km² (Tabela 3). Os compartimentos mais representativos na composição dessa pescaria foram outros piscívoros e outros carnívoros, como pode ser conferido na tabela 1.

Tabela 3 – Atributos do Ecossistema do Mucuripe, CE, Brasil, calculados pelo *Ecopath*.

Parâmetro	Valor	Unidade
Soma de todo o consumo	174,674	t/km ² /ano
Soma de todas as exportações	243,759	t/km ² /ano
Soma de todos os fluxos respiratórios	102,151	t/km ² /ano
Soma de todos os fluxos em detritos	289,245	t/km ² /ano
Taxa de transferência total do sistema	809,829	t/km ² /ano
Soma de toda a produção	350,491	t/km ² /ano
Nível trófico médio da captura	3,28658	
Produção primária líquida total calculada	312,903	t/km ² /ano
Produção primária total/total da respiração	3,06313	
Produção de sistemas em rede	210,752	t/km ² /ano
Produção primária total/total da biomassa	18,9477	
Produção total de biomassa/total de produção	0,02039	t/km ² /ano
Biomassa total (excluindo detritos)	16,514	t/km ²
Captura total	0,02922	t/km ² /ano
Índice de Conectividade	0,25729	
Índice de Omnivoria do Sistema	0,40893	
Pedigree do Ecopath	0,50365	
Índice de diversidade de Shannon	2,79388	
Índice L	0,0026	
Psust	0,962	

Fonte: EwE 6.6.5

Na figura 3 os compartimentos das teias tróficas são mostrados em círculos com tamanhos relativos variando de acordo com as respectivas biomassas, evidenciando-se as maiores biomassas nos compartimentos “detritos” e “invertebrados”. O eixo vertical exibe o nível trófico de cada agrupamento, gerando uma concentração de biomassa no primeiro nível trófico, que é puxada pelo compartimento “detrito”. Em relação aos peixes, os compartimentos com maior biomassa foram “*Haemulon spp*” e “*Lutjanus jocu*”. Os “invertebrados” foram o compartimento com maior expressividade entre os demais compartimentos.

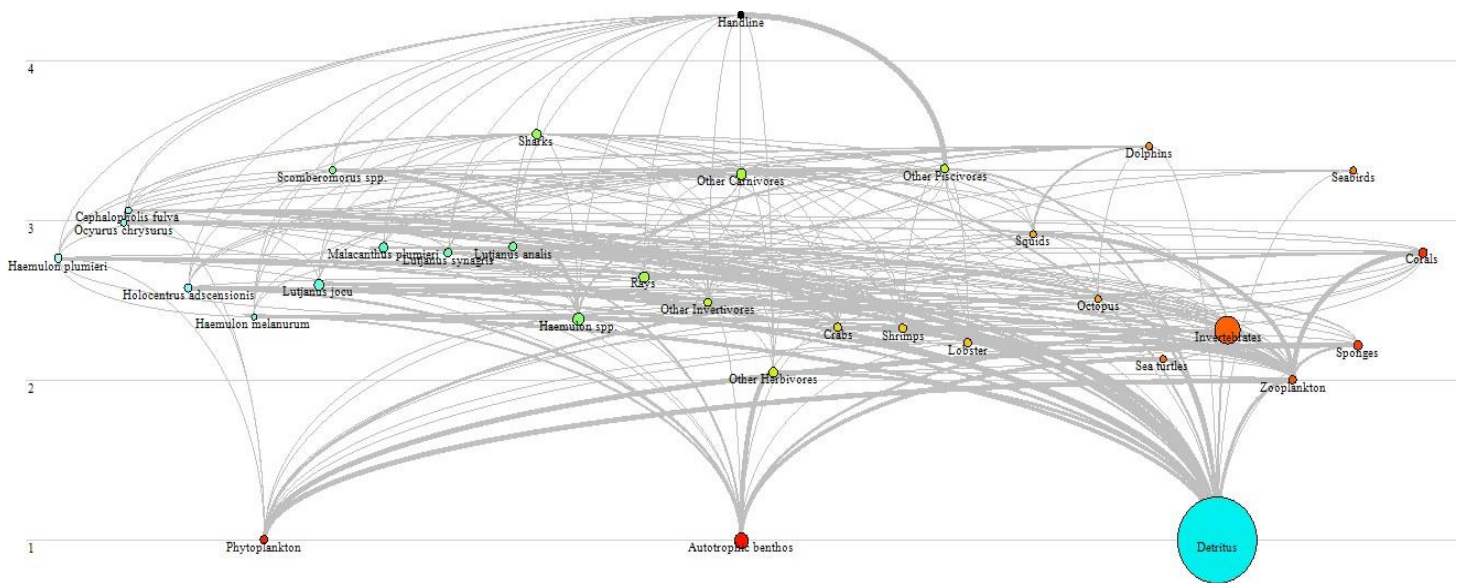


Fig. 3. Teia trófica do Mucuripe, CE, Brasil, produzida pelo *Ecopath*. Eixo vertical indica o nível trófico e os círculos indicam a biomassa. A espessura dos fluxos de energia entre componentes aumenta conforme à sua magnitude.

Fonte: EwE 6.6.5

O diagrama de Lindeman (Figura 4), apresenta a relevância dos produtores primários e dos detritos para a teia trófica. Os fluxos partindo desses compartimentos chegam a totalizar 40,31% e 37,27% dos fluxos totais, respectivamente. O NT II exibe outra parte importante dos fluxos totais (17,03%), composto principalmente por invertebrados marinhos, grupo que se alimentam diretamente dos detritos.

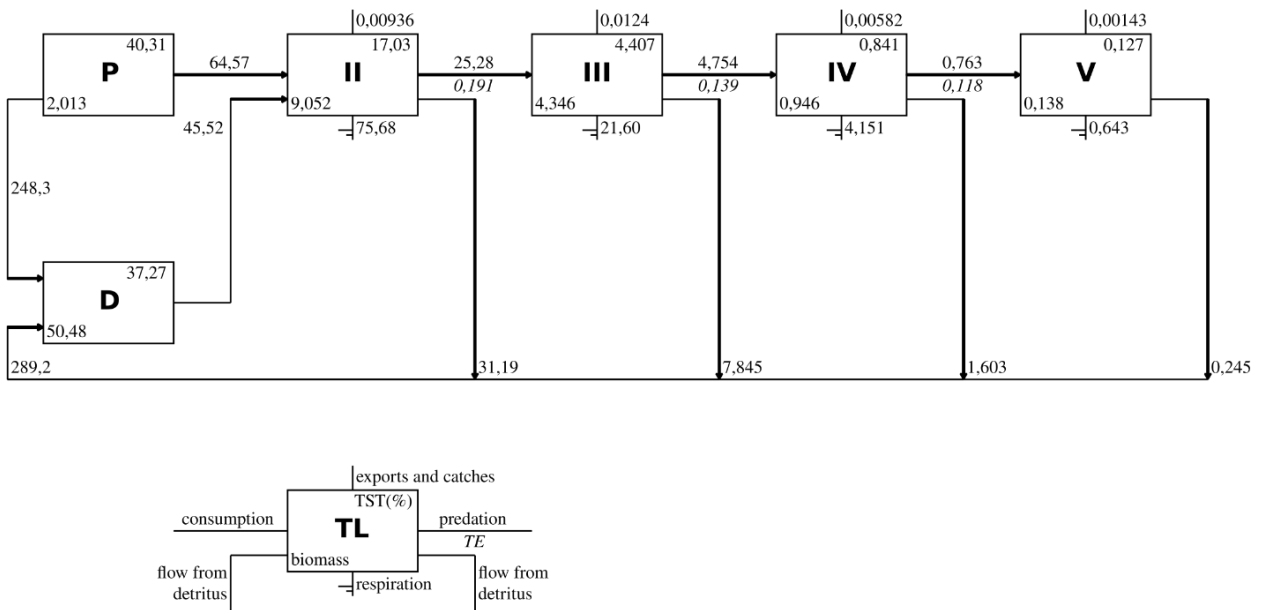


Fig. 4. Diagrama de Lindeman Spine, apresentando a biomassa, eficiências de transferências, fluxos para detritos, respiração e predação de acordo com os níveis tróficos encontrados no Mucuripe, CE, Brasil.

Fonte: EwE 6.6.5

A figura 5 representa a Matriz de Impacto Trófico do modelo, nela pode-se perceber na última linha que a pesca de linha de mão não exerce impactos significativos em nenhum compartimento. Os compartimentos que exerceram os maiores impactos positivos na teia trófica foram os de base, sendo representados pelos “detritos”, “bentos autotróficos” e “fitoplâncton”. O compartimento “outros piscívoros” foi o que apresentou maior número de interações, tanto positivas, quanto negativas com os outros compartimentos. Por exemplo, os compartimentos “*Lutjanus analis*” e “pesca de linha de mão” tem relação altamente positiva com “outros piscívoros”, pois o *L. analis* se alimenta de outros piscívoros, enquanto a pesca incide fortemente sobre eles. Enquanto como principais impactos negativos para “outros piscívoros”, têm-se os “tubarões”, devido ao aumento deste grupo causar uma intensa predação sobre as espécies piscívoras.

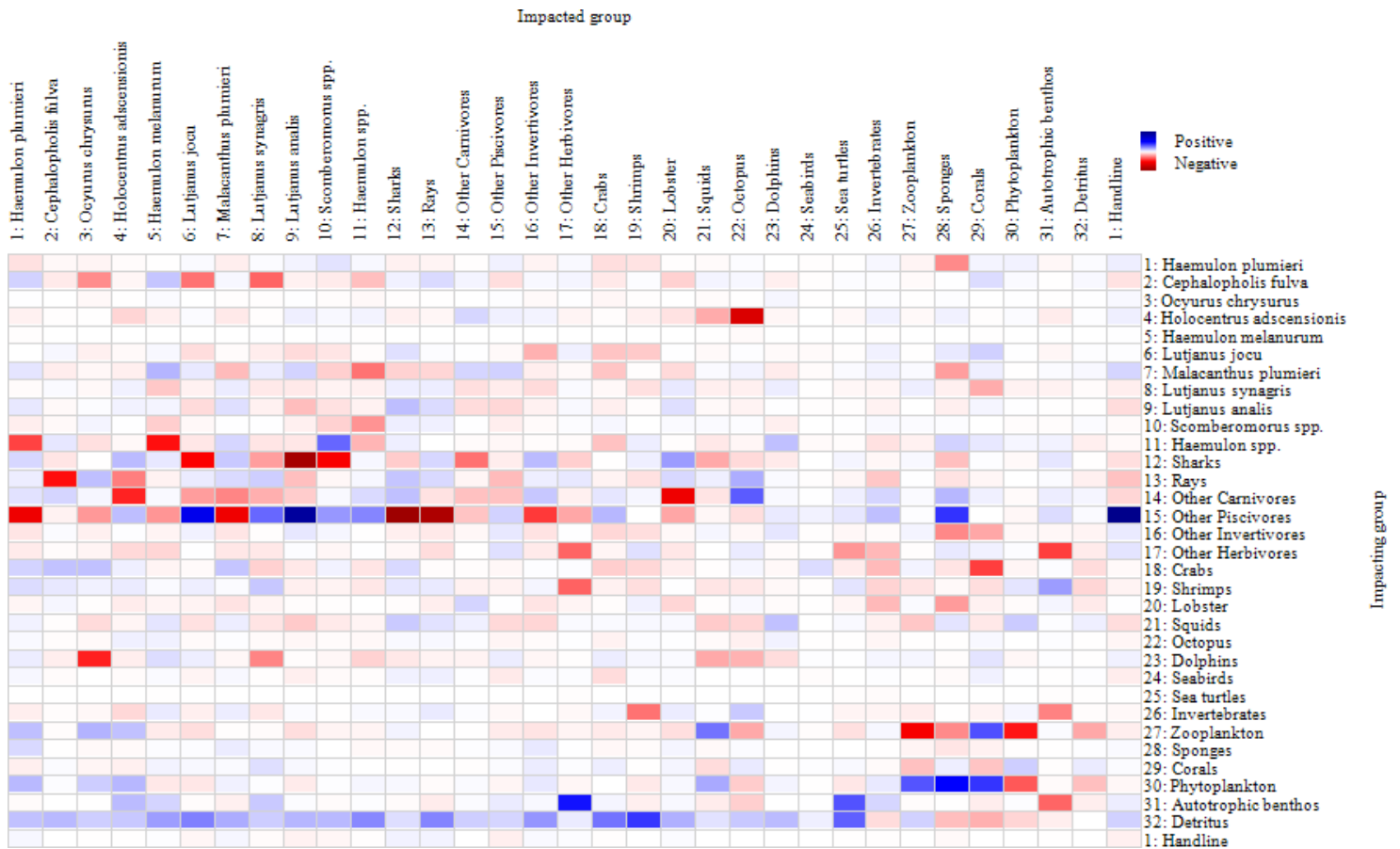


Fig. 5. Matriz de Impacto Trófico Misto (MIT), indicando impacto positivo pela cor azul e impacto negativo pela cor vermelha. A intensidade da cor é indicativa da magnitude do impacto.

Fonte: EwE 6.6.5

A tabela 4 apresenta, por meio do índice de espécie-chave (IE) e do impacto total relativo (ITR), os compartimentos considerados mais importantes para a manutenção da estrutura trófica do Mucuripe. Os maiores índices ficaram com os compartimentos “outros piscívoros”, “golfinhos” e “fitoplâncton” e as espécies “*Holocentrus adscensionis*” e *Cephalopholis fulva*”, demonstrando a importância desses compartimentos na funcionalidade do ecossistema. Observa-se outros componentes, além dos peixes, sendo decisivos nessa cadeia. O fitoplâncton mostra a essencialidade da produtividade primária do sistema, pela contribuição da cadeia de base. O aporte dos produtores primários influencia em todo o fluxo energético. Enquanto os mamíferos marinhos, representados pelos golfinhos, entram como outro extremo da cadeia com um dos maiores níveis tróficos, o alto IE deles revela as espécies vulneráveis como também sendo imprescindíveis à cadeia trófica.

Tabela 4 – Índices de espécies-chave e respectivos impactos totais relativos, segundo Valls *et al.* (2015), do modelo do Mucuripe, CE, Brasil, calculados pelo Ecopath.

	Compartimento	IE	ITR
1	<i>Haemulon plumierii</i>	0,71	0,131
2	<i>Cephalopholis fulva</i>	1,074	0,264
3	<i>Ocyurus chrysurus</i>	-0,000274	0,0176
4	<i>Holocentrus adscensionis</i>	1,149	0,343
5	<i>Haemulon melanurum</i>	-0,457	0,00576
6	<i>Lutjanus jocu</i>	0,0227	0,135
7	<i>Malacanthus plumieri</i>	0,549	0,226
8	<i>Lutjanus synagris</i>	0,75	0,131
9	<i>Lutjanus analis</i>	0,62	0,119
10	<i>Scomberomorus</i> spp.	0,796	0,123
11	<i>Haemulon</i> spp.	0,319	0,355
12	Tubarões	0,931	0,624
13	Arraias	0,498	0,322
14	Outros Carnívoros	0,724	0,451
15	Outros Piscívoros	1,437	1
16	Outros Invertívoros	0,688	0,166
17	Outros Herbívoros	0,721	0,244
18	Caranguejos	0,887	0,247
19	Camarões	0,737	0,215
20	Lagostas	0,707	0,137
21	Lulas	0,894	0,16
22	Polvos	0,235	0,0366
23	Golfinhos	1,22	0,283
24	Aves Marinhas	0,459	0,0526
25	Tartarugas Marinhas	-0,553	0,0053
26	Invertebrados	-0,403	0,202
27	Zooplâncton	0,94	0,371
28	Esponjas	0,0252	0,0542
29	Corais	0,251	0,101
30	Fitoplâncton	1,114	0,391
31	Bentos Autotróficos	0,0813	0,308

Legenda: IE: Índice de espécie-chave; ITR: Impacto Total Relativo.

Fonte: EwE 6.6.5

4. Discussão

Este estudo apresentou o modelo trófico da praia do Mucuripe, CE, Brasil, permitindo analisar a estrutura e funcionamento trófico desse ecossistema, bem como a influência da pesca de linha nessa cadeia. Esses resultados podem auxiliar os gestores dessa região a tomar decisões lastreadas no manejo da pesca baseado nos ecossistemas (EBFM). Esse tipo de estudo vem sendo cada vez mais utilizado para analisar o impacto da pesca nos ecossistemas marinhos e auxiliar no manejo estratégico das pescarias (Dias *et al.*, 2021; Lira *et al.*, 2021). Estudos que trazem como cerne o EBFM estão um passo à frente para a gestão integrada dos recursos naturais, porque permitem uma abordagem holística das problemáticas pelas partes interessadas e pelo Governo (Fletcher, 2010). Isto porque a pesca tem a capacidade de afetar os organismos de uma cadeia trófica de maneira seletiva, podendo alterar a estrutura e o tamanho do ecossistema (Shannon *et al.* 2014).

A cadeia trófica do Mucuripe mostrou ser bem complexa com muitos compartimentos (32 compartimentos) e uma alta riqueza de espécies entre os compartimentos, com níveis tróficos variando de 1 a mais de 3,5, sugerindo um ecossistema diverso e menos impactado. Outros estudos com o Ecopath em ecossistemas marinhos brasileiros trazem um número variado de compartimentos. Por exemplo, Vasconcellos e Gasalla (2001) analisaram 13 compartimentos no Sul do país, Freire *et al.* (2008) analisaram 41 compartimentos no Nordeste, enquanto Angelini *et al.* (2018) analisaram 34 compartimentos na região Sudeste.

Embora o modelo tenha apresentado uma relativa complexidade, foi possível realizar uma boa calibragem dos parâmetros, por meio da matriz de composição de dieta. Este estudo apresentou valores de Eficiência Ecotrófica (EE) satisfatórios. Vale ressaltar que a EE é um parâmetro primordial quando se está calibrando o modelo, onde seu valor abaixo de 1 garante que nenhum grupo seja predado além do seu nível de produção, portanto se terá um modelo equilibrado (Christensen *et al.*, 2005). Esse tipo de balanceamento é primordial nos modelos matemáticos, pois a disposição na teia trófica, por meio da matriz de dieta dos compartimentos, é quem produz o relacionamento entre estes valores (Angelini, 2017).

Em relação a confiabilidade dos dados, sabe-se que os modelos são simplificações da realidade, que possuem certo grau de subjetividade e algumas vezes eles podem não ser calibrados corretamente, reduzindo a confiabilidade do indicador. Portanto, índices como o Pedigree são valiosos para garantir a veracidade dos resultados e auxiliar no balanceamento acertado dos parâmetros (Angelini e Tubino, 2017). O índice de Pedigree dos dados deste

estudo foi maior que “0,5”, um valor global considerado satisfatório para esse tipo de ecossistema (Angelini *et al.*, 2013).

Com relação a pesca, os resultados do modelo do Mucuripe mostram que a pesca de linha está incidindo fortemente nos níveis tróficos mais altos, principalmente nos compartimentos “outros piscívoros” e “outros carnívoros”, ambos com NT maior que 3. Entretanto, em termos de fluxo de energia, o nível trófico III é responsável por apenas 4,4% dos fluxos totais de transferência de energia, indicando que a pesca não exerce pressão suficiente para desestabilizar significativamente esse ecossistema. Tal resultado comprova e reforça a pesca de linha como um petrecho seletivo (Feitosa *et al.*, 2019; Marques e Feitosa, 2022).

Ainda em relação a pesca, os valores do índice L e do P sustentável revelaram uma probabilidade maior que 95% desse ecossistema estar sendo pescado de maneira sustentável (Coll *et al.*, 2008; Libralato *et al.*, 2008). Ademais a Matriz de Impacto Trófico exibiu uma magnitude de impacto insignificante para a pesca, portanto, concordando com a hipótese inicial de que a pesca de linha de mão no Mucuripe seria sustentável. É bastante recomendável, nos estudos que enfocam a pesca de maneira ecossistêmica, sempre calcular atributos como o índice L, o Psust e a dinâmica do Nível trófico dos desembarques pesqueiros, pois estes tornam o modelo comparável com outros ambientes que já calcularam estes parâmetros (Angelini e Tubino, 2017).

Quanto aos índices do sistema, os índices de conectividade ($\approx 0,26$) e de onivoria ($\approx 0,41$) do modelo do Mucuripe foram relativamente altos, sendo maior que o de estudos previamente citados aqui (Angelini *et al.*, 2008; Freire *et al.*, 2008). Esses resultados denotam certo grau de maturidade do sistema. De acordo com Odum (1971), a teia trófica de um ecossistema tende a passar de linear para um formato de rede, quanto mais maduro é esse sistema. Enquanto o valor de onivoria mais alto indica que os consumidores são menos especializados, podendo se alimentar de diversos níveis tróficos (Christensen *et al.*, 2005).

Com relação aos fluxos energéticos, nota-se a importância da cadeia de base, aqui representada por detritos e produtores primários, nesse ecossistema representando quase 80% dos fluxos totais. A Produção Primária Líquida (PPL) representa a taxa real de produção de nova biomassa que está disponível para consumo por organismos heterotróficos (bactérias, fungos e animais) (Begon *et al.*, 2006). Enquanto os detritos, que obtiveram a maior biomassa desse ecossistema, são a principal fonte alimentar dos invertebrados, que foi a segunda maior biomassa do modelo. Este resultado reforça os resultados de Freire *et al.* (2008) que mostraram

que os detritos têm um importante papel no ecossistema marinho do Nordeste do Brasil, apresentando 62% dos fluxos energéticos do modelo.

No tocante às espécies-chave, elas são aquelas que têm papel estruturante em todo o ecossistema, sua retirada desordenada pode ocasionar maiores impactos à cadeia do que outras (Libralato *et al.*, 2006). Os resultados deste estudo descentralizaram o papel dos peixes na estrutura trófica, apresentando espécies-chave desde a cadeia de base, representadas pelo fitoplâncton, passando pelos níveis tróficos intermediários, representados por algumas espécies de peixes e outros piscívoros, até predadores de topo como os golfinhos. Com relação aos peixes, Marques e Feitosa, 2022 apontaram as espécies *H. adscensionis* como a menos vulnerável da captura do Mucuripe, enquanto a espécie *C. fulva* teve uma vulnerabilidade média. Esses resultados são indicativos de que nesse ecossistema não tem predomínio de controle *top-down* ou *bottom-up*, sendo um ecossistema aparentemente equilibrado. Contudo, é necessário ter bastante cautela com as espécies mais vulneráveis como os golfinhos, que são extremamente sensíveis a mudanças no ecossistema (Cagnazzi *et al.*, 2020; Gonzalvo *et al.*, 2013). Além disso, apesar de a pesca ser aparentemente sustentável nesse ecossistema, as maiores capturas incidem justamente sobre as espécies piscívoras, demonstrando a importância de um manejo baseado nesse ecossistema.

Mesmo com a ausência de dados biológicos e pesqueiros para se fazer uma modelagem com série temporal no Ecosim, a utilização do Ecopath nesta pesquisa, revelou resultados pertinentes ao ecossistema do Mucuripe. Sobretudo, quando o assunto é pesca, é primordial a geração de conhecimento sobre os processos ecossistêmicos, por meio dos fluxos de energia e assim adotar medidas que minimizem os impactos antropogênicos sobre as espécies alvo e não alvo das pescarias, por meio da utilização do manejo pesqueiro baseado no ecossistema em questão (Falcão *et al.*, 2017). É sempre importante frisar que a pesca afeta todos os níveis da organização biológica desde os indivíduos até os ecossistemas (Pauly *et al.*, 1998), precisando ser gerida com base em dados confiáveis e cientificamente replicáveis.

5. Conclusões

A análise da estrutura trófica da praia do Mucuripe, CE, Brasil, por meio do *software Ecopath*, sugere que a pesca artesanal de linha de mão ainda não causa impacto suficiente à cadeia trófica desse ecossistema específico, portanto sendo uma prática sustentável.

O modelo aqui analisado mostrou que os detritos e os produtores primários têm um papel fundamental na manutenção desse ecossistema, sendo os principais responsáveis por sustentar os fluxos energéticos da cadeia trófica.

Os principais índices ecológicos analisados mostram certo grau de maturidade desse ecossistema, sugerindo uma resiliência maior que pode ser percebida pelo baixo impacto da pesca de linha de mão. As espécies-chave do ecossistema mostram um padrão variado de importância dos níveis tróficos, destacando-se espécies piscívoras, golfinhos e o fitoplâncton.

É importante destacar que a pesca de linha de mão é apenas um dos estressores do ecossistema do Mucuripe, sendo recomendável pesquisas mais detalhadas de outros tipos de atividades antrópicas e até mesmo outras modalidades de pesca que atuam nesse ambiente.

Os resultados aqui expostos serão úteis para lastrear o manejo de pesca baseado no ecossistema do Mucuripe e evitar futuros impactos da pesca nesse ambiente, chamando atenção para as espécies piscívoras, e as espécies *Cephalopholis fulva* e *Holocentrus adscensionis*, por serem espécies-chave desse ecossistema.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap) pela bolsa de doutorado, termo de outorga: BMD-0008-01402.01.02/17, que permitiu que essa pesquisa fosse realizada. Somos gratos também aos gestores das áreas marinhas protegidas pela aprovação da investigação; à equipe de apoio no campo pela assistência em todas as amostragens; e aos pescadores por serem sempre tão solícitos.

Referências

- Albertoni, E. F., Palma-Silva, C., Esteves, F. D. A., 2003. Natural diet of three species of shrimp in a tropical coastal lagoon. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 46, 395-403. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132003000300011>.
- Angelini, R., Contente, R. F., Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B., Soares, L. S. H., Schaeffer-Novelli, Y., Lopes, R. M., Mancini, P. L., Coll, M., Amaral, A. C. Z., 2018. Ecosystem modeling as a framework to convert a multi-disciplinary research approach into a useful model for the Araçá Bay (Brazil). *Ocean Coast. manag.* 164, 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.02.007>.
- Angelini, R., 2017. Introdução ao modelo Ecopath: descrição dos parâmetros de entrada e principais atributos ecossistêmicos. in: Angelini, R., Araújo, J.N., Falcão, A.P.C., editores. *Modelagem Ecosistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico Sudoeste)*. Rio de Janeiro: Elsevier. *Habitats*, v. 8. p. 9-23.
- Angelini, R., Morais, R.J., Catella, A.C., Resende, E.K., Libralato, S., 2013. Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: a new site for fisheries guaranteed by alternated control? *Ecol. Model.* 253: 82-96. <https://10.1016/j.ecolmodel.2013.01.001>.
- Angelini, R., Tubino, R.A., 2017. O processo de elaboração de um modelo Ecopath e a escolha de indicadores ecossistêmicos para avaliar a dinâmica da plataforma continental da Bacia de Campos (RJ). in: Angelini, R., Araújo, J.N., Falcão, A.P.C., editores. *Modelagem Ecosistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico Sudoeste)*. Rio de Janeiro: Elsevier. *Habitats*, v. 8. p. 25-35.
- Beerkircher, L., Shivji, M., Cortés, E., 2003. A Monte Carlo demographic analysis of the silky shark (*Carcharhinus falciformis*): implications of gear selectivity. *Fish. Bull.* 101: 168-174.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th ed. Blackwell Publishing. 746 p.
- Bezerra, L. E., Coelho, P. A., 2006. Crustáceos decápodos associados a esponjas no litoral do Estado do Ceará, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23, 699-702. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300012>.
- Bohnsack, J. A., Bannerot, S. P., 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Technical Report, v.41, n.1, p.1-15.
- Braga, M. S. C., 2000. Pesca de arrasto de camarões na zona costeira do município de Fortaleza, Estado do Ceará. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Pesqueira) - Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceara, Fortaleza.
- Briones-Fourzán, P., Castañeda-Fernández de Lara, V., Lozano-Álvarez, E., Estrada-Olivo, J., 2003. Feeding ecology of the three juvenile phases of the spiny lobster *Panulirus argus* in a tropical reef lagoon. *Mar. Biol.* 142(5), 855-865. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1013-z>.

- Cáceres, I., Ibarra-García, E. C., Ortiz, M., Ayón-Parente, M., Rodríguez-Zaragoza, F. A., 2020. Effect of fisheries and benthic habitat on the ecological and functional diversity of fish at the Cayos Cochinos coral reefs (Honduras). *Mar. Biodivers.* 50(1), 1-14. <https://10.1007/s12526-019-01024-z>.
- Campos, C. C., 2014. Assembléia de Copépodes (Copepoda: Crustacea) na plataforma continental do Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais). 46f. Universidade Federal do Ceara, Fortaleza.
- Castro, Í. B. D., Lima, A. F. A. D., Braga, A. R. C., Rocha-Barreira, C. D. A., 2007. Imposex in two muricid species (Mollusca: Gastropoda) from the northeastern Brazilian coast. <<http://repositorio.furg.br/handle/1/429>>. (Acesso em 14 nov. 2021).
- CENTEC - Instituto Centro De Ensino Tecnológico, 2009. Estudo de Impacto Ambiental – EIA do Complexo Industrial do Pecém – CIP.Tomo B-2. Fortaleza. Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará – CE.
- Christensen, V., Pauly, D., 1992. ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Science* 61, 169–185.
- Christensen, V., Pauly, D. Editors, 1993. Trophic Models of Aquatic Ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Christensen, V., Walters, C. J., Pauly, D., Forrest, R., 2005. Ecopath with Ecosim. Version 6- User Guide. Vancouver: Fisheries Centre - University of British Columbia.
- Coelho, L. I., Muto, E. Y., Marian, J. E. A. R., Soares, L. S. H., 2018. Contribuição ao conhecimento da dieta, atividade alimentar e reprodução de *Lolliguncula brevis* (Blainville, 1823) na região costeira de Santos (Estado de São Paulo). *Boletim do Instituto de Pesca*, 36(3), 225-236.
- Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F., 2008. Ecosystem overfishing in the ocean. *PLoS ONE* 3 (12), e3881. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003881>.
- Cruz, R., Borda, C. A., Santana, J. V. M., Barreto, C. G., Paiva, B. P., Gaeta, J. C., Torres, M. T., Da Silva, J. L. S., Cintra, I. H. A., 2021. Life cycle and connectivity of the spiny lobster, *Panulirus* spp.: case studies from Brazil and the Wider Caribbean (Decapoda, Achelata), *Crustaceana*, 94(5), 603- 645. <https://doi.org/10.1163/15685403-bja10116>.
- Dantas, N. C. F. M., Duarte, O. S., Ferreira, W. C., Ayala, A. P., Rezende, C. F., Feitosa, C. V., 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 153, 110959. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110959>.
- Da Silva, C. M. L., De Almeida, Z. D. S., 2018. Alimentação de *Rhizoprionodon porosus* (elasmobranchii: carcharhinidae) da costa do Maranhão, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 27(2), 201-207.
- De Melo Júnior, M., Miyashita, L. K., Silva, N. J., Gaeta, S. A., Lopes, R. M., 2013. Reproductive traits of *E. uterpina acutifrons* in a coastal area of Southeastern Brazil. *Mar. Ecol.* 34(3), 363-372. <https://doi.org/10.1111/maec.12041>.

- De Vries, D., 2007. No evidence of bias from fish behavior in the selectivity of size and sex of the protogynous red porgy by hook-and-line gear. *Fish. Bull.* (Washington, D.C.), 105(4), 582.
- Dias, B. S., Frisk, M. G., Jordaan, A., 2022. Contrasting fishing effort reduction and habitat connectivity as management strategies to promote alewife (*Alosa pseudoharengus*) recovery using an ecosystem model. *Limnol. Oceanogr.* 67, S5-S22. <https://doi.org/10.1002/lno.11871>.
- Falcão, A.P.C., Araújo, J.N., Tubino, R.A., Figueiredo, G.M., Angelini, R., 2017. A modelagem matemática na gestão de projetos e como subsídio para o manejo ecossistêmico dos recursos naturais. in: Angelini, R., Araújo, J.N., Falcão, A.P.C., editores. *Modelagem Ecológica para Integração e Manejo na Bacia de Campos (Atlântico Sudoeste)*. Rio de Janeiro: Elsevier. *Habitats*, v. 8. p. 205-209.
- Feitosa, A. F., 2021. *Ecologia alimentar e impacto dos resíduos sólidos nas tartarugas marinhas no Estado do Ceará*. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- Feitosa, L. L. A., Barros, M. C., de Almeida, Z. D. S., 2019. Manejo tradicional da pesca na Área de Proteção Ambiental do Delta das Américas. *Rev. Bras. de Educ. Amb. (RevBEA)* 14(4), 305-322. <https://doi.org/10.34024/revbea.2019.v14.6831>.
- Fletcher, W. J., Shaw, J., Metcalf, S. J., Gaughan, D. J., 2010. An ecosystem-based fisheries management framework: The efficient, regional-level planning tool for management agencies. *Mar. Pol.* 34(6), 1226–1238. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.04.007>.
- Fonteles-Filho, A.A., 1988. Sinopse de informações sobre a cavala, *Scomberomorus cavalla* (Cuvier) e a serra, *Scomberomorus brasiliensis* Collette, Russo & Zavala-Camim (Pisces: Scombridae), no Estado do Ceará, Brasil. *Arq. de Cien. Mar.* 27, 21-48.
- Franco, A. D. O. R., Soares, M. O., Moreira, M. O. P., 2018. Diatom accumulations on a tropical meso-tidal beach: Environmental drivers on phytoplankton biomass. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 207, 414-421. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.07.020>.
- Freire, K. M., Christensen, V., Pauly, D., 2008. Description of the East Brazil Large Marine Ecosystem using a trophic model. *Sci. Mar.* 72(3), 477-491. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n3477>.
- Freire, K. M., Pauly, D., 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fish. Res.* 105(1), 57-62. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.02.008>.
- Freitas, J. E. P., de Araujo, M. E., da Cruz Lotufo, T. M., 2019. Composition and structure of the ichthyofauna in a marine protected area in the western equatorial Atlantic: A baseline to support conservation management. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 25, 100488. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.100488>.
- Froese, R., Pauly, D. FishBase, Version 02/2021. <www.fishbase.org>. (Acesso em 10 mar. 2021).

- Garcia, C.B., Duarte, L.O., 2002. Consumption to Biomass (Q/B) Ratio and Estimates of Q/B-predictor Parameters for Caribbean Fishes. ICLARM Q. 25 (2), 19-31.
- García, C. B., Posada, C., 2013. Diet and feeding ecology of the little tunny, *Euthynnus alletteratus* (Pisces: Scombridae) in the central Colombian Caribbean: changes in 18 years. Lat. Am. J. Aquat. Res. 41(3), 588-594. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue3-fulltext-21>
- Haimovici, M., Leite, T. S., Marinho, R. A., Batista, B., Madrid, R. M., Oliveira, J. E. L., Lima, F., Candice, L., 2014. As Pescarias De Polvos No Nordeste Do Brasil. In: Haimovici, M., Andriquetto-Filho, J. M., Sunye, P. S. (Ed.). A pesca marinha e estuarina no Brasil: estudos de caso multidisciplinares. Rio Grande: Editora da FURG, 147–159.
- ICCAT, 2005. Report of the 2004 ICCAT bigeye tuna stock assessment session. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 57 (2), 3-38.
- Ivo, C.T.C., Pereira, J.A., 1996. Sinopse das principais observações sobre as lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laeviscauda* (Latreille) capturadas em águas costeiras do Brasil, entre os estados do Amapá e do Espírito Santo. Bol. Téc. Cient. CEPENE, 4(1), 7-94.
- Joventino, F. P., Dantas, N. P., Maraschin, C. D. H., 1998. Distribuição de algas marinhas no litoral de Fortaleza, Ceará, Brasil. Arq. Cien. Mar., 31, 29-40.
- Kuriyama, P., Branch, T., Hicks, A., Harms, J., Hamel, O., 2019. Investigating three sources of bias in hook-and-line surveys: Survey design, gear saturation, and multispecies interactions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76(2), 192-207. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0286>.
- Lessa, R.P., Nóbrega, M.F., Bezerra Júnior, J.L., 2004. Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste. Volume II. DIMAR, Departamento de Pesca - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-Brazil, 245 p.
- Libralato, S., Christensen, V., Pauly, D., 2006. A method for identifying keystone species in food web models. Ecol. Model. 195(3-4), 153-171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.11.029>.
- Libralato, S., Coll, M., Tudella, M., Palomera, I., Pranovi, F. 2008. Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. Mar. Ecol. Prog. Ser. 355(1), 107-129. <http://dx.doi.org/10.3354/meps07224>.
- Lima, M. A., Doria, C. R., Carvalho, A. R., Angelini, R., 2020. Fisheries and trophic structure of a large tropical river under impoundment. Ecol. Indic. 113, 106162. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106162>.
- Lindeman, R., 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology (Washington, DC) 23, 399–418.
- Lira, A. S., Lucena-Frédou, F., Le Loc'h, F., 2021. How the fishing effort control and environmental changes affect the sustainability of a tropical shrimp small scale fishery. Fish. Res. 235, 105824. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105824>.

- Lynam, C., Llope, M., Möllmann, C., Helaouët, P., Bayliss-Brown, G., Stenseth, N., 2017. Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* - PNAS 114(8), 1952-1957. <https://doi.org/10.1073/pnas.1621037114>.
- Maciel, A. E. "A (re)produção Do Espaço No Grande Mucuripe, Em Fortaleza, Ceará, Brasil." *Geosaberes* 6.3 (2015): 469-78.
- Marques, J.M.L., Cruz, R., Feitosa, C.V., 2021. Dynamics of artisanal fisheries performed with hook-and-line gear under different management regimes in Brazil. *Ocean. Coast. Manag.* 200, 105403. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105403>.
- Marques, J. M. L., Feitosa, C. V., 2022. Catch sustainability of the main fish species exploited by handline in locations with distinct management systems in Brazil. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 51, 102199. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102199>.
- Mcowen, C., Cheung, W., Rykaczewski, R., Watson, R., Wood, L., 2015. Is fisheries production within Large Marine Ecosystems determined by bottom-up or top-down forcing? *Fish Fish.* (Oxford, England) 16(4), 623-632. <https://doi.org/10.1111/faf.12082>.
- Meirelles, A. C. O. Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (VAN BÉNÉDEN, 1864) na enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará. 2014. 132 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará.
- Menezes, C.R., Delgado, J.F., Lima, L.S., Corrêa, T.R., Mello, S.L.M., Fonseca, E.M., 2019. Diagnosis of artisanal fishing in the area of influence of Porto do Mucuripe, Fortaleza (CE): support to regional fisheries management. *S & G* 14 (3), 279–290. <http://dx.doi.org/10.20985/1980-5160.2019.v14n3.1586>.
- Mohammed, E., 2003. A generic marine ecosystem model for the Southeastern Caribbean in the late 1990s: application to Grenada and the Grenadines. *Fish. Cent. Res. Rep.* 11(6), 191-225.
- Moreira, L. B., Castro, I. B., Fillmann, G., Peres, T. F., Belmino, I. K. C., Sasaki, S. T., Taniguchi, S., Bicego, M. C., Marins, R. V., Lacerda, L. D., Lotufo, L. V. C., Abessa, D. M. S. 2021. Dredging impacts on the toxicity and development of sediment quality values in a semi-arid region (Ceará state, NE Brazil). *Environ. Res.* 193, 110525. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110525>.
- Moreira, L. B., Castro, Í. B., Hortellani, M. A., Sasaki, S. T., Taniguchi, S., Petti, M. A., Fillmann, G., Sarkis, J. E. S., Bicego, M. C., Lotufo, L. V. C., Abessa, D. M. S., 2017. Effects of harbor activities on sediment quality in a semi-arid region in Brazil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 135, 137-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.09.020>.
- Munga, C.N., Omukoto, J.O., Kimani, E.N., Vanreusel, A., 2014. Propulsion-gear-based characterisation of artisanal fisheries in the Malindi-Ungwana Bay, Kenya and its use for fisheries management. *Ocean Coast Manag.* 98, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.06.006>.

- Nascimento, E. F. D., 2019. Taxonomia das esponjas marinhas do Nordeste brasileiro: Expedição Canopus (1965-1966). 216 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Odum, E. P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia. 574 p.
- Opitz, S., 1996. *Trophic Interactions in Caribbean coral reefs*. (Vol. 1085). ICLARM, Manila, Philippines.
- Paine, R. T., 1969. A note on trophic complexity and community stability. *Am. Nat.* 103(929), 91-93.
- Paiva, S. V., Lotufo, T. M. C., 2016. Ascídeas do parque estadual marinho Pedra da Risca do Meio (Ceará). 5^a Congresso Brasileiro de Biologia Marinha. Porto de Galinhas, Pernambuco.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr, F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.
- Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374 (6519), 255-257. <https://doi.org/10.1038/374255a0>.
- Perryman, H. A., Hansen, C., Howell, D., Olsen, E., 2021. A review of applications evaluating fisheries management scenarios through marine ecosystem models. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 29(4), 800-835. <https://doi.org/10.1080/23308249.2021.1884642>.
- Perryman, H. A., Tarnecki, J. H., Grüss, A., Babcock, E. A., Sagarese, S. R., Ainsworth, C. H., DiLeone, A. M. G., 2020. A revised diet matrix to improve the parameterization of a West Florida Shelf Ecopath model for understanding harmful algal bloom impacts. *Ecol. Model.* 416, 108890. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108890>.
- Picciani, N., Lossio E., Seiblitiz, I. G., Paiva, P. C., Castro, C. B., Zilberberg, C., 2016. Geographic patterns of Symbiodinium diversity associated with the coral *Mussismilia hispida* (Cnidaria, Scleractinia) correlate with major reef regions in the Southwestern Atlantic Ocean. *Mar. Biol. (Berlin)* 163, 236. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-3010-z>.
- Preikshot, D., Pauly, D., 2005. Global fisheries and marine conservation: Is coexistence possible?. In: Soulé, M.E. (Ed.), *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington, pp. 185–197.
- Ramos, J. A., Solá, E., Monteiro, L. R., Ratcliffe, N., 1998. Prey delivered to Roseate Tern chicks in the Azores (Presas Traidas a Pichones de *Sterna dougallii* en las Azores). *J. Field Ornithol.* 69 (3), 419-429.
- Rezende, S.M., Ferreira, B. P., 2004. Age, growth and mortality of dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in the northeast coast of Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 52(2), 107-121. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592004000200003>.
- Rocha, G. R., Rossi-Wongtschowski, C. L., Pires-Vanin, A. M., Jarre-Teichmann, A., 2003. Seasonal budgets of organic matter in the Ubatuba shelf system, SE Brazil. I. Planktonic and benthic components. *Oceanol. acta* 26(5-6), 487-495. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(03\)00043-4](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(03)00043-4).

- Salani, S., Lotufo, T. M. C., Hajdu, E., 2006. *Sigmaxinella cearense* sp. nov. from sandstone reefs off Fortaleza (Ceara State, Brazil) (Desmacellidae, Mycalina, Poecilosclerida, Demospongiae). *Zootaxa*, 1369, 43.
- Santander-Neto, J., Faria, V. V., 2020. Sharks and rays caught by a small-scale fisheries in the western equatorial Atlantic. *J. Appl. Ichthyol.* 36(6), 830-833. <https://doi.org/10.1111/jai.14103>.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Farias, J. N., Horta, P. A., Pinheiro, H. T., Torezani, E., Baptistotte, C., Seminoff, J. A., Balazs, G. H., Work, T. M., 2011. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 62(6), 1297-1302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.004>.
- Sátiro, I., 2013. Abundância de raias demersais após proibição de pesca de arrasto por embarcações motorizadas na costa do Ceará. 61 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza.
- Shannon, L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J. J., Kleisner, K., Lynam, C. P., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M., Shin, Y., 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 512, 115-140. <https://doi.org/10.3354/meps10821>.
- Soares, M. O., Paiva, C. C., Freitas, J. E. P., Lotufo, T.M.C., 2011a. Gestão de unidades de conservação marinhas: o caso do Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio, NE - Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 11, 257-268.
- Soares, M. O., Rabelo, E. F., Mathews-Cascon, H., 2011b. Intertidal anthozoans from the coast of Ceará, Brazil. *Rev. Bras. Biocienc.* 9(4), 437.
- Soares, M. O., Rossi, S., Martins, F. A. S., Carneiro, P. B. D. M., 2017. The forgotten reefs: benthic assemblage coverage on a sandstone reef (Tropical South-western Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(8), 1585-1592. <https://doi.org/10.1017/S0025315416000965>.
- Soulé, M. E., 2005. *Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity*. Island Press.
- Telles, M. D., 1998. Modelo trofodinâmico dos recifes em franja do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos - Bahia. M. Sc. thesis, Fundação Univ. Rio Grande, Brazil.
- Valls, A., Coll, M., Christensen, V., 2015. Keystone species: Toward an operational concept for marine biodiversity conservation. *Ecol. Monogr.* 85(1), 29-47. <https://doi.org/10.1890/14-0306.1>.
- Vasconcellos, M., Gasalla, M. A., 2001. Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil. *Fish. Res.* 50(3), 279-295. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00217-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00217-4).
- Vasconcellos, M., Watson, R., 2002. *Mass-balance models of oceanic ecosystems of the Atlantic*. Fisheries Centre, Univ. British Columbia, Vancouver, Canada.

- Villasmil, L., Mendoza, J., Ferrer, O. J. M., 1997. Crecimiento y mortalidad del cangrejo azul *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, del Lago de Maracaibo. *Ciencia* 5(1), 7-15.
- Ximenes-Neto, A. R., Morais, J. O., Pinheiro, L. S., 2018. Modificações na Geomorfologia Marinha a partir de Estruturas Portuárias: o caso do Mucuripe, Fortaleza/CE. *Geosciences = Geociências* 37(4), 793-805. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v37i4.12597>.
- Wikiaves, 2022. WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. <<http://www.wikiaves.com.br/>>. (Acesso em 12 mar. 2022).
- 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 50(6), 789-803. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0611>.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo utilizou a integração entre diferentes ferramentas como a CPUE para a análise de abundância relativa de estoques pesqueiros, a APS ou PSA para análise de impactos da pesca artesanal nas espécies e a modelagem trófica para analisar a influência da pesca no ecossistema do Mucuripe e assim auxiliar o EBFM no manejo das pescarias artesanais de linha e anzol no litoral cearense, objeto de estudo desta tese.

O enquadramento de porções do litoral em áreas marinhas protegidas não parece surtir os efeitos esperados para a produtividade dos habitats, não tendo sido reveladas diferenças na produção pesqueira entre áreas dentro e fora das AMPs. Quando se aborda as vulnerabilidades dessas capturas com enfoque nas espécies, o mesmo padrão é observado. A diferença do tipo de manejo recebido (ou que deveria estar recebendo) entre áreas protegidas e fora de unidades de proteção não influenciou na vulnerabilidade entre os locais. Demonstrando a necessidade de melhorias na governança e gestão dessas áreas.

Os indicadores ecossistêmicos do Mucuripe sugerem que as pescarias da forma como estão sendo praticadas são sustentáveis. Entretanto, as espécies *Cephalopholis fulva* e *Holocentrus adscensionis*, apesar de não serem normalmente apontadas como alvo das pescarias do Mucuripe merecem atenção por serem espécies-chave desse ecossistema. Do mesmo modo, o modelo do Mucuripe apontou a importância dos outros compartimentos, especialmente fitoplâncton e golfinhos, na manutenção do equilíbrio do ecossistema estudado.

No decorrer da produção desta pesquisa, foi observado a grande carência de dados, tanto dados oficiais sobre o esforço pesqueiro, tanto estudos sobre a biologia e a dinâmica das espécies alvo e não alvo da pesca. Acreditamos que os resultados deste estudo vão contribuir para uma melhor compreensão da dinâmica da pesca nas três localidades estudadas, servindo como suporte para um manejo adequado às especificidades dessas regiões e completando um pouco das lacunas que dificultam a gestão adequada desses ecossistemas.

APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO DE DESEMBARQUES PESQUEIROS

1 Dados gerais	2 Dados da embarcação
Data:	Nome da embarcação:
Praia:	Tipo de embarcação:
Local de desembarque:	Comprimento da embarcação:
Número de pescadores:	Largura da embarcação:
Alvo da pescaria:	
Observações:	
3 Dados da arte de pesca	
Arte de pesca utilizada:	Comp./largura/altura do manzuá/cangalha:
Arte de pesca perdida:	Comp. da linha solta/rede:
Nº de anzóis/manzuás/cangalhas/rede:	Altura da rede:
Nº de lances:	Prof. de operação da rede:
Tamanho da malha/anzol: *tempo de submersão *diâmetro da linha	Tempo de utilização da arte de pesca:
Observações:	
4 Dados do local de Pesca	5 Dados da pescaria
Local de Pesca:	Espécies alvo capturadas (peso e comprimento):
Distância da costa:	Espécies não alvo capturadas (peso e comprimento):
Prof. do local de pesca:	Espécies descartadas:
Tipo/estrutura do fundo:	Fauna carismática:
Observações:	

6 Dados econômicos

Destino da produção
(cons. próprio/v. direta/atrav.):

Gasto com rancho:

Gasto com gelo:

Preço de venda inicial
(peixe inteiro/lagosta com cabeça):

Gasto com manutenção
(artes de pesca/ reparos):

Processamento:

Fiscalização:

Observações:

**APÊNDICE B – LISTA DE ESPÉCIES INCLUÍDAS EM CADA COMPARTIMENTO
REPRESENTANDO O ECOSISTEMA DO MUCURIBE, CE, BRASIL.**

Compartimentos	Espécies	Fontes	Comentários
<i>Haemulon plumieri</i>	<i>Haemulon plumieri</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Cephalopholis fulva</i>	<i>Cephalopholis fulva</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Ocyurus chrysurus</i>	<i>Ocyurus chrysurus</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Holocentrus adscensionis</i>	<i>Holocentrus adscensionis</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Haemulon melanurum</i>	<i>Haemulon melanurum</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Lutjanus jocu</i>	<i>Lutjanus jocu</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Malacanthus plumieri</i>	<i>Malacanthus plumieri</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Lutjanus synagris</i>	<i>Lutjanus synagris</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
<i>Lutjanus analis</i>	<i>Lutjanus analis</i>	Marques <i>et al.</i> , 2020	
Scomberomorus spp.	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> , <i>Scomberomorus cavalla</i> , <i>Scomberomorus regalis</i>	Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020	
Haemulon spp.	<i>Haemulon aurolineatum</i> , <i>Haemulon parra</i> , <i>Haemulon squamipinna</i>	Censo visual (Feitosa, C.V.) Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020	
Tubarões	<i>Carcharhinus falciformis</i> , <i>Ginglymostoma cirratum</i> , <i>Isurus oxyrinchus</i> , <i>Rhizoprionodon porosus</i>	Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020; Santander-Neto e Faria, 2020	
Arraias	<i>Aetobatus narinari</i> , <i>Gymnura micrura</i> , <i>Hypanus americanus</i> , <i>Hypanus berthallutzae</i> , <i>Hypanus guttatus</i> , <i>Hypanus marianae</i> , <i>Narcine brasiliensis</i> , <i>Rhinobatos percellens</i> , <i>Rhinoptera</i> sp.	Freitas <i>et al.</i> , 2019; Santander-Neto, Faria, 2020; Sátiro, 2013	
Outros Carnívoros	<i>Caranx crysos</i> , <i>Caranx latus</i> , <i>Epinephelus adscensionis</i> , <i>Epinephelus marginatus</i> , <i>Euthynnus alletteratus</i> , <i>Gymnothorax funebris</i> , <i>Gymnothorax moringa</i> , <i>Gymnothorax vicinicus</i> , <i>Katsuwonus pelamis</i> , <i>Lobotes surinamensis</i> , <i>Lutjanus alexandrei</i> , <i>Lutjanus purpureus</i> , <i>Megalops atlanticus</i> , <i>Muraena pavonina</i> <i>Mycteroperca bonaci</i> , <i>Rachycentron canadum</i> , <i>Selene vomer</i> , <i>Seriola lalandi</i> , <i>Thunnus obesus</i>	Censo visual (Feitosa, C.V.); Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020	Este grupo inclui carnívoros bentônicos e carnívoros de coluna d'água.

Outros Piscívoros	<i>Ablennes hians</i> , <i>Caranx bartholomaei</i> , <i>Caranx lugubris</i> , <i>Coryphaena hippurus</i> , <i>Seriola dumerili</i> , <i>Seriola rivoliana</i>	Censo visual (Feitosa, C.V.); Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020	
Outros Invertívoros	<i>Anisotremus virginicus</i> , <i>Balistes capriscus</i> , <i>Calamus penna</i> , <i>Calamus pennatula</i> , <i>Chaetodon striatus</i> , <i>Gramma brasiliensis</i> <i>Heteroconger camelopardalis</i> , <i>Holacanthus</i> <i>ciliares</i> , <i>Micrognathus crinitus</i> , <i>Pareques</i> <i>acuminatus</i> , <i>Pomacanthus paru</i>	Censo visual (Feitosa, C.V.); Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020	As espécies planctívoras foram agrupadas com os invertívoros.
Outros Herbívoros	<i>Acanthurus bahianus</i> , <i>Acanthurus chirurgus</i> , <i>Kyphosus incisor</i> , <i>Myripristis jacobus</i> , <i>Ophioblennius trinitatis</i> <i>Scarus trispinosus</i> , <i>Scarus zelindae</i> <i>Spsrisoma axillare</i> , <i>Sparisoma frondosum</i> , <i>Sparisoma rubripinne</i>	Censo visual (Feitosa, C.V.); Freitas <i>et al.</i> , 2019; Marques <i>et al.</i> , 2020	
Caranguejos	<i>Acanthonyx petiverii</i> , <i>Calappa ocellata</i> , <i>Callinectes danae</i> , <i>Callinectes ornatus</i> , <i>Callinectes sapidus</i> , <i>Cronius ruber</i> , <i>Hepatus</i> <i>pudibundus</i> , <i>Portunus anceps</i> , <i>Portunus</i> <i>spinimanus</i> , <i>Xanthodius denticulatus</i>	Bezerra, Coelho, 2006; Sátiro, 2013	
Camarões	<i>Fafantepenaeus brasiliensis</i> , <i>Farfantepenaeus subtilis</i> , <i>Litopenaeus</i> <i>schmitti</i> , <i>Rimapenaeus constrictus</i> , <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Braga, 2000; Sátiro, 2013	
Lagostas	<i>Panulirus argus</i> , <i>Panulirus echinatus</i> , <i>Panulirus laevicauda</i> , <i>Scyllarides</i> <i>brasiliensis</i> , <i>Scyllarides delfose</i>	Cruz <i>et al.</i> , 2021; Sátiro, 2013	
Lulas	<i>Lolliguncula brevis</i> , <i>Lolliguncula</i> sp.	Sátiro, 2013	
Polvos	<i>Octopus insularis</i>	Haimovici <i>et al.</i> , 2014	
Golfinhos	<i>Sotalia guianensis</i> , <i>Tursiops truncatus</i>	Meirelles, A. C. O., 2014; Soares <i>et al.</i> , 2011a	
Aves Marinhas	<i>Calidris canutus rufa</i> , <i>Chroicocephalus</i> <i>cirrocephalus</i> , <i>Gelochelidon nilotica</i> , <i>Fregata magnificens</i> , <i>Leucophaeus atricilla</i> , <i>Phaetusa simplex</i> , <i>Rynchops niger</i> , <i>Sterna</i> <i>dougallii</i> , <i>Sterna hirundo</i> , <i>Sterna paradisaea</i> , <i>Sternula superciliaris</i> , <i>Sula dactylatra</i> , <i>Thalasseus acutiflavus</i>	Com. Pessoal (Marques J.M.L.); WikiAves, 2022	
Tartarugas Marinhas	<i>Caretta caretta</i> , <i>Chelonia mydas</i> , <i>Dermochelys coriácea</i> , <i>Eretmochelys</i> <i>imbricata</i> , <i>Lepdochelys olivacea</i>	Feitosa, A. F., 2021	
Invertebrados	<i>Aplidium traustedti</i> , <i>Abra aequalis</i> , <i>Cerithiopsis latum</i> , <i>Chaetozone Timarete</i> , <i>Corbula caribaea</i> , <i>Cossura candida</i> , <i>Didemnum galacteam</i> , <i>Diplosoma</i> <i>listerianum</i> , <i>Eudistoma saldanhai</i> , <i>Grubeulepis fimbriata</i> , <i>Glycera lapidum</i> ,	Castro <i>et al.</i> , 2007; Moreira <i>et al.</i> , 2017; Paiva, Lotufo, 2016; Sátiro, 2013	Este grupo inclui ascídias, anelídeos, bivalves, gastropodes, quítons, poliquetas, equinodermos, dentre outros.

Herdmania pallida, *Laeonereis acuta*, *Lucina pectinata*, *Luidia senegalensis*, *Macoma cleryana*, *Magelona papillicornis*, *Magelona posterolongata*, *Melinna cristata*, *Mellita quinquesperforata*, *Mellita sexiesperforata*, *Oreaster reticulatus*, *Pareulepis multibranchiata*, *Prionospio pinnata*, *Sternaspis capillata*, *Sthenolepis grubei*, *Stomozoa gigantea*, *Stramonita haemastoma*

Acartia lilljeborgii, *Calanopia americana*, *Clausocalanus furcatus*, *Ditrichocorycaeus amazonicus*, *Euterpina acutifrons*, *Farranula gracilis*, *Labidocera nerii*, *Parvocalanus spp.*, *Oikopleura sp.*, *Oithona spp.*, *Temora stylifera*, *Temora turbinata*

Campos, C.C., 2014;
Costa, G.A.S., 2019

Acanthella stanleei, *Agelas clathrodes*, *Aiolochroia crassa*, *Aplysina fistularis*, *Aplysina fulva*, *Aulospongia trirhabdostylus*, *Chondrilla caribensis*, *Geodia corticostylifera*, *Monanchora arbuscula*, *Oceanapia oleracea*, *Sigmaxinella cearense*, *Spirastrella hartmani*, *Timea berlincki*

Bezerra, Coelho, 2006;
Salani *et al.*, 2006,
Nascimento, E.F.D., 2019

Favia gravida, *Mussismilia hispida*, *Siderastrea stellata*, *Zoanthus sociatus*

Picciani *et al.* 2016;
Soares *et al.*, 2011b;
Soares *et al.*, 2017

Anaulus cf. australis, *Asterionellopsis glacialis*, *Asterionellopsis tropicalis*, *Bacillaria paxillifera*, *Grammatophora oceanica*, *Lithodesmium Undulatum*, *Nitzschia sigma*, *Nitzschia longissima*, *Oscillatoria agardhii*, *Paralia sulcata*, *Podocystis adriatica*, *Prorocentrum micans*, *Psammodictyon panduriforme*, *Rhizosolenia setigera*, *Rhizosolenia styliformis*, *Thalassionema frauenfeldii*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira subtilis*,

CENTEC, 2009; Franco, 2018

Estudos da praia do Futuro e Porto do Pecém.

Callithamnion corymbosum, *Caulerpa cupressoides*, *Chaetomorpha brachygona*, *Canistrocarpus cervicornis*, *Dictyota mertensii*, *Gelidiella sp.*, *Halimeda sp.*, *Halymenia agardhii*, *Lythothamnion sp.*, *Mesophyllum sp.*, *Rhizoclonium riparium*, *Ulva lactuca*

Joventino *et al.*, 1998;
Moreira *et al.*, 2021;
Soares *et al.*, 2017

Este grupo inclui angiospermas, algas e plantas aquáticas.

Detritos

Não se aplica

Observação: Essa lista não é uma lista taxativa de espécies, algumas das espécies mais citadas para cada compartimento estão listadas aqui.

APÊNDICE C – TERMO DE CONSENTIMENTO

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO (TCLE)

Você está sendo convidado por Jasna Maria Luna Marques como participante da pesquisa intitulada AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DA PESCA ARTESANAL E O EFEITO CASCATA NA TEIA ALIMENTAR DOS ECOSISTEMAS COSTEIROS EM COMUNIDADES PESQUEIRAS DO CEARÁ. Você não deve participar contra a sua vontade. Leia atentamente as informações abaixo e faça qualquer pergunta que desejar, para que todos os procedimentos desta pesquisa sejam esclarecidos.

Os dados obtidos nesta investigação servirão à construção da tese de doutorado da pesquisadora, vinculada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais (UFC), sob a orientação da professora Dra. Caroline Vieira Feitosa.

Caso aceite colaborar com este estudo, sua participação consistirá em responder perguntas simples sobre a pescaria recém realizada, tais como qual era o alvo da pesca, quais e quantas artes de pesca foram utilizadas, qual o tamanho delas, quanto custou a pescaria, quantas horas durou a pescaria, onde foi realizada a pescaria e outras questões relacionadas a modalidade de pesca praticada.

Não serão fornecidas a terceiros quaisquer informações que conduzam à sua identificação. Igualmente, seu nome não será citado na tese, artigos, relatórios ou qualquer outro meio de divulgação da pesquisa.

A recusa ou aceitação em participar desta pesquisa não acarretará qualquer contratempo, desconforto ou prejuízo físico, mental ou material a você. A pesquisa também não lhe proporcionará qualquer retorno financeiro. Oferecemos como principal benefício desta pesquisa os resultados que, esperamos, contribuirão para o conhecimento e as discussões acerca do tema pesquisado. Acreditamos que tanto o resultado da pesquisa quanto as discussões realizadas podem ser benéficas a comunidade. Sua colaboração na pesquisa deve ser livre e espontânea e você poderá desistir de participar dela a qualquer momento, sem que isto implique qualquer tipo de prejuízo para você. Se em algum momento você se sentir desconfortável com os questionamentos realizados você pode se isentar de responder. Da mesma maneira, a qualquer momento você poderá ter acesso às informações referentes aos procedimentos da pesquisa pelos telefones/endereço dos pesquisadores.

Endereço das responsáveis pela pesquisa:

Nome: Jasna Maria Luna Marques

Instituição: Instituto de Ciências do Mar - Labomar

Endereço: Avenida da Abolição 3207, sala do Laboratório de dinâmica populacional e ecologia de peixes marinhos - DIPEMAR

Telefones para contato: (85) 3366 7000 e (85) 98187 7284

ATENÇÃO: Se você tiver alguma consideração ou dúvida, sobre a sua participação na pesquisa, entre em contato com o Comitê de Ética em Pesquisa da UFC/PROPESQ – Rua Coronel Nunes de Melo, 1000 - Rodolfo Teófilo, fone: 3366-8346/44. (Horário: 08:00-12:00 horas de segunda a sexta-feira).

O CEP/UFC/PROPESQ é a instância da Universidade Federal do Ceará responsável pela avaliação e acompanhamento dos aspectos éticos de todas as pesquisas envolvendo seres humanos.

Eu, _____, ____ anos, RG: _____, declaro que é de livre e espontânea vontade que estou como participante desta pesquisa. Eu declaro que li cuidadosamente este Termo de Consentimento Livre e Esclarecido e que, após sua leitura, tive a oportunidade de fazer perguntas sobre o seu conteúdo, como também sobre a pesquisa, e recebi explicações que responderam por completo minhas dúvidas. E declaro, ainda, estar recebendo uma via assinada deste termo.

Fortaleza, ____/____/____

Nome do participante da pesquisa	Data	Assinatura
----------------------------------	------	------------

Jasna Maria Luna Marques	Data	Assinatura
--------------------------	------	------------

Nome do profissional que aplicou o TCLE	Data	Assinatura
---	------	------------