



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
NÚCLEO DE ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA

VIVIANE CRISTINA DA COSTA SANTOS

**A UTILIZAÇÃO DA MALHA QUADRADA PARA A REDUÇÃO DA CAPTURA
INCIDENTAL DE CRUSTÁCEOS DECAÓDEOS NA COSTA NORTE DO BRASIL**

BELÉM, PARÁ

2023

VIVIANE CRISTINA DA COSTA SANTOS

**A UTILIZAÇÃO DA MALHA QUADRADA PARA A REDUÇÃO DA CAPTURA
INCIDENTAL DE CRUSTÁCEOS DECAÓPDES NA COSTA NORTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, do Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, da Universidade Federal do Pará, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestra em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Jussara Moretto Martinelli Lemos

Co-orientadora: Profa. Dra. Bianca Bentes da Silva

BELÉM, PARÁ

2023

VIVIANE CRISTINA DA COSTA SANTOS

**A UTILIZAÇÃO DA MALHA QUADRADA PARA A REDUÇÃO DA CAPTURA
INCIDENTAL DE CRUSTÁCEOS DECAÓPODES NA COSTA NORTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, do Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do título de Mestra em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Jussara Moretto Martinelli-Lemos

Co-orientadora: Profa. Dra. Bianca Bentes da Silva

Data da avaliação: 31 de maio de 2023.

Conceito: _____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont (membro titular)
(FURG - Membro externo)

Profa. Dra. Virág Venekey (membro titular)
(LAPMAR/UFPA – Membro interno)

Profa. Dra. Daiane Evangelista Aviz da Silva (membro titular)
(MPEG – Membro externo)

Prof. Dr. Marcelo Petracco (membro suplente)
(LAPMAR/UFPA – Membro interno)

Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho (membro suplente)
(IG/ UFPA– Membro externo)

APOIO LOGÍSTICO E FINANCEIRO



*Dedico esse trabalho a minha mãe, Kelma
Costa, obrigada pelo apoio incondicional!*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que me manteve firme nos momentos de insegurança.

A minha orientadora, *Jussara Lemos* por sempre estar disponível todas as vezes em que eu precisei, você é mais que uma orientadora e faz jus a palavra ensinar, obrigada pelo afeto, pelos conselhos e boas histórias nos cafés da tarde.

A minha co-orientadora, *Bianca Bentes*, por mais uma oportunidade de trabalharmos juntas e sempre acreditar no meu potencial, obrigada por toda a confiança durante esses anos e o carinho de sempre.

A Dra *Leiliane Silva (Leila)*, pela disponibilidade e paciência em ensinar os procedimentos em laboratório e claro pela amizade.

A Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa para que eu pudesse realizar minha pesquisa.

Ao Núcleo e Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, pela estrutura e todo o aprendizado durante o mestrado.

A Minha amada família, meu pai *Odilio*, meu irmão *Vinícius* e especialmente a minha mãe *Kelma*, obrigada pelo amor e apoio incondicional, vocês me motivam a ser melhor e a nunca desistir.

As Minhas amigas e parceiras de jornada *Victoria* e *Izabella*, unidas por um seminário! Obrigada pelas conversas, risadas, momentos de apoio, e por toda a ajuda que vocês me deram, sei que sempre poderei contar com vocês.

As Minhas amigas “tilápias” *Maria Clara*, *Larissa*, *Helusa* e *Victoria*, estar perto de mulheres fortes e competentes me fez uma também, obrigada por todos nossos momentos juntas.

Ao *Felipe* e *Gabriel* os mais legais da turma, obrigada pelo carinho, amizade, boas conversas e risadas, sei que também posso contar com vocês.

Aos parceiros de lab *Lucas*, *Gabi*, *Maycon*, *Yan*, *Dalila*, *Leila* e *Fran* (GPECAS), é maravilhoso estar cercada de pessoas boas e que não medem esforços para ajudar umas as outras, grata pela amizade de vocês! Yan, muito obrigada pela ajuda com os mapas e Dalila te agradeço imensamente pela disponibilidade em me ajudar na reta final.

Agradeço ao *Lucas*, *Maycon*, *Paulo*, *Pam*, *Jana*, *Luana*, *Fernanda*, *João*, *Katherine*, *Carol* e *Flávio (Miau)* vocês foram fundamentais para o desenvolvimento da minha pesquisa, obrigada pela ajuda na triagem do material.

Aos amigos mais antigos *Sara*, *Leandra*, *Jefferson*, *Stephanie* e *Yasmin* obrigada por se fazerem presentes nos momentos importantes, sei que nossa admiração é recíproca, amo vocês.

Agradeço ao Dr. Luiz Felipe, a Dra. Virág Venekey, Dra. Daiane Aviz, Dr. Marcelo Petracco e Dra. José Eduardo Martinelli pela disponibilidade em avaliar meu trabalho.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram direta e indiretamente para a conclusão deste trabalho.

Ouço falarem que o esforço vence o talento
gosto desse argumento

(Major RD)

RESUMO

As atividades pesqueiras camaroeiras na Costa Norte brasileira utilizam redes de arrasto-de-fundo com baixa seletividade, pois apreendem uma enorme quantidade de espécies não-alvo, também conhecidas como fauna acompanhante (*bycatch*), configurando um dos problemas ambientais que demandam solução urgente. As modificações das redes tradicionais tem sido a opção mais utilizada para melhorar a seletividade das pescarias e diminuir o *bycatch*. Os dispositivos de redução de fauna acompanhante, *Bycatch Reduction Device* (BRD), são modificações tecnológicas instaladas nas redes-de-arrasto com o intuito de minimizar a mortalidade das espécies não-alvo, permitindo o escape de alguns grupos. Na zona costeira amazônica não há informações acerca da utilização desse dispositivo para reduzir a captura de crustáceos da Ordem Decapoda, que compõe o segundo maior grupo da fauna acompanhante dessa modalidade de pesca, e que não possuem medidas protetivas de conservação na legislação brasileira, exceto pelo período de defeso do camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), espécie-alvo dessa pescaria. Dessa forma, o presente trabalho investiga a eficiência de um BRD (malha quadrada) para mitigar os efeitos na captura incidental de crustáceos decápodes. O estudo ocorreu na Plataforma Continental Amazônica (PCA), acompanhando o deslocamento da frota pesqueira para captura da espécie-alvo. No local foram realizados 34 arrastos em diferentes latitudes ao longo da PCA, totalizando 1480 indivíduos (1069 na rede controle e 411 na rede BRD), incluindo 12 famílias, 33 espécies e um grupo de camarões penaeídeos não identificados. Cinco espécies foram muito abundantes (Frequência de ocorrência - FR: >5,1%) e seis espécies abundantes (FR: 1| - 5%), sendo as demais consideradas raras devido à baixa frequência de ocorrência (< 1%). O BRD não interferiu na captura da espécie-alvo, no entanto, o painel de malha quadrada não foi eficiente para excluir todas as espécies de decápodes. Em função da exclusão de espécies como *Anasimus latus* (Rathbun, 1894) e *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758) constatamos que o dispositivo de redução de fauna foi eficiente apenas para espécies de menor tamanho. Dessa forma, sugerimos a utilização de outros dispositivos para minimizar as capturas acessórias, além de outras medidas de manejo para conter os impactos causados por essa pescaria, principalmente por ocorrer nas proximidades dos recifes de corais mesofóticos da Amazônia.

Palavras-Chave: Amazônia; *Bycatch*; BRD; ODS-14; Pesca de arrasto; Plataforma Continental.

ABSTRACT

Shrimp fishing activities on the Brazilian North Coast use bottom trawls with low selectivity, as they seize a huge amount of non-target species, also known as bycatch, configuring one of the environmental problems that demand an urgent solution. Modifications of traditional nets have been the most used option to improve the selectivity of fisheries and reduce bycatch. Bycatch Reduction Devices (BRD) are technological modifications installed in trawl nets in order to minimize the mortality of bycatch, allowing the escape of some groups. In the Amazonian coastal zone, there is no information about the use of this device to reduce the crustaceans Decapoda's capture, which make up the second largest group of bycatch in this fishing modality, and which do not have protective conservation measures in Brazilian legislation, except for the closed season for the southern brown shrimp *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), the target species of this fishery. Thus, the present work investigates the efficiency of the BRD (square mesh) to mitigate the effects of the incidental capture of these crustaceans. The study took place on the Amazonian Continental Shelf (ACS), accompanying the fisheries to capture the target species. In this region, 34 hauls were carried out at different latitudes along the ACS, totaling 1480 individuals (1069 in the control net and 411 in the BRD net), including 12 families, 33 species and a group of unidentified penaeid shrimp. Five species were very abundant (Frequency of occurrence - FR: >5.1%) and six species were abundant (FR: 1| - 5%), the others being considered rare due to the low frequency of occurrence (< 1%). BRD did not interfere with the capture of the target species, however, the square mesh panel was not efficient to exclude all species of decapods. Due to the exclusion of species such as *Anasimus latus* (Rathbun, 1894) and *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), we found that the fauna reduction device was efficient only for smaller size species. Thus, we suggest the use of other devices to minimize bycatch, in addition to other management measures to contain the impacts caused by this fishery, mainly because it occurs in the vicinity of mesophotic coral reefs in the Amazon.

Keywords: Amazon; Bycatch; BRD; Bottom trawl; ODS-14; Continental shelf.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo Geral

Figura 1 - Projeto de rede de arrasto-de-fundo habitualmente utilizado pela frota pesqueira. ..4	
Figura 2 - Especificações técnicas de dispositivos de exclusão de captura incidental. A) Tipos de cortes utilizados nos panos das redes para a confecção dos dispositivos B) Malha quadrada e janela de escape.5	5
Figura 3 – Dispositivo Grelha NordmØre utilizado para exclusão através do espaçamento entre as grades.5	5
Figura 4 - Mapa área de estudo com detalhamento dos diferentes tipos de sedimentação encontrados na PCA. 10	10
Figura 5 - Painel de malha quadrada (à esquerda) inserido na parte superior do ensacador utilizado na redes de arrasto. 11	11

Capítulo I

Fig. 1. Área de estudo. Detalhamento do tipo de sedimentação onde atua a frota industrial pesqueira para a captura do camarão-rosa <i>Penaeus subtilis</i> , com indicação dos locais de amostragem. Adaptado de Araújo et al. (2021).....28	28
Fig. 2. Quantitativo (n) das espécies capturadas nas redes CONTROLE e BRD durante a pesca industrial de <i>P. subtilis</i> na Plataforma Continental Amazônica em 2019.31	31
Fig. 3. Dendrograma da análise de cluster indicando a localização da maior diversidade de crustáceos decápodes capturados na Plataforma Continental Amazônica pela frota industrial de camarões marinhos. As cores mais fortes indicam a maior concentração de espécies.33	33
Fig. 4. Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância Canônica (RDA) indicando a maior eficiência do BRD para os crustáceos decápodes capturados como bycatch.34	34

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

- Tabela 1** Espécies de crustáceos Decapoda capturados como bycatch pela pesca industrial de camarões marinhos na Plataforma Continental Amazônica. CPUA: Captura por unidade de área, FR: frequência relativa (%), RA: abundância relativa, Va - muito abundante, Ab - abundante, Ra - rara. Em negrito: CPUA acima de 5%, taxa de exclusão acima de 10% e destaque para as espécies muito abundantes e abundantes..... 32
- Tabela 2** Sumário dos parâmetros da Análise de Redundância (RDA)..... 34
- Tabela 3** Resultados das análises de variância, Anova e Kruskal-Wallis, entre a captura da espécie-alvo, os Decapoda de forma geral e a porcentagem de exclusão entre as diferentes artes de pesca e latitudes. 35
- Tabela 4** Análise de composição da captura por tamanho e peso entre as redes controle e BRD das espécies capturadas na pescaria industrial do camarão-rosa na costa norte do Brasil. Em negrito: espécies que apresentaram diferença significativa entre as artes de captura. N - Número de indivíduos, CC - comprimento cefalotórax, F- Anova, H - Kruskal-Wallis, SG - significado gráfico e/ou estatístico, Méd – Média, Máx – Máxima, Mín – Mínimo, Sd – Desvio padrão. 36

SUMÁRIO

RESUMO	ix
ABSTRACT	x
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xii
CAPÍTULO GERAL	1
1 INTRODUÇÃO	1
2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	8
3 OBJETIVOS	8
3.1 Objetivo geral.....	8
3.2 Objetivos específicos.....	9
4 MATERIAL E MÉTODOS	9
4.1 Área de estudo.....	9
4.2 Coleta de dados	10
4.3 Análise de dados	12
5 REFERÊNCIAS	14
CAPÍTULO I.....	22
6 RESULTADOS	22
A CAPTURA INCIDENTAL NA PESCARIA TROPICAL: O DISPOSITIVO DE REDUÇÃO DE FAUNA ACOMPANHANTE É EFICIENTE NA EXCLUSÃO DA FAUNA DE CRUSTÁCEOS DECÁPODES?.....	22
1. Introdução	24
2. Material e Métodos.....	27
2.1. Área de estudo	27

2.2. Coleta de dados.....	28
2.3. Análise de dados.....	29
3. Resultados	30
3.1. Frequência de ocorrência.....	31
3.2. Porcentagem de exclusão do BRD	33
3.3. Proporção de captura	34
3.4. Composição em tamanho e peso	35
4. Discussão	40
5 Agradecimentos	48
ANEXO A - AUTORIZAÇÃO ICMBio.....	56
.....	56

CAPÍTULO GERAL

1 INTRODUÇÃO

Os recursos marinhos como peixes, crustáceos entre outros organismos são a principal fonte de alimentação mundial representando 70% da superfície do planeta, contribuindo com a segurança nutricional e o bem-estar das comunidades costeiras (HIDDINK et al., 2006; OYINLOLA et al., 2018). Esses recursos estão inteiramente associados a ciclos ambientais e às alterações climáticas, e sofrem constantemente com pressões antrópicas que causam sérias modificações na biodiversidade, distribuição, crescimento, fecundidade e no recrutamento de espécies, ocasionando intensos danos na quantidade e na composição da captura (ROESSIG et al., 2004; PORTNER; FARRELL, 2008; LUCENA-FRÉDOU et al., 2021).

A pesca é uma das atividades antropogênicas que causam as maiores modificações nos ecossistemas marinhos, sobretudo aquela que utiliza o arrasto-de-fundo, sendo responsável por grande parte das capturas globais e pelos elevados níveis de descartes (ZELLER et al., 2018; CASHION et al., 2018; LUCENA-FRÉDOU et al., 2021). Uma avaliação dos descartes realizada pela FAO em 2019 estimou que nas pescarias globais de capturas marinhas, a quantidade anual de descartes é de 9,1 milhões de toneladas, sendo que quase a metade (4,2 milhões) é proveniente de redes de arrasto-de-fundo (SOFIA, 2020).

Além dos problemas relacionados aos descartes de fauna que muitas vezes chegam mortas ao assoalho oceânico, as atividades de arrastos acarretam múltiplos danos ao ecossistema bentônico. Como exemplo a mudança nos fluxos de energia e na estrutura da comunidade, o que acarreta na alteração no ambiente marinho em geral, visto que os invertebrados bentônicos fazem parte da dieta de várias espécies (CHOI et al., 2004; LOHRER et al., 2004; WIDDICOMBE et al., 2004; HIDDINK et al., 2006).

Nesse contexto, estão inseridas as atividades pesqueiras camaroeiras que ocorrem em grande parte dos oceanos do mundo. O camarão é considerado a mercadoria pesqueira mais valorizada internacionalmente e a mais rica exportação da pesca de países tropicais em desenvolvimento (FAO, 2008; 2018). Representa 60% da produção global de pescado, sendo um importante *commodity* para países produtores, garantindo uma boa rentabilidade e um ótimo valor de mercado (FAO, 2008; 2018). Entretanto, essa atividade é relatada principalmente pelo grande impacto gerado ao ambiente marinho, especialmente devido a utilização de redes de arrasto de baixa seletividade (BROADHURST, 2000).

Essas redes acabam capturando uma enorme quantidade de espécies não-alvo, também conhecidas como fauna-acompanhante ou *bycatch*, algumas espécies capturadas como *bycatch*

possuem valor comercial, as demais são descartadas ainda em alto mar (FONTELLAS-FILHO, 2011; MAIA et al., 2016).

A captura de fauna acompanhante é considerada um problema globalmente importante, devido à falta de identificação dos organismos descartados, o que impede uma análise mais adequada para a orientação de possíveis medidas de manejo, além de outros problemas no que se refere a status de conservação das espécies, o que possibilita o risco de esgotamento ou extinção afetando diretamente as redes tróficas marinhas (BROADHURST, 2000; FAO, 2008).

A zona costeira amazônica compreende os mais importantes bancos camaroeiros do Atlântico Sul-Occidental. A pesca industrial dos camarões penaeídeos teve início na região na década de 1960 e desde então é uma das atividades pesqueiras mais relevantes do Brasil (ISAAC; BRAGA, 1999). A frota pesqueira atua em mar aberto, na Plataforma Continental do Amazonas (PCA), entre profundidades de 40 a 80 metros, desde a foz do Rio Parnaíba, no limite do Estado do Maranhão até o limite com a Guiana Francesa, no Estado do Amapá (ISAAC; BRAGA, 1999; PAIVA et al., 2009; DIAS NETO, 2011). A área configura um extenso banco camaroeiro que se estende até as proximidades da foz do Rio Orinoco, na Venezuela, cobrindo até 223.000 km² (PAIVA et al., 2009).

A largura da PCA é bastante variável ao longo de sua extensão, com cerca de 100 km ao noroeste, 150 km ao sudeste do Rio Pará, e até 250 km aproximando-se à desembocadura dos rios Amazonas e Pará. Originando uma pluma de baixa salinidade, podendo alcançar até 300 km de extensão da superfície costeira, responsável pela distribuição de nutrientes ao longo de toda a plataforma (NITTROUER et al., 1986; SILVA et al., 2009).

Nesse local encontram-se três subáreas detalhadas por Studart-Gomes (1998) onde ocorrem as atividades da frota industrial a **Costa do Maranhão** compreendida entre a foz do Rio Parnaíba (02°53'S) e o Cabo Gurupi (00°53'S) com profundidades de 20-40 m; **Amazonas** subárea localizada entre as latitudes 00°50'N e 02°30'N profundidades entre 40 e 60 m; e a **Costa do Amapá** compreendida entre as latitudes 02°30'N e 04°23'N (Cabo Orange) com profundidades maiores que 60 m.

As pescarias industriais da Costa Norte brasileira são compostas quase que exclusivamente da espécie *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967). Embora essa seja a espécie-alvo, ocorrem também *Penaeus schmitti* (Burkenroad, 1936), *Penaeus brasiliensis* (Latreille, 1817), *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e *Rimapenaeus similis* (Smith, 1885) (ISAAC et al., 1992; VIEIRA, 1997; ARAGÃO et al., 2004; NÓBREGA et al., 2021). A ictiofauna acompanhante é formada predominantemente de *Macrodon ancylodon* (Boch & Schneider,

1801), sendo a espécie mais abundante e economicamente mais proveitosa dentre as pescarias industriais (BENTES et al., 2012; MAIA et al., 2016).

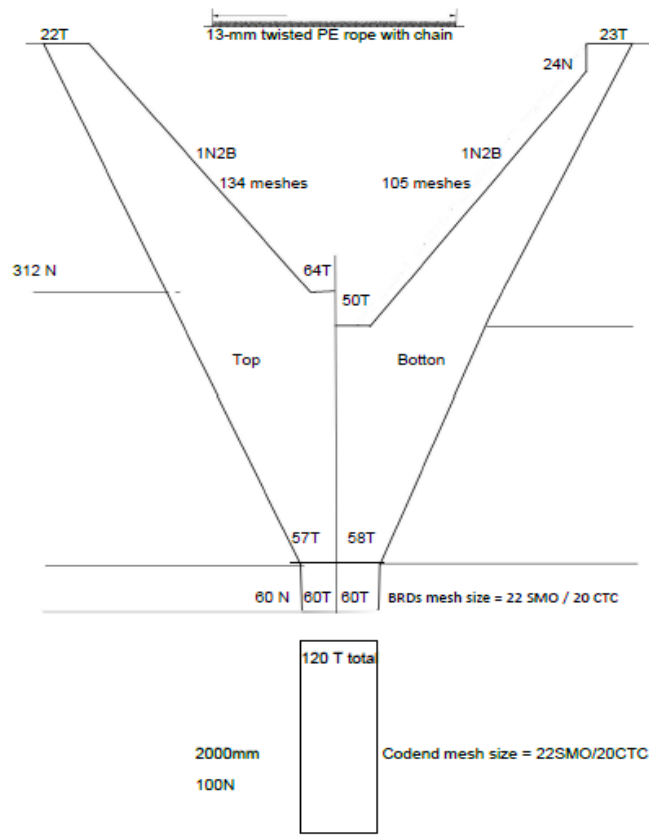
No que se refere a carcinofauna, estudos realizados por Nóbrega et al. (2021) quantificaram 154 espécies de invertebrados oriundas das pescarias de arrasto de camarão na Plataforma Continental Amazônica. Tendo os crustáceos (caranguejos, siris, camarões, ermitões, porcelanídeos e estomatópodos) como grupo predominante tanto em número de indivíduos quanto em diversidade de espécies.

Os espécimes rejeitados advindos das pescarias de arrasto de camarão integram um dos problemas ecológicos mais crônicos das plataformas continentais (MARTINS; DOXSEY, 2006). A problemática tende a ser maior em regiões tropicais devido à alta diversidade biológica acarretando a maior captura de fauna acompanhante do que a própria espécie-alvo (ZELLER; PAULY, 2005; NÓBREGA et al., 2021).

É notório que a maioria das pesquisas relacionadas à fauna acompanhante é direcionada a vertebrados, especialmente peixes, devido a sua grande contribuição para a balança comercial. Contudo, estudos como de Paiva et al. (2009) e Nóbrega et al. (2021) revelam que os crustáceos decápodes formam o segundo maior grupo que integram as capturas acessórias, com uma composição taxonômica muito diversa. Contudo, devido à falta de dados científicos consistentes, gestores pesqueiros e pesquisadores tem dificuldade em definir a vulnerabilidade desses organismos, tornando os crustáceos um grupo frequentemente ignorado pelas pesquisas pesqueiras (BERTINI et al., 2004; GUERRA et al., 2011; CAMBIÉ et al., 2013; NÓBREGA et al., 2021).

As modificações das redes convencionais tem sido a opção mais utilizada para melhorar a seletividade da pesca de arrasto. Os dispositivos de redução de fauna acompanhante, do inglês *Bycatch Reduction Device* (BRD), são modificações tecnológicas instaladas no corpo das redes-de-arrasto (Figura 1), com o intuito de minimizar a mortalidade das pescarias e reduzir as capturas acessórias (BROADHURST, 2000).

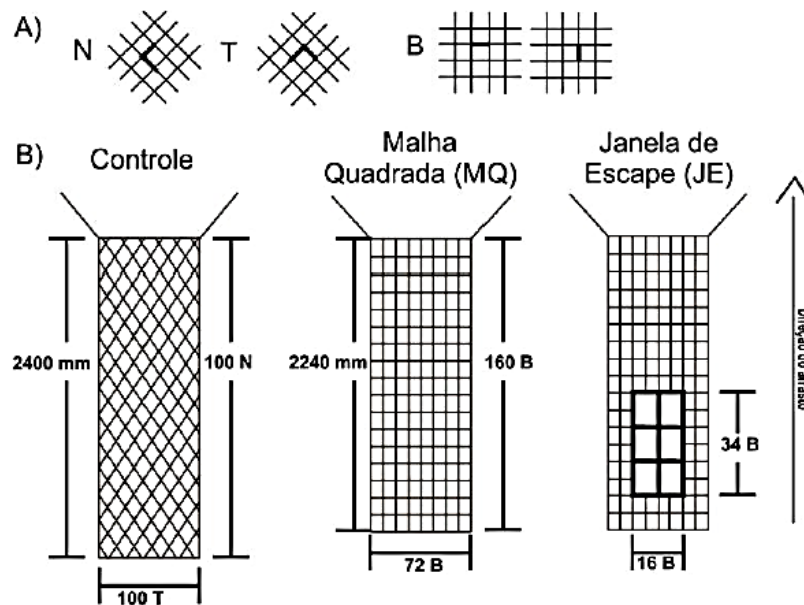
Figura 1- Projeto de rede de arrasto-de-fundo habitualmente utilizado pela frota pesqueira.



Fonte: Bentes, 2019.

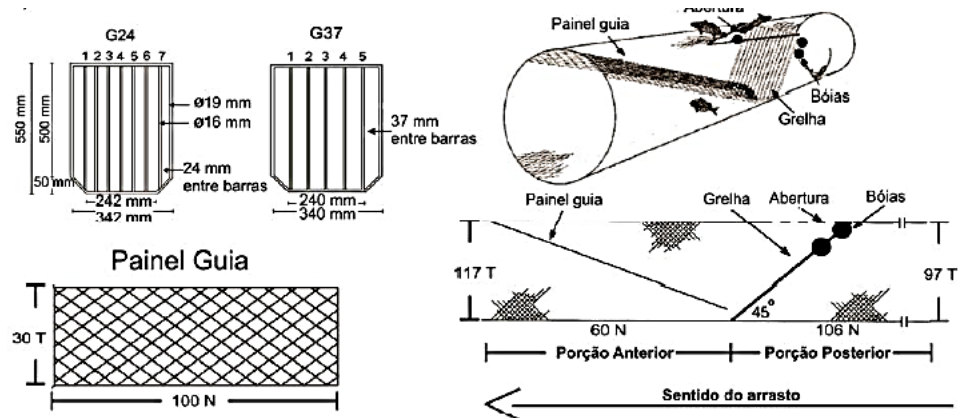
Os BRDs funcionam a partir de dois mecanismos básicos de exclusão de captura incidental segundo Broadhurst et al. (1997): Comportamental e a exclusão por tamanho, o primeiro está relacionado com a mobilidade da espécie capturada, já que os peixes possuem maior capacidade natatória que camarões. Dessa forma, os BRDs desenvolvidos para esse tipo de comportamento utilizam painéis separadores, janelas de escape e malhas quadradas adaptadas para direcionar a espécie-alvo para o saco e o escape pela parte superior do ensacador (Figura 2). A exclusão por tamanho está relacionada às diferenças entre o tamanho da espécie-alvo e o descarte. Nesse caso, os dispositivos desenvolvidos são grelhas exclusoras alocadas na entrada no ensacador, selecionando assim a captura com base nos espaçamentos das grades (Figura 3).

Figura 2 - Especificações técnicas de dispositivos de exclusão de captura incidental. A) Tipos de cortes utilizados nos panos das redes para a confecção dos dispositivos B) Malha quadrada e janela de escape.



Fonte: Medeiros (2013) adaptado de Broadhurst (2000).

Figura 3 – Dispositivo Grelha Nordmøre utilizado para exclusão através do espaçamento entre as grades.



Fonte: Medeiros (2013) adaptado de Broadhurst (2000).

Também há outros dispositivos utilizados para a redução de fauna acompanhante como “The fish eye” (Olho de peixe), que proporciona a maior fuga de peixes demersais através de uma abertura elíptica (VIEIRA et al., 2017). Os experimentos com dispositivos de redução da fauna acompanhante já haviam sido testados em alguns países como Noruega, Islândia, França, Bélgica e nos Estados Unidos (HANNAH; JONES, 2007).

Um estudo realizado no lago de Oregon nas pescarias de arrasto do camarão-do-oceano *Pandalus jordani* (Rathbun, 1902) utilizando as grelhas exclusoras obteve uma redução na

captura acidental de peixes de 66% a 88% demonstrando a eficácia desse dispositivo. Dados sobre invertebrados não foram incluídos na análise devido a captura acidental ser mínima nessa região com essa arte de pesca (HANNAH; JONES, 2007).

No Brasil, entretanto, esses experimentos ainda são escassos, sendo alguns estudos iniciais com a modificação das redes-de-arrasto utilizando o ensacador com a malha quadrada realizados somente em pescarias camaroeiras da Região Sul do Brasil (CONOLLY, 1992; BROADHURST, 2000). No Estado do Paraná, as pesquisas vêm sendo conduzidas desde 2008 e foram realizadas utilizando três modificações tecnológicas: As Grelhas Nordmøre com diferentes espaçamentos, a Malha Quadrada no ensacador, e a Malha Quadrada com janelas de escape nas pescarias de arrasto artesanais voltados para a captura dos camarões *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e *Penaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (CHAVES; ROBERT, 2003; MEDEIROS et al., 2013).

As pesquisas realizadas indicaram quatro efeitos positivos como a redução da fauna acompanhante de forma satisfatória, diminuição do tempo de manuseio da captura e a melhor qualidade do recurso abordado (MEDEIROS et al., 2013). Além disso os pescadores notaram a presença de camarões maiores e menos fragmentados por siris e caranguejos, em função do efeito das grelhas sobre a diminuição da captura desses espécimes e facilidade de manuseio dos dispositivos (MEDEIROS et al., 2013).

É possível validar o potencial que as modificações tecnológicas podem exercer sobre a redução da fauna acompanhante, visto que, há resultados consistentes. Entretanto, embora esses resultados demonstrem a eficiência dos dispositivos, ainda não são suficientes para uma adoção bem-sucedida no restante da costa brasileira com quase 8 mil quilômetros de extensão principalmente porque, cada dispositivo deve se adequar a realidade dos locais que forem implementados (RICE, 2008; MEDEIROS et al., 2013; DUARTE et al., 2019).

Apesar dos esforços para mitigar os impactos causados pelos descartes, a utilização dos dispositivos ainda enfrenta muitos desafios por parte do setor pesqueiro devido as diversas restrições sobre as capturas acessórias que acabam afetando a produtividade da pesca, causando certa resistência. Do ponto de vista biológico, o setor pesqueiro é focado principalmente em espécies visadas e na avaliação do estoque com ênfase no controle da atividade pesqueira, atendendo somente a um setor específico, sem levar em consideração a estrutura dos sistemas sociais e ecológicos (LARKIN, 1978; HALL et al., 2000; MEDEIROS et al., 2013).

Nesse contexto, as estratégias de gestão como Abordagem ecossistêmica da Gestão Pesqueira (AEGP) e Cogestão Adaptativa (CGA) tem se destacado como medidas bastante promissoras para a renovação da estrutura dos sistemas pesqueiros (ROSENBERG; MCLEOD,

2005; SERAFINI et al., 2017; LUCENA-FRÉDOU et al., 2021). A cogestão adaptativa (CGA) é entendida como um sistema flexível de manejo de recursos, são processos em que arranjos institucionais voltados para o uso dos recursos naturais são construídos, testados e revisados pelos próprios indivíduos que utilizam desses recursos, como forma de buscar soluções para os problemas por meio de processos colaborativos que conduzam a modos de vida ecologicamente sustentáveis (OLSSON et al., 2004; BERKES, 2009; PLUMMER; ARMITAGE, 2007; ARMITAGE et al., 2009).

A abordagem ecossistêmica da gestão pesqueira (AEGP) consiste em uma visão integrada que busca o equilíbrio entre o bem-estar ecológico, humano e social, envolve desenvolvimento, planejamento e segurança alimentar abordando as necessidades da sociedade sem colocar em risco a chance das futuras gerações de usufruir dos bens e serviços que os ecossistemas marinhos podem proporcionar (GARCÍA et al., 2003; BOLAM et al., 2014).

Estudos propostos pela AEGP são recomendados para compreender e atenuar os impactos provocados não somente pelas pescarias de arrasto, mas o impacto gerado pela atividade pesqueira envolvendo questão de manejo, sociais, econômica, tecnológica e ecológica tem sido aplicado em diferentes países, pescarias, recursos e ambientes (JENNINGS; RICE, 2011; ROSA et al., 2014; CUERVO-S´ANCHEZ et al., 2018; GIANELLI et al., 2018).

A Abordagem Ecossistêmica da Gestão Pesqueira e a Cogestão Adaptativa são imprescindíveis para que sejam elaboradas medidas de manejo adequadas e dispositivos de redução de capturas acidentais. A utilização dessas abordagens é primordial na ajuda do gerenciamento dos ecossistemas e seus recursos, entretanto, em países onde a pesca é mal administrada, como o Brasil, os estudos ainda são insuficientes para se obter um desempenho adequado (BELLIDO et al., 2011; LUCENA-FRÉDOU et al., 2021).

Ainda não há qualquer medida de ordenamento relativa ao uso dos dispositivos de redução de captura, com exceção do TED (*Turtle Exclusion Device*), voltado para exclusão de espécies ameaçadas e protegidas (BROADHURST, 2000, DUARTE et al., 2019). Esse dispositivo não foi bem aceito no Brasil devido o modelo utilizado, que não levava em consideração as características locais da região em que foi implementado (SILVA et al., 2011; SILVA et al., 2012; SILVA et al., 2013; DUARTE et al., 2018).

Para que esses dispositivos sejam utilizados nas pescarias de arrasto-de-fundo é necessário que seja visto como um instrumento de uma nova abordagem de gestão pesqueira. Para tanto, é necessário a construção de um ambiente institucional favorável abrangendo conceitos da cogestão adaptativa de sistemas socioecológicos (BERKES, 2009, 2011; SILVA et al., 2013).

É inegável que a pesca-de-arrasto de camarão na zona costeira amazônica causa impactos severos sobre a fauna de invertebrados e a pesquisa de Nóbrega et al. (2021) deixa explícita a quantidade de espécies afetadas por essa ação. Entretanto, informações acerca da utilização dos dispositivos de redução de captura na PCA são inexistentes, principalmente no que se refere a invertebrados Decapoda surgindo então, a necessidade de se reconhecer, monitorar e avaliar esses experimentos para futuras medidas de gestão.

Pelo exposto é notório que as modificações tecnológicas apresentam grande potencial de aplicação entre as medidas de redução de capturas acessórias como descrito anteriormente por Hannah e Jones (2007) e Medeiros et al. (2013). Contudo, não há estudos que comprovem esse feito na costa norte brasileira, sobretudo, no que se refere a diminuição de captura dos invertebrados bentônicos, especialmente os crustáceos decápodes que não possuem medidas protetivas de conservação na legislação brasileira para essa arte de pesca, exceto pelo defeso do camarão-rosa (DIAS-NETO, 2011).

Nesse sentido, investigamos se o painel de malha quadrada, dispositivo tecnológico utilizado na redução da fauna acompanhante nas pescarias industriais de camarão-rosa é eficiente para exclusão da fauna de crustáceos decápodes na PCA, sem reduzir a produção da espécie-alvo da pesca.

2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação está organizada em dois capítulos que contemplam a seguinte abordagem:
Capítulo Geral: Introdução geral, estrutura da dissertação, objetivos e metodologia geral.
Capítulo I: Resultados apresentados em formato do Artigo Científico intitulado: The Bycatch in a Tropical Shrimp Fishery: Do Bycatch Reduction Devices Effectively Exclude Crustaceans Decapods? contemplando todas as etapas do trabalho.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Investigar se o painel de malha quadrada, dispositivo para redução da fauna acompanhante, aplicado às pescarias industriais para captura do camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), é eficiente na exclusão de crustáceos decápodes na Plataforma Continental Amazônica.

3.2 Objetivos específicos

- Estimar a frequência de ocorrência e a abundância relativa (CPUA) da captura total da fauna de crustáceos decápodes na Plataforma Continental Amazônica;
- Analisar a eficiência de exclusão do BRD entre as latitudes;
- Testar a proporção da captura total da espécie-alvo, a captura de Decapoda e a porcentagem de exclusão entre as redes e entre as latitudes.

H₁: Esperamos que haja diferença na frequência de ocorrência e na abundância relativa da fauna de crustáceos decápodes, já que a pesca de arrasto é bastante prejudicial a esse grupo de organismos e não atua de forma seletiva causando a mortalidade de muitos, uma vez que não possuem valor comercial.

H₁: Espera-se que a eficiência de exclusão seja diferente entre as latitudes, uma vez que a PCA é controlada por fatores ambientais, dessa forma, contribuindo para a distribuição dos organismos, influenciando diretamente a diversidade da fauna local.

H₁: Espera-se que a proporção de captura da espécie-alvo não seja diferente entre as redes e sim entre as latitudes, devido a influência de fatores ambientais que contribuem para a dispersão da fauna de camarões, constatando assim que o uso do BRD não afetaria a captura de *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) na PCA. Esperamos que a proporção de decápodes apresente diferença entre as redes e entre as latitudes, de forma que BRD possa auxiliar na exclusão dessas espécies. Como consequência, nossa hipótese é a de que a porcentagem de exclusão seja diferente entre as redes e entre latitudes.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A área de estudo foi a Plataforma Continental Amazônica (PCA), que se estende da foz do Rio Pará até o cabo Orange, no extremo norte do estado brasileiro do Amapá sendo delimitada pela isóbata de 100 metros, onde inicia o talude continental (ISAAC e FERARRI, 2017). A largura dessa plataforma é bastante variável, apresentando cerca de 100 km a noroeste, 150 km a sudeste do Rio Pará e até 250 km próximos aos rios Amazonas e Pará (NITTROUER et al., 1986), uma das regiões costeiras mais rasas do Atlântico Sul Ocidental.

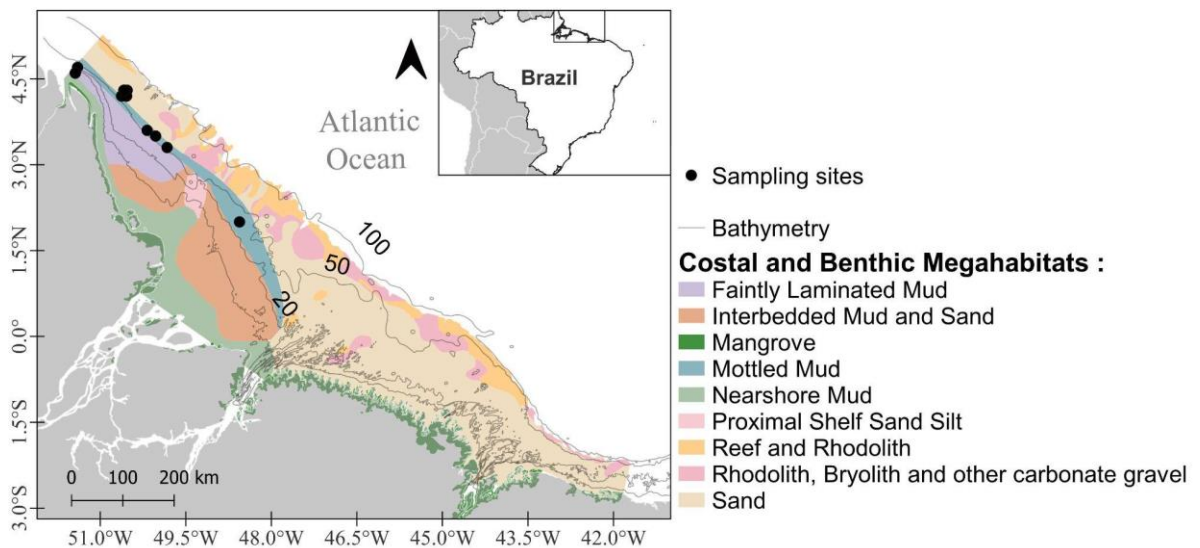
Foi acompanhada a atuação da frota industrial pesqueira para a captura do camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) nos meses de outubro e novembro de 2019, a área amostrada foi compreendida entre as latitudes de 2° e 4,5° N com profundidades de 30 a 90 m, cujos arrastos foram escolhidos de forma a representar as diferentes latitudes (Figura 4). O

comportamento da frota varia espaço-temporalmente começando nas latitudes mais baixas e posteriormente avançando para as maiores (BRIGIDA et al. submetido).

Os processos de sedimentação da região amazônica são bastante dinâmicos, formados de 85 a 95% por partículas suspensas do tamanho de silte e argila, as interações com processos oceanográficos como a dinâmica de mares, ondas, influência dos ventos alísios e a Corrente Norte do Brasil, proporcionam um mosaico de sedimentos de diversos aspectos (Figura 4) (KINEKE e STERNBERG, 1995; ARAÚJO et al., 2021).

A plataforma é dividida em 3 regiões de acordo com Nittrouer et al. (1986) a interna onde há predominio de lama intercalada com areia, silte e argila, a plataforma intermediária dominado por areias relíquias e manchas carbonáticas submersas e a plataforma externa com uma fina camada formada de areia e lama (ARAÚJO et al., 2021).

Figura 4 - Mapa área de estudo com detalhamento dos diferentes tipos de sedimentação encontrados na PCA.



Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2021)

4.2 Coleta de dados

Os arrastos experimentais foram conduzidos a bordo de uma embarcação da frota industrial voltada para a captura de camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) na Costa Norte do Brasil. A captura foi feita com duas redes de arrasto simultâneo, que realizam de 3 a 4 arrastos diários, com duração aproximada de 4 a 6 horas.

A embarcação tem comprimento total de 20 metros, arqueação bruta de 82 t e potência do motor de 375 hp, provida de tangones para realização do arrasto duplo. As redes de arrasto apresentavam comprimento de aproximadamente 17 m, com malha de 22 mm entre-nós, a

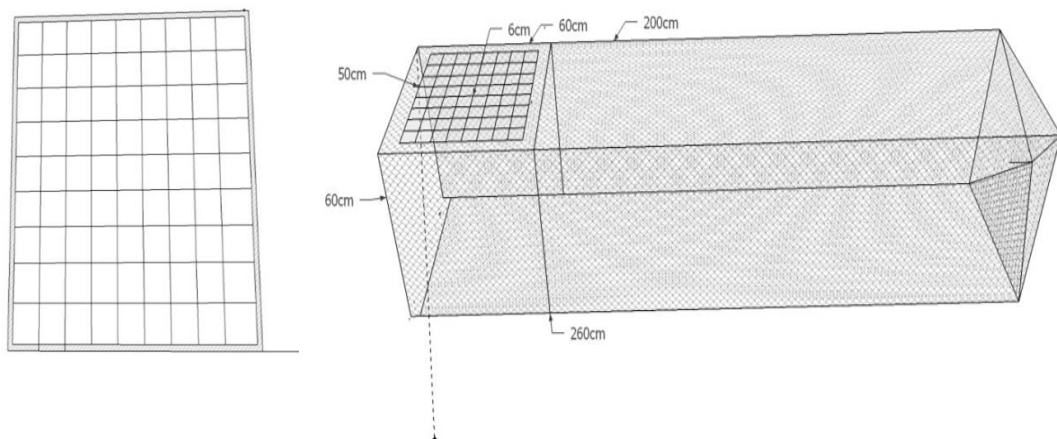
abertura de rede era de 20 metros definida pela “batedeira”, corrente de aço ligada à extremidade anterior da base das portas. As portas apresentavam formato retangular, construídas de madeira e ferro, com 2,5 m de comprimento por 1,15 m de largura e peso de aproximadamente 150 kg. A velocidade média de operação dos arrastos foi de 3,5 km e a profundidade variou de 30 a 90 metros.

Em uma das redes foi confeccionado o painel de malha quadrada, com base em Broadhurst et al. (1997). O painel com tamanho de 60x60 cm, foi acoplado do início do ensacador, desenvolvido na dimensão 6x6 cm (distância entre-nós) para retenção de pescadão *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801). O valor estimado refere-se em função do L_{50} para essa espécie (Figura 5). Foram analisados 34 arrastos, 17 com a rede controle e 17 utilizando a rede com o dispositivo BRD.

Por se tratar de uma metodologia eficiente para essa espécie de peixe (MAIA et al. não publicado), e fácil de ser aplicada, testamos seu efeito também nos crustáceos, uma vez que, não é possível desenvolver malhas quadradas desenhadas especificamente para uma única espécie que atenda às demais em função da diferença de tamanho entre grupos. Dessa forma pode ser associada a pesca-de-arrasto e auxiliar não somente a captura de uma espécie de peixe, como também a testamos para os invertebrados.

O painel foi inserido na parte superior da rede habitualmente utilizada pela frota. As redes foram utilizadas simultaneamente, uma em cada bordo da embarcação, sendo a posição definida aleatoriamente a cada dia de experimento, para minimizar a interferência de um possível vício operacional.

Figura 5 - Painel de malha quadrada (á esquerda) inserido na parte superior do ensacador utilizado na redes de arrasto.



Fonte: Bentes, 2019.

Por um bordo arrastou-se a rede padrão utilizada pelos pescadores denominada de controle e por outro, a rede equipada com o painel de malha quadrada (BRD), denominada de experimental. Em cada arrasto, no início e no término, foram registrados os dados de operação de pesca: número do lance, data, coordenadas geográficas (latitude e longitude) com um GPS.

A hora, velocidade e profundidade do local foram aferidas por meio de uma ecossonda da própria embarcação. A produção total foi separada e classificada como: “espécie-alvo” (os camarões-rosa) e o “bycatch” (todo o restante das espécies de invertebrados e vertebrados). Foram priorizados locais com maior produtividade da espécie-alvo, sem qualquer interferência do coletor de dados embarcado.

Para esse estudo foram utilizados somente os crustáceos da Ordem Decapoda presentes na fauna acompanhante e devido à dificuldade de transportar todo o material capturado foi coletado pelo amostrador de bordo uma amostra de até 30 kg de cada rede (controle e BRD), posteriormente armazenados na câmara frigorífica da embarcação, permanecendo congelados até o processamento em laboratório.

Os espécimes foram levados para o Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia (NEAP) da Universidade Federal do Pará (UFPA) onde, inicialmente, foram identificados em menor nível taxonômico, contados, aferidos quanto à massa corporal (g) e tamanho (CC). Para camarões foram medidos o comprimento do cefalotórax (CC) e comprimento total (CT), em mm.

4.3 Análise de dados

A captura por unidade de área (CPUA) foi estimada utilizando a razão entre a massa corporal (g) e a área varrida (m^2) pelas duas redes de arrasto (VALINASSAB et al., 2006) segundo a fórmula: $CPUA = (g/m^2)$, onde: g é a massa corporal e m^2 é a área varrida entre as latitudes.

A abundância relativa (RA) de cada espécie foi calculada dividindo-se o número total de indivíduos de cada espécie pelo número total de indivíduos capturados nas duas redes. Foram estabelecidas três categorias de abundância: Muito abundante (V_a) quando a espécie obteve mais de 5% da captura total, Abundante (A_b) quando a espécie representou entre de 1 | - 5 % de captura, e Rara (R_a), quando a espécie representou menos de 1% de captura.

A eficiência de exclusão da rede BRD para as espécies de crustáceos capturados foi calculada com base na equação descrita por Andrew et al. (1993):

$$\% EX = \frac{(CTRL - BRD) \times 100}{CTRL}, \text{ onde:}$$

% EX é o percentual de exclusão; CTRL é o peso (g) obtido pela rede controle e BRD é o peso (g) obtido pela rede com BRD.

A análise hierárquica de *Cluster* foi usada para agrupar as espécies encontradas nas diferentes latitudes (2°, 3° e 4°) utilizando a presença e ausência e um gradiente de cores, onde a cor mais intensa indica qual latitude há maior concentração de espécies. A análise de redundância canônica (RDA) foi utilizada para testar a eficiência do dispositivo de redução de captura identificando como as latitudes (preditores) influenciam na porcentagem de exclusão, CPUA, e o tamanho e peso das espécies de crustáceos (variáveis resposta). As variáveis porcentagem de exclusão, CPUA e tamanho e peso das espécies são contínuas, para as variáveis categóricas utilizamos a presença (1) e ausência (0) as espécies nas latitudes. Para essa análise utilizamos somente os arrastos realizados com a rede BRD. A análise de cluster foi executada no software R Studio e a RDA no programa CANOCO 5.0®.

A normalidade e a homocedasticidade das variâncias da porcentagem de exclusão e das proporções de captura da espécie-alvo e de crustáceos decápodes foram testadas por Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Para testar a proporção de captura da espécie-alvo utilizou-se a análise de variância (ANOVA), e em razão dos pressupostos não terem sido atendidos para testar a variabilidade entre as artes de pesca e as latitudes, utilizou-se o teste de medianas de Kruskal-Wallis com nível de significância de 5%.

Foram testados também os tamanhos (CC e CT em mm) e pesos máximos, médios (desvio padrão) e mínimos (em gramas) das espécies capturadas em ambas as redes.

5 REFERÊNCIAS

- AHYONG, S.T.; LOWRY, J.K.; ALONSO, M.; BAMBER, R.N.; BOXSHALL, G.A.; CASTRO, P.; GERKEN, S.; KARAMAN, S.G.; GOY, W.J.; JONES, S.D.; MELAND, K.; ROGERS, D.C.; Svavarsson, J. 2011. Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa*, 3148 (1), 165-191.
- AMADO, O.A. 2008. A pesca na Noruega. Departamento temático políticas estruturais e de coesão, Parlamento Europeu, 4, 29-89.
- ARAGÃO, J.A.N.; CINTRA, I.H.A.; SILVA, K.C.A. 2004. Revisão dos dados de esforço de pesca e captura das pescarias industriais de camarão-rosa, *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) na região norte do Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPNOR**, 4 (1), 1-44.
- ARMITAGE, D.R.; PLUMMER, R.; BERKES, F.; ARTHUR, R.I., CHARLES, A.T.; DAVIDSON-HUNT, I.J.; WOLLENBERG, E.K. 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (2), 95-102.
- ARAÚJO, L.S.; MAGDALENA, U.R.; LOUZADA, T.S.; SALOMON, P.S.; MORAES, F.C.; FERREIRA, B.P.; PAES, T.C.; BASTOS, A.C.; PEREIRA, R.C.; SALGADO, T.L.; LORINI, M.L.; YAGER, P.; MOURA, R.L. 2021. Growing industrialization and poor conservation planning challenge natural resources management in the Amazon Shelf off Brazil. **Marine Policy**. 128,104465.
- ARAGÃO, J.A.N.; CINTRA, I.H.A.; SILVA, K.D.A.; VIEIRA, I.J.A. 2001. A exploração camaroeira na costa norte do Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPNOR**, 1 (1), 11-44.
- ALVERSON, D.L.; HUGHES, S.E. 1996. Bycatch: from emotion to effective natural resource management. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 6 (4), 443-462.
- ALVERSON, D. L.; FREEBERG, M. H.; MURAWSKI, S. A.; POPE, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*, 339. 233.
- BELLIDO, J.; SANTOS, M.; PENNINO, M.; VALEIRAS, X.; PIERCE, G. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? **Hydrobiologia**, 670 (1): 317-333.
- BERTINI, G.; FRANSOZO, A.; DE MELO, G.A. 2004. Biodiversity of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from non-consolidated sublittoral bottom on the northern coast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, 13 (12), 2185-2207.
- BERKES, F. 2009. Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. **Journal of Environmental Management**, 90 (5), 1692-1702.
- BOLAM, S.G.; COGGAN, R.C.; EGGLETON, J.; DIESING, M., STEPHENS, D. 2014. Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: a biological trait approach. *Journal of Sea Research*, 85, 162-177.

BRIGIDA, Y.R.G.S.; NÓBREGA, P.S.V; SANTOS, V.C.C.; MARTINELLI-LEMOS, J.M. 2023. The impact of bottom trawling fishing on shrimp on the Amazon Continental Shelf. *Regional Studies in Marine Science*.

BROADHURST, M.K.; KENNELLY, S.J.; O'DOHERTY, G. 1997. Specifications for the construction and installation of two by-catch reducing devices (BRDs) used in New South Wales prawn-trawl fisheries. ***Marine Freshwater Research***, 48, 485-489.

BERKES, F. 2012. Implementing ecosystem-based management: evolution or revolution? ***Fish and Fisheries***, 13 (4): 465-476.

BROADHURST, M.K. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: a review and framework for development. ***Reviews in Fish Biology and Fisheries***, 10 (1), 27-60.

BROWN, E.J.; FINNEY, B.; DOMMISSE, M.; HILLS, S. 2005. Effects of commercial otter trawling on the physical environment of the southeastern Bering Sea. ***Continental Shelf Research***, 25 (10), 1281-1301.

CAMBIE, G.; SANCHEZ-CARNERO, N.; MINGOZZI, T.; MUINO, R.; FREIRE, J. 2013. Identifying and mapping local bycatch hotspots of loggerhead sea turtles using a GIS-based method: implications for conservation. ***Marine Biology***, 160 (3), 653-665.

CHAVES, P.D.T.; ROBERT, M.D.C. 2003. Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. ***Atlântica***, 25(1), 53-59.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. ***Nature***, 387 (6630), 253-260.

CUERVO-SÁNCHEZ, R.; MALDONADO, J.H.; RUEDA, M. 2018. Spillover from marine protected areas on the pacific coast in Colombia: A bioeconomic modelling approach for shrimp fisheries. ***Marine Policy***, 88, 182-188.

COLLIE, J.; HIDDINK, J.G.; VAN KOOTEN, T.; RIJNSDORP, A.D.; KAISER, M.J.; JENNINGS, S.; HILBORN, R. 2017. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. ***Fish and Fisheries***, 18 (4), 619-637.

CONOLLY, P.C. 1992. Bycatch activities in Brazil. in R. P. Jones, (editor). International conference of shrimp bycatch. Southern Fisheries Association, Grand Mal, Grenada, pp. 291–302.

CHOI, J.S.; FRANK, K.T.; LEGGETT, W.C.; DRINKWATER, K. 2004. Transition to an alternate state in a continental shelf ecosystem. ***Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences***, 61 (4), 505-510.

CASHION, T.; AL-ABDULRAZZAK, D.; BELHABIB, D.; DERRICK, B.; DIVOVICH, E.; MOUTOPOULOS, D. K.; PAULY, D. 2018. Reconstructing global marine fishing gear use: Catches and landed values by gear type and sector. *Fisheries Research*, 206, 57-64.

- CINTRA, I.H.A.; DE SÁ PAIVA, K.; HERRMANN, M.; BARBOSA, J.M.; DE MACEDO KLAUTAU, A.G.; DE ARAÚJO SILVA, K.C. 2017. Carcinofauna acompanhante do camarão-rosa em pescarias industriais na plataforma continental amazônica. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, 5 (2), 69-77.
- CLARK, W.G.; HARE, S.R. 1998. Accounting for bycatch in management of the Pacific halibut fishery. **North American Journal of Fisheries Management**, 18 (4), 809-821.
- DE SÁ PAIVA, K.; ARAGÃO, J.A.N.; DE ARAÚJO SILVA, K.C.; CINTRA, I.H.A. 2009. Fauna acompanhante da pesca industrial do camarão-rosa na Plataforma Continental Norte Brasileira. *Bol. Téc. Cient. Cepnor*. 9, 25-42.
- DUARTE, D.L.; BROADHURST, M.K.; DUMONT, L.F. 2019. Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. **Marine Policy**, 99, 374-381.
- ENGEL, J.; KVITEK, R. 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. **Conservation Biology**, 12 (6), 1204-1214.
- FRID, C.J.; HARWOOD, K.G.; HALL, S.J.; HALL, J.A. 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. **ICES Journal of Marine Science**, 57 (5), 1303-1309.
- FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO, 41.
- FAO. 2008. The state of world fisheries and aquaculture. FAO, 1-230.
- FAO. 1992. Codex Alimentarius Commission. FAO, 5.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO. 2018. The State of Food Security and Nutrition in the World 2018. Building climate resilience for food security and nutrition. FAO, 202.
- FODEN, J.; ROGERS, S.I.; JONES, A.P. 2010. Recovery of UK seabed habitats from benthic fishing and aggregate extraction-towards a cumulative impact assessment. **Marine Ecology Progress Series**, 411, 259-270.
- FONTELES-FILHO, A.A. 2011. Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros. Fortaleza, pp. 464
- GUERRA, Á.; GONZÁLEZ, Á.F.; PASCUAL, S.; DAWE, E.G. 2011. The giant squid *Architeuthis*: an emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. **Biological Conservation**, 144 (7), 1989-1997.
- GIANELLI, I.; HORTA, S.; MARTÍNEZ, G.; DE LA ROSA, A.; DEFEO, O. 2018. Operationalizing an ecosystem approach to small-scale fisheries in developing countries: The case of Uruguay. **Marine Policy**, 95, 180-188.
- GARCIA, S.M., ZERBI, A., ALIAUME, C., DO CHI, T., LASSERRE, G., 2003. The ecosystem approach to fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. 443, 71.
- HALL, M.A. 1996. On by-catches. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 6, 319-352.

- HALL, M.A.; ALVERSON, D.L.; METUZALS, K.I. 2000. By-Catch: Problems and Solutions. **Marine Pollution Bulletin**, 41, 204-219.
- HANNAH, R.W.; JONES, S.A. 2007. Effectiveness of bycatch reduction devices (BRDs) in the ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl fishery. **Fisheries Research**, 85 (1-2), 217-225.
- HIDDINK, J.G.; JENNINGS, S.; KAISER, M.J. 2006. Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. **Ecosystems**, 9 (7), 1190-1199.
- HIDDINK, J.G.; JENNINGS, S.; SCIBERRAS, M.; SZOSTEK, C.L.; HUGHES, K.M.; ELLIS, N.; KAISER, M.J. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 114 (31), 8301-8306.
- HILL, B.J.; WASSENBERG, T.J. 1990. Fate of discards from prawn trawlers in Torres Strait. **Marine and Freshwater Research**, 41 (1), 53-64.
- ISAAC, V.J.; NETO, J.D.; DAMASCENO, F.G. 1992. Camarão-rosa da costa norte: Biologia, dinâmica e administração pesqueira, Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 1, 179-187.
- ISAAC, V.J.; BRAGA, T.M.P. 1999. By-catch in the marine fisheries off northern Brazil. **Arquivos de Ciências do mar**, 21, 39-54.
- ISAAC, V.J.; FERRARI, S.F. 2017. Assessment and management of the north Brazil shelf large marine ecosystem. *Environmental Development*, 22, 97-110.
- JENNINGS, S.; RICE, J. 2011. Towards an ecosystem approach to fisheries in Europe: a perspective on existing progress and future directions. **Fish and Fisheries**, 12 (2), 125-137.
- KAISER, M.J.; COLLIE, J.S.; HALL, S.J.; JENNINGS, S.; POINER, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. **Fish and Fisheries**, 3 (2), 114-136.
- KAISER, M.J.; CLARKE, K.R.; HINZ, H.; AUSTEN, M.C.; SOMERFIELD, P.J.; KARAKASSIS, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. **Marine Ecology Progress Series**, 311, 1-14.
- KINEKE, G.C; STERNBERG, R.W. 1995. Distribution of fluid muds on the Amazon continental shelf. **Marine Geology**, 125 (3-4), 193-233.
- LARKIN, P.A. 1978. Fisheries management-an essay for ecologists. **Annual review of ecology and systematics**, 9 (1), 57-73.
- 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. **Fisheries Research**, 235, 105824.

LOHRER, A.M.; THRUSH, S.F.; GIBBS, M.M. 2004. Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. **Nature**, 431 (7012), 1092-1095.

MAIA, B.P. 2021. Análise da pesca industrial de camarões marinhos na Costa Norte do Brasil: relações entre a variabilidade climática e a utilização de dispositivo de redução de impactos ecológicos. Tese de Doutorado. (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos). Programa de Pós-Graduação em Biologia Ambiental. Universidade Federal do Pará. Bragança, pp. 101.

MAIA, B.P.; HOLANDA, F.C.A.F.; SILVA, V.H.S.; SILVA, B.B. 2016. Gradiente latitudinal da beta diversidade da fauna acompanhante das pescarias industriais de camarões marinhos da costa norte do Brasil. *Biota Amazônia*, 6(1), 31-39.

MANGANO, M.C.; KAISER, M.J.; PORPORATO, E.M.; SPANÒ, N. 2013. Evidence of trawl disturbance on mega-epibenthic communities in the Southern Tyrrhenian Sea. **Marine Ecology Progress Series**, 475, 101-117.

MANGANO, M.C.; KAISER, M.J.; PORPORATO, E.M.; LAMBERT, G.I.; RINELLI, P.; SPANÒ, N. 2014. Infaunal community responses to a gradient of trawling disturbance and a long-term Fishery Exclusion Zone in the Southern Tyrrhenian Sea. **Continental Shelf Research**, 76, 25-35.

MARTINS, A.S.; DOXSEY, J.R. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Espírito Santo. A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: **Recursos tecnológicos, aspectos socioeconômicos e institucionais**, 93-116.

MEDEIROS, R.P.; GUANAIS, J.H.D.G.; DE OLIVEIRA SANTOS, L.; SPACH, H.L.; SILVA, C.N.S.; FOPPA, C.C.; RAINHO, A.P. 2013. Estratégias para a redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto do camarão sete-barbas: perspectivas para a gestão pesqueira. **Boletim do Instituto de Pesca**, 39 (3), 339-358.

MELO-FILHO, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro, **Pleiade**, 604.

MORAIS, C. 1981. Aproveitamento da fauna acompanhante na captura do camarão. **Boletim do Instituto de Tecnologia de Alimentos**, 18 (2), 129-144.

NETO, J.D. 2010. Pesca no Brasil e seus aspectos institucionais - um registro para o futuro. **Revista CEPSUL- Biodiversidade e Conservação Marinha**, 1 (1), 66-80.

NETO, J.D. 2011. Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil. *Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros*, 3, 242.

NITTROUER, C.A.; KUEHL, S.A.; DEMASTER, D.J.; KOWSMANN, R.O. 1986. The deltaic nature of Amazon shelf sedimentation. **Geological Society of America Bulletin**, 97 (4), 444-458.

NÓBREGA, P.S.V.; SANTOS, C.R.M.D.; CORDEIRO, A.P.B.; MARTINELLI-LEMOES, J.M. 2021. Invertebrates assemblage captured by a pink shrimp's fishery on Amazon continental shelf. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 49 (2), 227-241.

- OLSSON, P.; FOLKE, C.; BERKES, F. 2004. Adaptive comanagement for building resilience in social–ecological systems. *Environmental management*, 34, 75-90.
- OSTROM, E. 2005. *Understanding Institutional Diversity*. Princeton: Princeton University Press. 355p.
- ORTEGA, I.; COLLING, L.A.; DUMONT, L.F.C. 2018. Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary. ***Estuarine, Coastal and Shelf Science***, 207, 142-153.
- OYINLOLA, M.A.; REYGONDEAU, G.; WABNITZ, C.C.; TROELL, M.; CHEUNG, W.W. 2018. Global estimation of areas with suitable environmental conditions for mariculture species. ***Plos One***, 13 (1), 19.
- PINHEIRO, M.A.A.; BOOS, H.; REIGADA, A.L.D.; RODRIGUES, E.S.; ROCHA, S.S.; HEREMAN, M.J.; SOUZA, M.R. 2016. Avaliação dos caranguejos portunídeos (Decapoda: Portunoidea: Ovalipidae, Polybiidae e Portunidae). In: Livro vermelho dos crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014. 466p.
- PHILIPPART, C.J. 1998. Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. ***ICES Journal of Marine Science***, 55 (3), 342-352.
- PÖRTNER, H.O.; FARRELL, A.P. 2008. Physiology and Climate Change. ***Science***, 322 (5902), 690-692.
- PLUMMER, R.; ARMITAGE, D. 2007. A resilience-based framework for evaluating adaptive co-management: linking ecology, economy and society in a complex world. *Ecology and Economy*, 61, 62–74.
- RICE, J. 2008. Can we manage ecosystems in a sustainable way?. ***Journal of Sea Research***, 60 (1-2), 8-20.
- ROESSIG, J.M.; WOODLEY, C.M.; CECH, J.J.; HANSEN, L. J. 2004. Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. *Reviews in fish biology and fisheries*, 14, 251-275.
- ROSA, R.; CARVALHO, A.R.; ANGELINI, R. 2014. Integrating fishermen knowledge and scientific analysis to assess changes in fish diversity and food web structure. ***Ocean & coastal management***, 102, 258-268.
- ROSENBERG, A.A.; MCLEOD, K.L. 2005. Implementing ecosystem-based approaches to management for the conservation of ecosystem services. ***Marine Ecology Progress Series***, 300, 270-274.
- RUSS, G.R. 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*, 601-635.

- SÁ PAIVA, K.; ARAGÃO, J.A.N.; SILVA, K.C.A.; CINTRA, I.H.A. 2009. Fauna acompanhante da pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental norte brasileira. **Boletim Técnico Científico do Cepnor**, 9, 25-42.
- SAILA, S.B. 1983. Importance and assessment of discards in commercial fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 765, pp. 62
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2014. Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs). 2, pp. 86.
- SILVA, C.N.S.; BROADHURST, M.K.; MEDEIROS, R.P.; GUANAIS, J.H.D.G. 2013. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. **Marine Policy**, 42, 133-141.
- SILVA, C.N.; BROADHURST, M.K.; DIAS, J.H.; CATTANI, A.P.; SPACH, H.L. 2012. The effects of Nordmøre-grid bar spacings on catches in a Brazilian artisanal shrimp fishery. *Fisheries Research*, 127, 188-193.
- SILVA, C.N.; BROADHURST, M.K.; MEDEIROS, R.P.; DIAS, J.H. 2013. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Marine Policy*, 42, 133-141.
- SILVA, C.N.; BROADHURST, M.K.; SCHWINGEL, A.; DIAS, J.H.; CATTANI, A.P.; SPACH, H.L. 2011. Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery. *Fisheries Research*, 109(1), 168-178.
- SCIBERRAS, M.; PARKER, R.; POWELL, C.; ROBERTSON, C.; KRÖGER, S.; BOLAM, S.; GEERT HIDDINK, J. 2016. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments. **Limnology and Oceanography**, 61 (6), 2076-2089.
- SERAFINI, T.Z.; MEDEIROS, R.P.; ANDRIGUETTO-FILHO, J.M. 2017. Conditions for successful local resource management: lessons from a Brazilian small-scale trawling fishery. **Regional Environmental Change**, 17 (1), 201-212.
- STUDART-GOMES, P.R.A. 1988. Pesca industrial do camarão-rosa no norte do Brasil. In: V Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca, CONBEP. Fortaleza: Associação dos Engenheiros de Pesca do Ceara.
- VIEIRA, W.J.; DOMINGOS, M.M.; RODRIGUES-FILHO, J.L.; DE FARIAS, E.G.G. 2017. Kite escape device: A new approach to reduce bycatch in shrimp trawls. *Marine and Coastal Fisheries*, 9 (1), 396-403.
- VIEIRA, I.J.A.; STUDART-GOMES, P.R.; CINTRA, I.H.A.; RODRIGUES, M.J.J. 1997. Análise bio-econômica dos defesos do camarão rosa (*Penaeus subtilis*) na Costa norte do Brasil. FCAP, Serviço de Documentação e Informação, Belém. pp. 33.
- WIDDICOMBE, S.; AUSTEN, M.C.; KENDALL, M.A.; OLSGARD, F.; SCHAANNING, M. T.; DASHFIELD, S.L.; NEEDHAM, H.R. 2004. Importance of bioturbators for biodiversity maintenance: indirect effects of fishing disturbance. **Marine Ecology Progress Series**, 275, 1-10.

ZELLER, D.; PAULY, D. 2005. Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. **Fish and Fisheries**, 6 (2), 156-159.

ZELLER, D.; CASHION, T.; PALOMARES, M.; PAULY, D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. **Fish and Fisheries**, 19 (1), 30-39.

CAPÍTULO I

6 RESULTADOS

A CAPTURA INCIDENTAL NA PESCARIA TROPICAL: O DISPOSITIVO DE REDUÇÃO DE FAUNA ACOMPANHANTE É EFICIENTE NA EXCLUSÃO DA FAUNA DE CRUSTÁCEOS DECAPODES?

THE BYCATCH IN A TROPICAL SHRIMP FISHERY: DO BYCATCH REDUCTION DEVICES EFFECTIVELY EXCLUDE CRUSTACEANS DECAPODS?

Viviane Cristina da Costa Santos^{a,c}, Bianca Bentes^a, Leiliane Souza da Silva^{a,b}, Yan Rafael Gillet Santa Brigida^a, Jussara Moretto Martinelli-Lemos^a

^aGrupo de Pesquisa em Ecologia de Crustáceos da Amazônia, Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia da Universidade Federal do Pará (UFPA), Av. Perimetral 2651, Cep: 66077-530, Belém, Pará, Brasil

^bUniversidade da Amazônia, UNAMA, Av. Alcindo Cacela 287, Cep: 66060-902, Belém, Pará, Brasil

^cAutor correspondente: viviane.santos@braganca.ufpa.br

ORCID iDs: Santos 0009-0000-9172-3113 Bentes 0000-0002-4089-797

Silva 0000-0002-8117-1105 Brigida 0000-0003-0573-7557

Martinelli-Lemos 0000-0001-9646-4763

RESUMO

A pesca de arrasto voltada para a captura do camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) na Costa Norte brasileira utiliza redes de baixa seletividade que capturam uma grande quantidade de fauna acompanhante ou *bycatch*, configurando impacto ambiental que demanda solução urgente. O presente trabalho investigou a eficiência da malha quadrada para mitigar os efeitos na captura incidental de crustáceos decápodes na Plataforma Continental Amazônica (PCA). Foram analisados 34 arrastos em diferentes latitudes ao longo da PCA, onde foram contabilizados 1480 decápodes (1069 na rede controle e 411 na rede com o dispositivo de redução de bycatch BRD), correspondendo a 12 famílias, 33 espécies e um grupo não identificado de camarões penaeídeos. O BRD não interferiu na captura da espécie-alvo, no entanto, o painel de malha quadrada não foi eficiente para excluir todas as espécies de crustáceos decápodes. Contudo, devido à exclusão de espécies como *Anasimus latus* (Rathbun,

1894) e *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), constatamos que o BRD foi eficiente apenas para espécies de menor porte. Dessa forma, sugerimos experimentos para testagem de outros dispositivos para minimizar as capturas acessórias, além de outras medidas de manejo para conter os impactos causados por essa pescaria, principalmente por ocorrer nas proximidades dos recifes mesofóticos da Amazônia.

Palavras-chaves: Amazônia; BRD; Decapoda; ODS-14; Pesca de arrasto.

ABSTRACT

Trawl fishing aimed at capturing southern brown shrimp *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) on the Brazilian North Coast uses low selectivity nets that capture a large amount of bycatch fauna, configuring an environmental impact that demands an urgent solution. The present work investigated the efficiency of the square grid to mitigate the effects on the incidental capture of decapod crustaceans in the Amazonian Continental Shelf (ACS). Thirty-four trawls were analyzed at different latitudes along the ACS, where 1480 decapods were counted (1069 in the control net and 411 in the net with the BRD bycatch reduction device), corresponding to 12 families, 33 species and an unidentified group of shrimps. penaeids. BRD did not interfere with the capture of the target species, however, the square mesh panel was not efficient to exclude all species of decapod crustaceans. However, due to the exclusion of species such as *Anasimus latus* (Rathbun, 1894) and *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), we found that BRD was efficient only for smaller species. Thus, we suggest experiments to test other devices to minimize bycatch, in addition to other management measures to contain the impacts caused by this fishery, mainly because it occurs close to the mesophotic reefs of the Amazon.

Keywords: Amazon; BRD; Bottom trawl; Decapoda; ODS-14.

1. Introdução

A pesca de arrasto-de-fundo representa um problema de impacto ecológico mundial, principalmente devido à superexploração dos recursos marinhos bentônicos, que são descartados e contribuem para a diminuição dos rendimentos pesqueiros (Peixoto et al., 2022). Além disso, os problemas relacionados ao descarte do bycatch, que muitas vezes é composto por espécies mais abundantes que a espécie-alvo da pescaria, configura essa atividade como extremamente nociva à comunidade de invertebrados marinhos, pois impacta todo o ecossistema para a captura de uma única espécie (Thurstan et al., 2010; Nóbrega et al., 2021).

Uma avaliação dos descartes realizada pela FAO em 2019 estimou que nas pescarias globais de capturas marinhas a quantidade anual de descartes é de 9,1 milhões de toneladas, sendo que 4,2 milhões são provenientes de redes de arrasto-de-fundo (Sofia, 2020). Devido às grandes quantidades de descartes e outros danos causados pela pesca de arrasto-de-fundo, essa atividade é proibida em diferentes porções do globo. Na Indonésia, por exemplo, o governo proibiu a pesca de arrasto para aumentar a rentabilidade dos pescadores locais (Stiles et al., 2010). Na Flórida, Geórgia, Carolina do Norte e Carolina do Sul (EUA), a South Atlantic Fishery Management Council proibiu a pesca de arrasto em 23.000 milhas de profundidade, desde a Carolina do Norte até a Flórida, devido a presença de corais raros (Stiles et al., 2010).

No Brasil, o arrasto de fundo é proibido em até 12 milhas náuticas na zona costeira do estado do Rio Grande do Sul, segundo a lei número 15.223 de 2018 que institui a Política Estadual do Desenvolvimento Sustentável na Pesca, sendo uma importante iniciativa para tentar mitigar os impactos causados por essa atividade pesqueira extremamente danosa ao ambiente marinho (Mello et al., 2021). Na região costeira amazônica, entretanto, essa atividade está longe de ser proibida, uma vez que está voltada principalmente à captura do camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967). Essa espécie é um dos recursos pesqueiros mais valorizados internacionalmente, e contempla a maior exportação da pesca de países tropicais em desenvolvimento, representando 60% da produção global, sendo um importante *commodity* para países produtores, garantindo uma boa rentabilidade e um ótimo valor de mercado para o país (Fao, 2008; 2018).

Contudo, essa atividade gera grande impacto ao ambiente marinho devido a utilização de redes de arrasto de baixa seletividade (Broadhurst, 2000). E na zona costeira amazônica, mesmo em área próxima à grande barreira de recifes da Amazônia (GARS) (Moura et al., 2016), essa atividade é permitida, com interrupção de somente três meses ao ano durante a época de defeso do camarão-rosa (*P. subtilis*) (Dias Neto, 2011).

A região costeira do Norte do Brasil compreende os mais importantes bancos camaroeiros do Atlântico Sul-Occidental (Isaac; Braga, 1999). A pesca industrial dos camarões penaeídeos teve início na região na década de 1960 e desde então é uma das atividades pesqueiras marinhas mais relevantes do Brasil (Isaac e Braga, 1999). Ela ocorre em mar aberto, na Plataforma Continental do Amazonas (PCA), entre profundidades de 40 a 80 metros, desde a foz do Rio Parnaíba, no limite do Estado do Maranhão até o limite com a Guiana Francesa, no Estado do Amapá. Essa área configura um extenso banco camaroeiro que se estende até as proximidades da foz do Rio Orinoco, na Venezuela, cobrindo até 223.000 km² (Isaac e Braga, 1999; Paiva et al., 2009; Dias Neto, 2011).

A PCA é um ambiente altamente energético originando uma pluma de baixa salinidade, podendo alcançar até 300 km de extensão da superfície costeira, responsável pela distribuição de nutrientes ao longo de toda a plataforma (Nittrouer et al., 1986; Silva et al., 2005; Isaac e Ferrari, 2017). Estudos anteriores já relataram a presença de extensas áreas carbonáticas na plataforma continental média e externa da Amazônia, onde foi observada a presença de esponjas e outros organismos recifais (Moura et al., 2016). Esse fundo composto por rodólitos corresponde a uma área de sistema mesofótico de recife que está em expansão, e inclui uma biodiversidade ainda pouco conhecida (Collette e Rützler, 1977; Cordeiro et al., 2015; Moura et al., 2016; Francini-Filho et al., 2018; Mahiques et al., 2019; Asp et al., 2022).

A carcinofauna é um dos grupos predominantes na GARS e, é capturada como bycatch nos arrastos-de-fundo realizados na área para pesca do camarão-rosa. Em um estudo recente realizado por Nóbrega et al. (2021) foram identificadas 154 espécies de invertebrados, sendo os crustáceos (caranguejos, siris, camarões, ermitões, porcelanídeos e estomatópodos) o grupo predominante tanto em número de indivíduos quanto em diversidade de espécies. Assim, tendo em vista que a área de atuação da frota pesqueira é caracterizada como *hotspot* de diversidade, com um ecossistema único de corais mesofóticos, torna-se imprescindível estudos que investiguem meios de reduzir os impactos causados pelos arrastos enquanto a proibição dessa atividade ainda não é estabelecida pela legislação brasileira.

As modificações das redes convencionais têm sido a opção mais utilizada para melhorar a seletividade da pesca de arrasto-de-fundo. Os dispositivos de redução de fauna acompanhante, *Bycatch Reduction Devices* (BRDs), são modificações tecnológicas simples na malha das redes, cujo objetivo é minimizar a mortalidade das pescarias e reduzir as capturas acessórias (Broadhurst, 2000).

Alguns experimentos com esses dispositivos já foram utilizados em outros países, como por exemplo o estudo realizado no Lago de Oregon nas pescarias de arrasto do camarão-do-

oceano *Pandalus jordani* (Rathbun, 1902), utilizando as grelhas exclusoras em que se obteve uma redução na captura acidental de peixes de 66% a 88%, demonstrando a eficácia desse dispositivo (Hannah e Jones, 2007).

No Brasil, alguns estudos iniciais com a modificação das redes-de-arrasto utilizando o ensacador com a malha quadrada já foram realizados em pescarias camaroeiras da Região Subtropical voltados para a captura dos camarões *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e *Penaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Conolly, 1992; Broadhurst, 2000). Esses estudos indicaram alguns efeitos positivos na introdução da malha quadrada, tais como a redução da fauna acompanhante de forma satisfatória, diminuição do tempo de manuseio da captura e a melhor qualidade do camarão capturado (Chaves e Robert, 2003; Medeiros et al., 2013).

As modificações tecnológicas apresentam grande potencial de aplicação entre as medidas de redução de capturas acessórias, assim como descrito anteriormente por Hannah e Jones (2007) e Medeiros et al. (2013). Contudo, não há estudos que comprovem esse feito na região equatorial amazônica, sobretudo no que se refere à diminuição de captura dos invertebrados bentônicos, especialmente os crustáceos decápodes que não possuem medidas protetivas de conservação na legislação brasileira para essa arte de pesca, exceto pelo período de defeso do camarão-rosa quando a pesca é interrompida por três meses, geralmente de dezembro a fevereiro (Dias Neto, 2011).

Dito isso, levando em consideração que os estudos relacionados à fauna acompanhante são voltados majoritariamente para vertebrados devido sua contribuição para a balança comercial, nesse trabalho investigamos se a malha quadrada é eficiente na diminuição da captura de crustáceos decápodes como bycatch da pescaria do camarão-rosa na PCA. Nossa hipótese é a de que o BRD reduz a captura desses invertebrados sem afetar a produção da espécie-alvo da pesca.

Espera-se que a proporção de captura da espécie-alvo não seja diferente entre as redes e sim entre as latitudes, constatando assim que o uso do BRD não afeta a captura de *P. subtilis* na PCA. Esperamos que a proporção de decápodes apresente diferença entre as redes e entre as latitudes de forma que o BRD possa auxiliar na exclusão dessas espécies. Como consequência, nossa hipótese é a de que a porcentagem de exclusão seja diferente entre as redes e entre latitudes.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo ocorreu na Plataforma Continental Amazônica (PCA), que se estende da foz do Rio Pará até o Cabo Orange, no extremo Norte do Estado do Amapá, sendo delimitada pela isóbata de 100 metros onde inicia o talude continental (Isaac e Ferrari, 2017). A largura dessa plataforma é bastante variável, apresentando cerca de 100 km a Noroeste, 150 km a Sudeste do Rio Pará e até 250 km próximos aos rios Amazonas e Pará (Isaac e Ferrari, 2017), uma das regiões costeiras mais rasas do Atlântico Sul Ocidental.

Nesse local foi monitorada a atuação da frota industrial pesqueira para a captura do camarão-rosa *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) nos meses de outubro e novembro de 2019 desde a Foz dos rios Pará-Tocantins-Amazonas até o limite territorial com a Guiana Francesa. A área amostrada foi compreendida entre as latitudes de 2° a 4,5° N, com profundidade variando de 30 a 90 m, acompanhando o comportamento da frota que varia começando nas latitudes mais baixas e avançando para as maiores (Fig. 1). A PCA possui processos de sedimentação bastante dinâmicos, formados por partículas de silte e argila que ao interagirem com os processos oceanográficos como a dinâmica de marés, ondas, ventos alísios e a Corrente Norte do Brasil formam um mosaico de sedimentos (Fig. 1) (Kineke e Sterberg, 1995; Araujo et al., 2021). Essa plataforma é dividida em 3 regiões de acordo com Nittrouer et al. (1986): A interna onde há predominio de lama intercalada com areia, silte e argila, a plataforma intermediária dominado por areias relíquias e manchas carbonáticas submersas, e a plataforma externa com uma fina camada formada de areia e lama (Araújo et al., 2021).

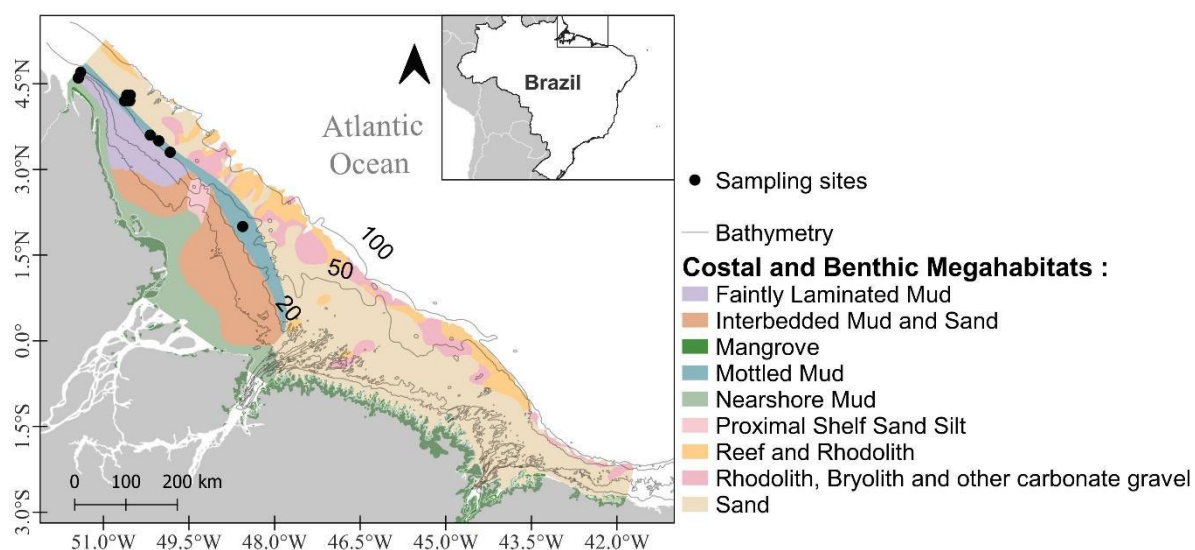


Fig. 1. Área de estudo. Detalhamento do tipo de sedimentação onde atua a frota industrial pesqueira para a captura do camarão-rosa *Penaeus subtilis*, com indicação dos locais de amostragem. Adaptado de Araújo et al. (2021).

2.2. Coleta de dados

Os arrastos experimentais foram conduzidos a bordo da embarcação da frota industrial voltada para a captura de camarão-rosa, *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), na zona costeira equatorial do Atlântico Ocidental.

A embarcação tinha comprimento total de 20 metros, arqueação bruta de 82 t e potência do motor de 375 hp, provida de tangones para realização do arrasto duplo. A captura foi realizada com duas redes de arrasto-de-fundo, que realizaram de 3 a 4 arrastos diários, cada um com duração aproximada de 4 a 6 horas.

As redes de arrasto-de-fundo apresentavam comprimento de aproximadamente 17 m, com malha de 22 mm entre-nós, e abertura de 20 metros definida pela “batedeira” com uma corrente de aço ligada à extremidade anterior da base das portas. As portas apresentavam formato retangular, construídas de madeira e ferro, com 2,5 m de comprimento por 1,15 m de largura e peso de aproximadamente 150 kg. A velocidade média de operação dos arrastos foi de 3,5 km e a profundidade variou de 30 a 90 metros.

Em uma das redes foi confeccionado o painel de malha quadrada, com base no trabalho de Broadhurst et al. (1997). O painel com tamanho de 60x60 cm, foi costurado no início do ensacador desenvolvido na dimensão de 6x6 cm (distância entre-nós), estimado em função do L_{50} para retenção de pescada-gó *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801). Por se tratar

de uma metodologia eficiente para essa espécie (Maia et al. não publicado) testou-se o efeito desse dispositivo BRD também para a captura dos crustáceos Decapoda.

As redes foram utilizadas simultaneamente, uma a cada bordo da embarcação. O painel foi inserido na parte superior do ensacador da rede habitualmente utilizada pela frota, sendo a posição à bombordo ou à boreste definida aleatoriamente a cada dia de experimento, para minimizar a interferência de um possível vício operacional. Desse modo, por um lado da embarcação arrastou-se a rede padrão utilizada pela pesca industrial denominada de controle, e por outro, a rede equipada com o painel de malha quadrada (BRD), denominada de experimental. No início e no término de cada arrasto foram registrados os dados de operação da pesca: número do lance, data e coordenadas geográficas (latitude e longitude).

Os arrastos ocorreram em locais com maior produtividade da espécie-alvo entre as latitudes de 2 a 4,5° N. A hora, a velocidade e a profundidade do local foram aferidas com uma ecossonda. A produção total de crustáceos da Ordem Decapoda foi separada da “espécie-alvo” (camarão-rosa), do “byproduct” (peixes de valor comercial) e categorizada como “bycatch” juntamente com todo o restante das espécies capturadas.

A amostragem foi composta por 34 arrastos, 17 com a rede controle e 17 utilizando a rede com o dispositivo BRD. Os espécimes de crustáceos Decapoda capturados como bycatch foram identificados até o menor nível taxonômico possível, contabilizados, aferidos quanto à massa corporal (g) e ao tamanho (CC: comprimento da carapaça para a maioria das espécies, e comprimento do cefalotorác e comprimento total: CT, em mm, para os camarões).

2.3. Análise de dados

A captura por unidade de área (CPUA) foi estimada utilizando a razão entre a massa corporal (g) e a área varrida (m²) pelas duas redes de arrasto (Valinassab et al., 2006) segundo a fórmula:

$$CPUA = (g/m^2), \text{ onde:}$$

g é a massa corporal e m² é a área varrida entre as latitudes.

A abundância relativa (RA) de cada espécie foi calculada dividindo-se o número total de indivíduos de cada espécie pelo número total de indivíduos capturados nas duas redes. Foram estabelecidas três categorias de abundância: Muito abundante (Va) quando a espécie obteve mais de 5% da captura total, Abundante (Ab) quando a espécie representou entre de 1 - 5 % de captura, e Rara (Ra), quando a espécie representou menos de 1% de captura

A eficiência de exclusão da rede BRD para as espécies de crustáceos capturados foi calculada a partir da equação descrita por Andrew et al. (1993):

$$\% EX = \frac{(CTRL - BRD) \times 100}{CTRL}, \text{ onde:}$$

% EX é o percentual de exclusão; CTRL é o peso (g) obtido pela rede controle e BRD é o peso (g) obtido pela rede com BRD

A análise hierárquica de *Cluster* foi usada para agrupar as espécies encontradas nas diferentes latitudes (2°, 3° e 4°) utilizando a presença e ausência e um gradiente de cores, onde a cor mais intensa indica qual latitude há maior concentração e diversidade de espécies. A análise de redundância canônica (RDA) foi utilizada para testar a eficiência do dispositivo de redução de captura identificando como as latitudes (preditores) influenciam na porcentagem de exclusão, CPUA, e o tamanho e peso das espécies de crustáceos (variáveis resposta). As variáveis porcentagem de exclusão, CPUA e tamanho e peso das espécies são contínuas, para as variáveis categóricas utilizamos a presença (1) e ausência (0) as espécies nas latitudes. Para essa análise utilizamos somente os arrastos realizados com a rede BRD. A análise de cluster foi executada no software R Studio e a RDA no programa CANOCO 5.0®.

A normalidade e a homocedasticidade das variâncias da porcentagem de exclusão e das proporções de captura da espécie-alvo e de crustáceos decápodes foram testadas por Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Para testar a proporção de captura da espécie-alvo utilizou-se a análise de variância (ANOVA), e em razão dos pressupostos não terem sido atendidos para testar a variabilidade entre as artes de pesca e as latitudes, utilizou-se o teste de medianas de Kruskal-Wallis com nível de significância de 5%.

Foram testados também os tamanhos (CC e CT em mm) e pesos máximos, médios (desvio padrão) e mínimos (em gramas) das espécies capturadas em ambas as redes.

3. Resultados

Um total de 1480 crustáceos decápodes (1069 na rede controle e 411 na rede BRD) foram capturados. Houve diferença na redução da captura entre as redes, sendo a maior porcentagem de redução na rede BRD. O dispositivo de redução de captura foi eficiente para seis (06) espécies e um grupo de camarões penaeídeos não identificados: *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), *Anasimus latus* (Rathbun, 1894), *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1758), *Rimapenaeus similis* (Smith, 1885), *Xiphopenaeus kroyeri*

(Heller, 1862) e Penaeidae sp. 2. Para as demais espécies não houve diferença na redução da captura devido à baixa ocorrência (Fig. 2).

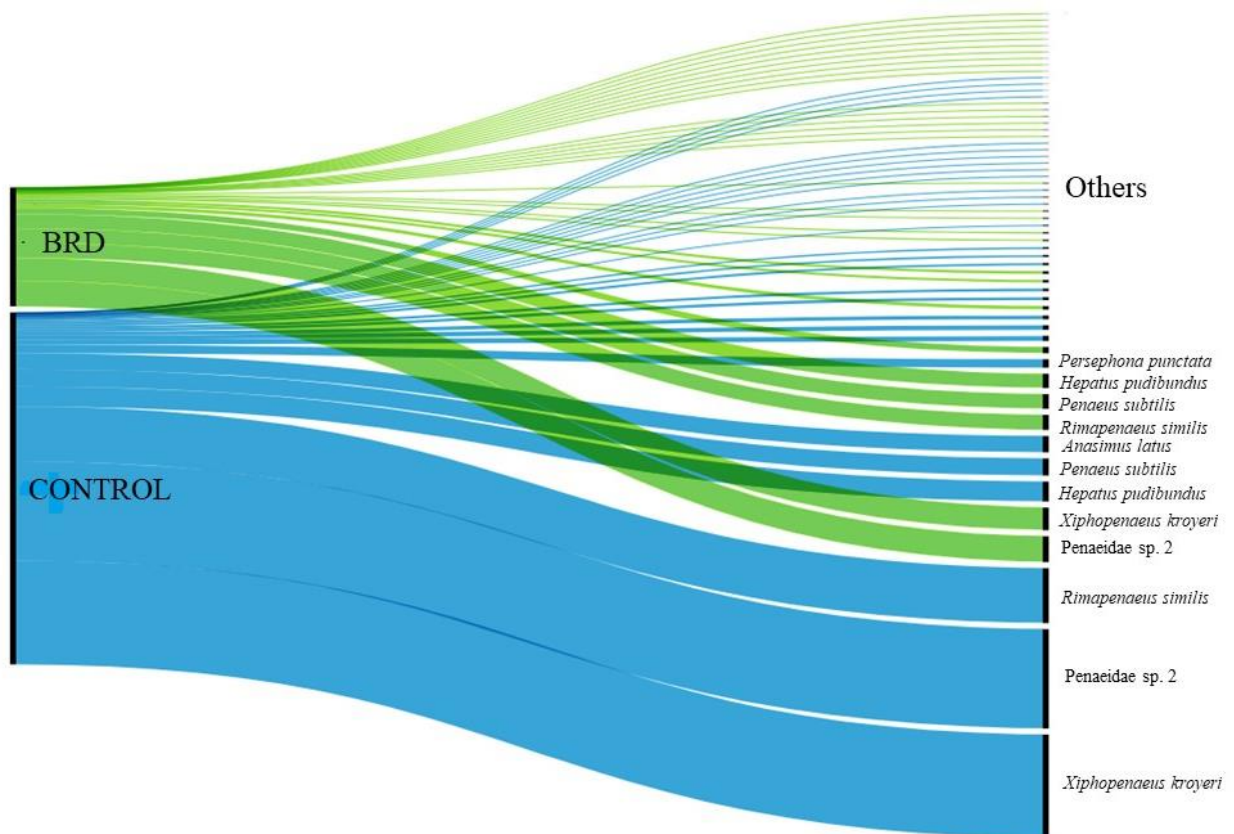


Fig. 2. Quantitativo (n) das espécies capturadas nas redes CONTROLE e BRD durante a pesca industrial de *P. subtilis* na Plataforma Continental Amazônica em 2019.

3.1. Frequência de ocorrência

As espécies muito abundantes (Frequência de ocorrência - FR: >5.1%) foram: *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (30.47%), *Rimapenaeus similis* (Smith, 1885) (16.89%), *Penaeidae sp. 2* (16.55%), *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1785) (8.24%), *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) (7.64%) e as abundantes (FR: 1| - 5%) *Anasimus latus* (Rathbun, 1894) (4.19%), *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758) (2.84%), *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949) (2.70%), *Callinectes ornatus* (Ordway, 1863) (1.49%), *Porcellana sayana* (Leach, 1820) (1.28%) e *Collodes inermis* (A. Milne-Edwards, 1878) (1.22%). As demais foram consideradas raras devido à baixa frequência de ocorrência (< 1%) (Tabela 1). Apenas 07 espécies tiveram CPUA acima de 5% e para 21 espécies, o BRD apresentou uma taxa de exclusão acima de 10% (Tabela 1).

Tabela 1 Espécies de crustáceos Decapoda capturados como bycatch pela pesca industrial de camarões marinhos na Plataforma Continental Amazônica. CPUA: Captura por unidade de área, FR: frequência relativa (%), RA: abundância relativa, Va - muito abundante, Ab - abundante, Ra - rara. Em negrito: CPUA acima de 5%, taxa de exclusão acima de 10% e destaque para as espécies muito abundantes e abundantes

Táxon	n	CPUA	Latitude			FR	RA	% de exclusão
			2°N	3°N	4°N			
Anomura								
Porcellanidae								
<i>Porcellana sayana</i>	19	3.003	0	0	1	1.28	Ab	49.93
Sp. 1	3	2.000	0	0	1	0.20	Ra	0.00
Brachyura								
Aethridae								
<i>Hepatus gronovii</i>	3	2.407	1	0	1	0.20	Ra	20.58
<i>Hepatus pudibundus</i>	122	10.126	0	0	1	8.24	Va	24.58
<i>Hepatus scaber</i>	11	2.331	0	1	1	0.74	Ra	20.50
Calappidae								
<i>Calappa ocellata</i>	11	2.784	0	0	1	0.74	Ra	22.42
<i>Calappa sulcata</i>	11	5.251	0	1	1	0.74	Ra	-5.74
Epialtidae								
<i>Stenocionops furcatus</i>	3	2.258	0	1	1	0.20	Ra	2.40
Inachoididae								
<i>Anasimus latus</i>	62	2.140	0	1	1	4.19	Ab	11.59
<i>Collodes inermis</i>	18	0.022	0	1	1	1.22	Ab	88.29
<i>Paulita tuberculata</i>	40	0.079	0	0	1	2.70	Ab	-38.02
Leucosiidae								
<i>Persephona lichtensteinii</i>	14	2.135	0	1	1	0.95	Ra	7.60
<i>Persephona punctata</i>	42	8.467	0	1	1	2.84	Ab	43.52
Parthenopidae								
<i>Leiolambrus nitidus</i>	4	2.008	0	1	1	0.27	Ra	0.29
Pilumnidae								
<i>Pillumus diomedae</i>	1	0.000	0	0	1	0.07	Ra	100.00
Portunidae								
<i>Achelous rufiremus</i>	1	0.008	0	1	0	0.07	Ra	100.00
<i>Achelous spinimanus</i>	2	4.103	0	1	0	0.14	Ra	-210.33
<i>Achelous spinicarpus</i>	1	2.008	0	0	1	0.07	Ra	-0.89
<i>Callinectes bocourti</i>	4	4.232	0	0	1	0.27	Ra	-10.73
<i>Callinectes ornatus</i>	22	7.890	1	1	1	1.49	Ab	19.60
<i>Charybdis hellerii</i>	5	3.078	0	0	1	0.34	Ra	47.27
Sp. 1	2	2.000	0	0	1	0.14	Ra	0.00
Xanthidae								
Sp. 1	1	2.000	0	1	0	0.07	Ra	-0.05
Caridea								
Palaemonidae								
Sp. 1	2	0.001	0	0	1	0.14	Ra	100.00
Sp. 2	5	2.004	1	0	1	0.34	Ra	0.09
<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>	6	2.008	0	0	1	0.41	Ra	0.18
<i>Nematopalaemon schmitti</i>	2	0.006	0	0	1	0.14	Ra	100.00
Penaeoidea								
Penaeidae								
Sp. 1	1	2.008	0	1	0	0.07	Ra	-0.89
Sp. 2	245	9.6353	1	1	1	16.55	Va	17.43
Sp. 3	2	2.005	0	0	1	0.14	Ra	-0.12
<i>Penaeus subtilis</i>	113	3.775	1	1	1	7.64	Va	26.29
<i>Rimapenaeus similis</i>	250	5.717	1	1	1	16.89	Va	37.57
<i>Solenocera</i> sp.	1	2.002	0	0	1	0.07	Ra	-0.22
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	451	7.828	0	1	1	30.47	Va	28.17

A maior concentração de espécies capturadas ocorreu entre as latitudes 3° N e 4° N

(Fig. 3).

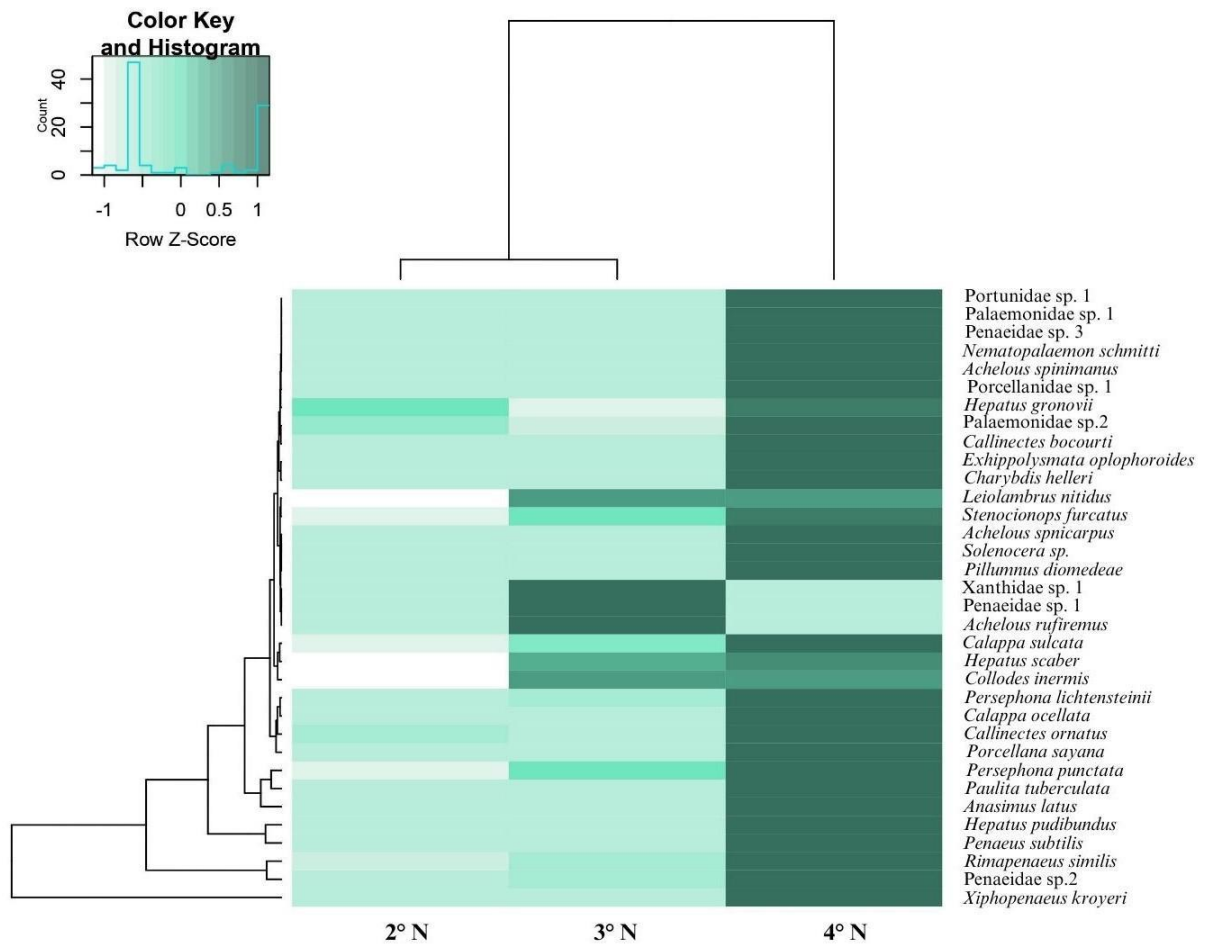


Fig. 3. Dendrograma da análise de cluster indicando a localização da maior diversidade de crustáceos decápodes capturados na Plataforma Continental Amazônica pela frota industrial de camarões marinhos. As cores mais fortes indicam a maior concentração de espécies.

3.2. Porcentagem de exclusão do BRD

A maior eficiência do BRD foi associada às latitudes 3° e 4°N (Fig. 4), com 90.27% de explicação da variabilidade no eixo 1 (Tabela 2). No entanto, a maior CPUA ocorreu em latitudes inferiores a 3°N e crustáceos Decapoda de maiores tamanhos e pesos ocorreram acima de 4° N (Fig. 4).

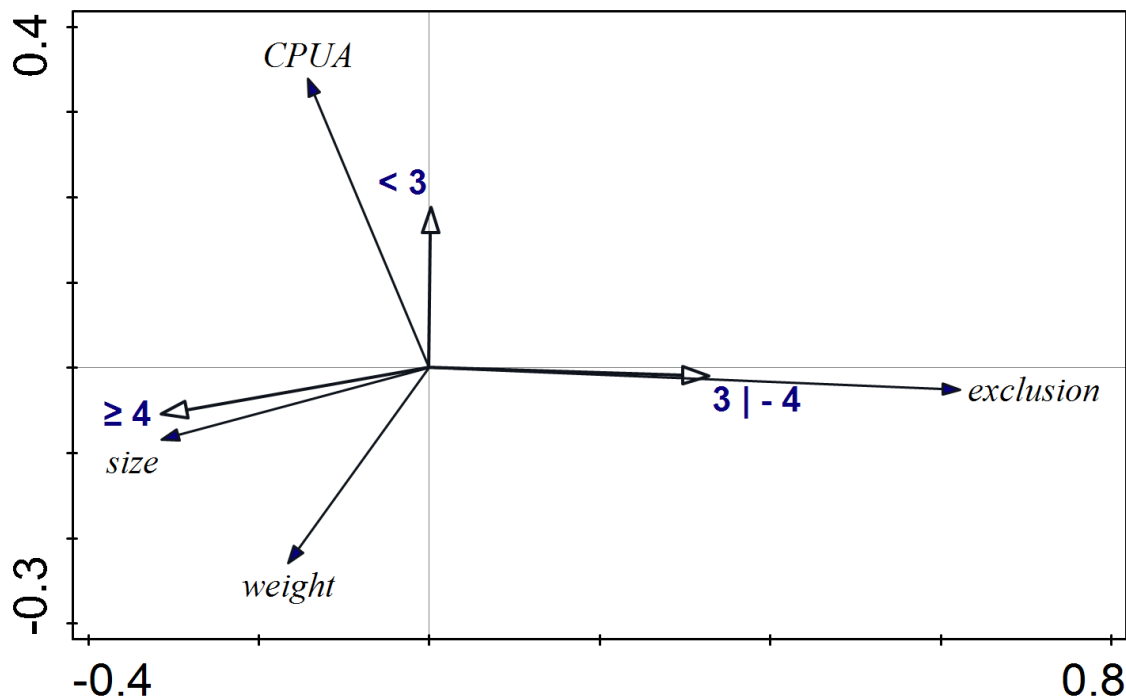


Fig. 4. Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância Canônica (RDA) indicando a maior eficiência do BRD para os crustáceos decápodes capturados como bycatch.

Tabela 2 Sumário dos parâmetros da Análise de Redundância (RDA).

Parâmetros	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
Autovalores	0.0178	0.0019	0.5430	0.0518
Varição explicada (cumulativa)	1.78	1.97	56.27	61.45
Correlação pseudocanônica	0.1789	0.3215	0.0000	0.0000
Varição ajustada explicada	90.27	100.00		

3.3. Proporção de captura

A proporção de captura da espécie-alvo, *P. subtilis*, foi maior acima de 4°N (F: 6.60 p <0.05), não havendo diferença na proporção dos demais decápodes em relação às latitudes (Tabela 3). Esses últimos, apresentaram diferença significativa na proporção entre as redes (H: 4.78 p: <0.05), sendo maior na rede controle. Entretanto, não houve diferença significativa na porcentagem de exclusão dos crustáceos decápodes e da espécie-alvo em relação às latitudes (Tabela 3).

Tabela 3 Resultados das análises de variância, Anova e Kruskal-Wallis, entre a captura da espécie-alvo, os Decapoda de forma geral e a porcentagem de exclusão entre as diferentes artes de pesca e latitudes.

Proporção	F	H	p	Significado gráfico e/ou estatístico
Espécie-Alvo x redes	0.52		>0.05	-
Espécie-Alvo x latitudes	6.60		<0.05	4°N > 2°N > 3°N
Decapoda x redes		4.78	<0.05	Controle > BRD
Decapoda x latitudes		5.82	>0.05	-
% exclusão espécie-alvo x latitudes		3.47	>0.05	-
% exclusão Decapoda x latitudes		1.92	>0.05	-

3.4. Composição em tamanho e peso

O tamanho dos decápodes (CC em mm) das espécies *Hepatus scaber* (Herbst, 1785) (F: 5.21 p: < 0.05), *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) (H: 13.27 p: < 0.05), *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (H: 11.24 p: < 0.05), *Charybdis hellerii* (A- Milne-Edwards, 1867) (H: 23.84 p: < 0.05) e *Penaeidae* sp. 2 (H: 15.28 p: < 0.05) diferiu entre as artes de captura. Para *Hepatus scaber* (Holthuis, 1959), *Penaeus subtilis*, *Xiphopenaeus kroyeri* e *Penaeidae* sp. 2 o tamanho foi maior na rede controle, já para *Charybdis hellerii* o tamanho foi maior na rede BRD, não havendo diferença para as demais espécies (Tabela 4).

Os crustáceos decápodes que apresentaram diferença significativa no peso (g) foram as espécies *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758) (H: 5.73 p: < 0.05), *Penaeidae* sp. 2 (H: 37.25 p: < 0.05), *Penaeus subtilis* (H: 14.45 p: < 0.05) e *Xiphopenaeus kroyeri* (H: 12.49 p: < 0.05) com maiores pesos na rede controle, as espécies *Porcellana sayana* (Leach, 1820) (F: 4.99 p: < 0.05) e *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1785) (H: 4.38 p: < 0.05) também tiveram diferença significativa entre as artes de pesca, porém com maior peso na rede BRD. Para as demais espécies não houve diferença significativa (Tabela 4).

Tabela 4 Análise de composição da captura por tamanho e peso entre as redes controle e BRD das espécies capturadas na pescaria industrial do camarão-rosa na costa norte do Brasil. Em negrito: espécies que apresentaram diferença significativa entre as artes de captura. N - Número de indivíduos, CC - comprimento cefalotórax, F- Anova, H - Kruskal-Wallis, SG - significado gráfico e/ou estatístico, Méd – Média, Máx – Máxima, Mín – Mínimo, Sd – Desvio padrão.

Táxon	Rede	n	CC (mm)				F	H	p	SG	Peso (g)				F	H	p	SG
			Méd	Máx	Mín	Sd					Méd	Máx	Mín	Sd				
Anomura																		
Porcellanidae																		
<i>Porcellana sayana</i>	CTRL	10	6,99	10,14	5,26	1,51	0,00	-	> 0,05	-	0,07	0,12	0,01	0,03	4,99	-	< 0,05	C < BRD
<i>Porcellana sayana</i>	BRD	9	7,03	8,31	6,09	0,65					0,11	0,22	0,04	0,05				
Sp. 1	CTRL	2	5,10	5,10	5,10	0,00	-	2,00	> 0,05	-	0,04	0,04	0,03	0,00	8,33	-	>0,05	-
Sp. 1	BRD	1	7,10	7,10	7,10	0,00					0,06	0,06	0,06	0,00				
Brachyura																		
Aethridae																		
<i>Hepatus gronovii</i>	CTRL	2	50,69	55,70	45,68	5,01	0,02	-	> 0,05	-	42,07	48,80	35,33	6,73	0,08	-	>0,05	-
<i>Hepatus gronovii</i>	BRD	1	52,12	52,12	52,12	0,00					38,75	38,75	38,75	0,00				
<i>Hepatus pudibundus</i>	CTRL	71	43,46	56,37	18,09	5,20	-	2,50	> 0,05	-	30,16	77,48	2,95	10,22	-	4,38	< 0,05	C < BRD
<i>Hepatus pudibundus</i>	BRD	51	46,52	81,49	38,35	8,08					33,45	69,75	17,10	9,63				
<i>Hepatus scaber</i>	CTRL	6	33,22	52,40	15,40	16,73	5,21	-	< 0,05	C > BRD	26,79	74,53	1,36	28,33	3,54	-	>0,05	-
<i>Hepatus scaber</i>	BRD	5	14,67	18,86	7,07	4,74					2,57	5,98	0,16	2,13				
Calappidae																		
<i>Calappa ocellata</i>	CTRL	7	37,87	53,39	27,40	9,65	0,00	-	>0,05	-	34,01	69,90	10,92	21,27	0,11	-	>0,05	-
<i>Calappa ocellata</i>	BRD	4	37,65	44,40	29,90	6,24					29,59	50,49	14,05	14,50				
<i>Calappa sulcata</i>	CTRL	8	43,87	85,86	29,28	19,81	-	2,66	>0,05	-	37,84	4	5,08	56,20	-	3,37	>0,05	-
<i>Calappa sulcata</i>	BRD	3	67,89	86,10	44,72	17,25					133,1	212,0	37,92	72,01				
Epialtidae																		
<i>Stenocionops furcatus</i>	CTRL	2	60,89	63,53	58,24	2,64	1,81	-	> 0,05	-	38,00	46,16	29,83	8,17	0,80	-	>0,05	-
<i>Stenocionops furcatus</i>	BRD	1	67,06	67,06	67,06	0,00					50,70	50,70	50,70	0,00				
Inachoididae																		
<i>Anasimus latus</i>	CTRL	58	17,16	22,65	11,57	2,75	-	0,21	>0,05	-	0,50	1,31	0,12	0,31	-	0,62	>0,05	-
<i>Anasimus latus</i>	BRD	4	16,58	17,66	14,25	1,37					0,60	0,90	0,25	0,25				

(continuação)

Táxon	Rede	n	CC (mm)				F	H	p	SG	Peso (g)				F	H	p	SG
			Méd	Máx	Mín	Sd					Méd	Máx	Mín	Sd				
<i>Collodes inermis</i>	CTRL	16	11,38	13,32	9,07	1,05	0,97	-	> 0,05	-	0,32	0,68	0,11	0,15	0,33	-	>0,05	-
<i>Collodes inermis</i>	BRD	2	10,58	11,28	9,88	0,70		0,25	0,32	0,18	0,07							
<i>Paulita tuberculata</i>	CTRL	18	13,20	20,85	8,69	3,21	0,09	-	> 0,05	-	0,35	1,09	0,09	0,23	0,53	-	>0,05	-
<i>Paulita tuberculata</i>	BRD	22	12,92	16,66	8,90	2,40		0,41	0,89	0,08	0,22							
Leucosiidae																		
<i>Persephona ichtensteinii</i>	CTRL	9	20,36	31,89	10,67	6,25	2,31	-	> 0,05	-	3,25	9,89	0,37	2,88	-	3,74	>0,05	-
<i>Persephona ichtensteinii</i>	BRD	5	14,99	24,10	11,09	5,11		1,06	4,07	0,24	1,50							
<i>Persephona punctata</i>	CTRL	30	21,40	27,70	9,54	5,57	-	3,17	> 0,05	-	3,65	9,94	0,27	2,58	-	5,73	< 0,05	C > BRD
<i>Persephona punctata</i>	BRD	12	17,04	30,61	10,10	6,91		2,00	6,77	0,12	2,63							
Parthenopidae																		
<i>Leiolambrus nitidus</i>	CTRL	3	12,93	14,74	11,60	1,33	0,03	-	> 0,05	-	0,86	0,96	0,69	0,12	1,10	-	>0,05	-
<i>Leiolambrus nitidus</i>	BRD	1	13,30	13,30	13,30	0,00		1,04	1,04	1,04	0,00							
Piluminidae																		
<i>Pilumnus diomedae</i>	CTRL	1	8,77	8,77	8,77	0,00	-	-	-	-	0,44	0,44	0,44	0,00	-	-	-	-
<i>Pilumnus diomedae</i>	BRD	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
Portunidae																		
<i>Achelous rufiremus</i>	CTRL	1	16,20	16,20	16,20	0,00	-	-	-	-	1,68	1,68	1,68	0,00	-	-	-	-
<i>Achelous rufiremus</i>	BRD	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
<i>Achelous spinimanus</i>	CTRL	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
<i>Achelous spinimanus</i>	BRD	2	30,60	41,10	20,10	10,50	-	-	-	-	27,57	53,72	1,42	26,15	-	-	-	-
<i>Achelous spinicarpus</i>	CTRL	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
<i>Achelous spinicarpus</i>	BRD	1	22,10	22,10	22,10	0,00	-	-	-	-	5,23	5,23	5,23	0,00	-	-	-	-
<i>Callinectes bocourti</i>	CTRL	2	14,69	16,95	12,43	2,26	3,00	-	>0,05	-	1,31	1,68	0,93	0,38	1,81	-	>0,05	-
<i>Callinectes bocourti</i>	BRD	2	41,98	57,56	26,39	15,59		25,66	43,71	7,60	18,06							
<i>Callinectes ornatus</i>	CTRL	13	26,57	37,90	12,10	8,18	0,54	-	>0,05	-	10,41	35,50	1,23	9,33	0,31	-	>0,05	-
<i>Callinectes ornatus</i>	BRD	9	29,03	37,05	19,02	5,83		12,70	27,88	1,53	8,49							
<i>Charybdis hellerii</i>	CTRL	3	17,54	21,40	13,61	3,18	23,84	-	< 0,05	C < BRD	3,06	4,96	1,36	1,48	4,72	-	>0,05	-
<i>Charybdis hellerii</i>	BRD	2	36,12	39,42	32,82	3,30		17,47	26,17	8,76	8,71							
Sp. 1	CTRL	1	5,20	5,20	5,20	0,00	-	-	-	-	0,05	0,05	0,05	0,00	-	-	-	-

(continuação)

Táxon	Rede	n	CC (mm)				F	H	p	SG	Peso (g)				F	H	p	SG
			Méd	Máx	Mín	Sd					Méd	Máx	Mín	Sd				
Sp. 1	BRD	1	5,20	5,20	5,20	0,00					0,05	0,05	0,05	0,00				
Xanthidae																		
Sp. 1	CTRL	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
Sp. 1	BRD	1	5,90	5,90	5,90	0,00					0,10	0,10	0,10	0,00				
Caridea																		
Palaemonidae																		
Sp. 1	CTRL	2	7,64	7,87	7,41	0,23	-	-	-	-	0,31	0,40	0,22	0,09	-	-	-	-
Sp. 1	BRD	0	0,00	0,00	0,00	0,00					0,00	0,00	0,00	0,00				
Sp. 2	CTRL	3	7,09	11,07	0,70	4,56	-	0,33	>0,05	-	0,15	0,19	0,12	0,03	3,68	-	>0,05	-
Sp. 2	BRD	2	9,24	9,35	9,12	0,12					0,22	0,24	0,19	0,03				
<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>	CTRL	4	9,86	10,87	9,46	0,59	4,61	-	> 0,05	-	0,27	0,34	0,16	0,07	0,46	-	>0,05	-
<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>	BRD	2	8,77	8,85	8,68	0,08					0,32	0,37	0,26	0,06				
<i>Nematopalaemon schmitti</i>	CTRL	2	12,15	12,60	11,70	0,45	-	-	-	-	0,67	0,93	0,41	0,26	-	-	-	-
<i>Nematopalaemon schmitti</i>	BRD	0	0,00	0,00	0,00	0,00					0,00	0,00	0,00	0,00				
Penaeoidea																		
Penaeidae																		
Sp. 1	CTRL	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
Sp. 1	BRD	1	17,80	17,80	17,80	0,00					1,69	1,69	1,69	0,00				
<i>Penaeus subtilis</i>	CTRL	61	21,40	40,30	9,79	7,74	-	13,27	< 0,05	C > BRD	7,23	31,65	0,49	7,90	-	14,45	< 0,05	C > BRD
<i>Penaeus subtilis</i>	BRD	52	16,44	32,56	9,54	5,25					2,87	12,72	0,41	2,89				
<i>Rimapenaeus similis</i>	CTRL	196	12,74	23,76	6,04	3,31	-	0,02	> 0,05	-	1,01	2,80	0,17	0,46	-	0,90	>0,05	-
<i>Rimapenaeus similis</i>	BRD	54	12,78	23,84	5,10	3,74					1,00	2,64	0,01	0,63				
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	CTRL	370	12,04	27,99	7,79	3,15	-	11,24	< 0,05	C > BRD	0,82	6,73	0,15	0,74	-	12,49	< 0,05	C > BRD
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	BRD	81	11,06	23,63	5,20	3,55					0,65	3,31	0,01	0,60				
Sp. 2	CTRL	167	16,07	30,06	8,34	4,04	-	15,28	<0,05	C > BRD	0,81	20,55	0,11	1,53	-	37,25	<0,05	C > BRD
Sp. 2	BRD	78	14,17	43,84	5,84	6,04					0,81	11,48	0,00	2,04				
Sp. 3	CTRL	1	13,14	13,14	13,14	0,00	-	-	-	-	0,70	0,70	0,70	0,00	-	-	-	-
Sp. 3	BRD	1	13,10	13,10	13,10	0,00					2,04	2,04	2,04	0,00				

(conclusão)

Táxon	Rede	n	CC (mm)				F	H	p	SG	Peso (g)				F	H	p	SG
			Méd	Máx	Mín	Sd					Méd	Máx	Mín	Sd				
<i>Solenocera</i> sp.	CTRL	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-
<i>Solenocera</i> sp.	BRD	1	15,84	15,84	15,84	0,00					0,90	0,90	0,90	0,00				

4. Discussão

O painel de malha quadrada (BRD) mostrou-se bastante eficiente na exclusão de algumas espécies de Decapoda, mas para a maioria não. A utilização do dispositivo, entretanto, não impacta a rentabilidade da pesca, uma vez que a captura de *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) não apresentou diferença significativa entre as artes de captura.

No estudo proposto por Prasetyo et al. (2017), os autores afirmam que o uso de BRDs não interfere na captura e evidencia que a sua utilização traz vantagens para as pescarias, pois além de reduzir a fauna acompanhante, melhora a seletividade e com isso aumenta a qualidade do camarão para a comercialização, por sofrer menos danos a sua estrutura. No entanto, esses resultados promissores geralmente dizem respeito à fauna de peixes. Para crustáceos decápodes essa arte de pesca, mesmo com o BRD, neste caso o painel de malha quadrada, ainda não foi suficiente para a diminuição da captura de todas as espécies de decápodes.

Em diversas partes do mundo o uso dos dispositivos melhora a condição das pescarias reduzindo danos à espécie-alvo. Um estudo realizado na Austrália avaliando o benefício e a redução de danos aos camarões-tigre (*Penaeus esculentus* (Haswell, 1879) e *Penaeus semisulcatus* (De Haan, 1844)) com a utilização de BRDs, apontou que a quantidade e tamanho dos indivíduos presentes na rede afeta diretamente a espécie-alvo, gerando estragos ao corpo do camarão durante o arrasto ou quando a rede é levantada ao convés (Salini et al. 2000).

Tendo em vista que os BRDs reduzem a captura de grande parte de peixes e outros crustáceos maiores (Broadhurst 2000), os danos causados ao camarão também serão reduzidos, trazendo melhorias à captura do ponto de vista econômico, já que é possível obter um retorno financeiro através da diminuição dos estragos aos camarões, evidenciando que o BRD é eficaz para determinados grupos taxonômicos (Salini et al. 2000).

A captura de *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) na Plataforma Continental Amazônica diferiu entre as latitudes. Segundo Peixoto et al. (2022), os camarões podem ser encontrados em diversos tamanhos e densidades em toda a PCA. Entretanto, a frota pesqueira segue uma tendência de captura que prioriza áreas onde o recurso é mais abundante, identificando locais com a maior concentração de indivíduos e as operações de arrasto são mais convenientes, otimizando o retorno econômico e o esforço de pesca empregado (Johannes et al. 2000; Lima et al. 2017; Peixoto et al. 2022). Em decorrência disso, o local de maior intensidade de captura da espécie-alvo indica que a frota pesqueira prioriza locais em que a população de camarões é maior, visto que, segundo Peixoto et al. (2022), os pesqueiros próximos à costa do Amapá em torno de 3° a 4° detêm indivíduos de maiores tamanhos.

As condições abióticas tais como a diminuição das chuvas e a consequente redução da vazão do Rio Amazonas, faz com que a pluma de água doce recue nos meses de setembro e novembro (Isaac e Ferrari 2017). Isso aumenta a salinidade na região costeira, contribuindo para a migração de *P. subtilis* para essas áreas. Isso explicaria grande parte dos arrastos ocorrerem principalmente nessa região (Barthem e Schwassmannet 1994; Richardson et al. 1994; Silva et al. 2009; Peixoto et al. 2022).

O byproduct mais abundante capturado nas pescarias de arrasto de camarão é a espécie *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801), encontrada predominantemente na costa do Amapá (Maia et al. 2016). Ela é uma espécie demersal capaz de suportar grandes variações ambientais, como o aumento de salinidade. Por isso tende a estar presente durante o ano inteiro nas pescarias, sugerindo que nas maiores latitudes além dos maiores espécimes de *P. subtilis* há também uma concentração voltada para a captura dessa espécie como forma de obter maiores lucros devido ao seu potencial valor econômico (Bentes et al. 2012; Lima et al. 2021).

Mudanças no cenário de exportação da pesca industrial de *P. subtilis* foram responsáveis pela perda de mercados estáveis, como é o caso dos EUA e outros países europeus (Comex Stat 2021). Esses países antigamente eram os maiores importadores desse produto tendo atualmente fechado seus mercados por se recusar a consumir produtos oriundos de arrastos devido ao uso de redes de baixa seletividade, gerando grandes quantidades de descarte (Amaral 2018; Comex Stat 2021; Araújo et al. 2022).

O comportamento do consumidor global vem mudando graças à tendência mundial de consumo consciente (Belson, 2012; Araújo et al. 2022). Países como a Indonésia, EUA e Reino Unido fomentam iniciativas para a certificação dos produtos consumidos com informações acerca dos métodos de captura. Essas certificações que denotam a rastreabilidade do produto, traduzida em um contexto de aumento da sustentabilidade, são formas de aumentar o consumo de produtos pesqueiros de origem conhecida e, necessariamente, interessadas com a conservação dos ambientes e dos próprios recursos pesqueiros (Gutiérrez e Thornton, 2014; Duggan e Kochen, 2016; Araújo et al. 2022).

As pescarias de camarões da Costa Norte, entretanto, parecem não ter interesse em aderir a esse pensamento de sustentabilidade (Bentes et al. 2017). Na contramão dessa ação, a indústria exportadora de camarões da PCA optou por adotar outras estratégias de venda para mercados menos exigentes, como a Ásia, por exemplo, que não possui tantas restrições quanto à origem dos produtos consumidos (Dey et al. 2008; Faó, 2014; Araújo et al. 2022).

Dessa forma, esses dados sugerem que a frota pesqueira mantém as atividades de arrasto com maior intensidade em áreas específicas como a região da latitude 4° N, onde ocorre a

captura de camarões de tamanhos maiores, além de direcionar a pesca para captura de *Macrodon ancylodon*, visando obter lucro através do aproveitamento do byproduct (Maia et al. 2016; Lima et al. 2021).

A captura de decápodes mostrou-se diferente entre as redes, com uma maior proporção na rede controle, evidenciando que a utilização do BRD ocasiona a liberação dos crustáceos de volta ao ambiente. Do ponto de vista econômico esses resultados são encorajadores, visto que a liberação dos crustáceos decápodes e de outras espécies de peixes gera economia de combustível, exigindo menos potência do motor, uma vez que o peso será reduzido devido à diminuição de capturas indesejadas (Guanais, 2014), bem como a possibilidade de os organismos ainda retornarem com vida ao ambiente. Essa inferência vem sendo estudada na área e com resultados que perpassam pelas características ecológicas e econômicas da atividade Bentes et al. (não publicado).

Os crustáceos representam grande parte da fauna acompanhante das pescarias de arrasto (Nóbrega et al. 2021). Como consequência, sua eventual diminuição além de facilitar o trabalho a bordo na seleção dos indivíduos, contribui ainda para mitigar os danos causados ao camarão, que muitas vezes são dilacerados por outras espécies na rede (Silva et al. 2012; Guanais, 2014).

Ressaltamos que a malha quadrada não foi eficiente para todos os crustáceos capturados, esse dispositivo está mais relacionado à mobilidade/comportamento das espécies, sendo mais efetivo para a exclusão de peixes (Broadhurst, 2000). Contudo, as espécies de caranguejos encontradas no presente estudo: *Anasimus latus* (Rathbun, 1894) e *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), indicam que esse dispositivo exclui braquiúros de tamanhos menores, como já foi observado anteriormente por Guanais (2014). Esses achados sugerem que a malha quadrada pode ser inserida na pesca de arrasto auxiliando na exclusão de braquiúros e penaeídeos de tamanhos menores, favorecendo melhorias aos arrastos (Silva et al. 2012).

As várias espécies encontradas de forma esporádica nesse estudo indicam que na Plataforma Continental Amazônica a composição taxonômica dos crustáceos é diversa (Nóbrega et al. 2021) devido às condições abióticas da região que influenciam na sua distribuição (Moura et al. 2016).

Os estudos realizados por Nóbrega et al. (2021) quantificaram aproximadamente 70 espécies de crustáceos capturados nas pescarias de arrasto, destacando sua predominância tanto em número de indivíduos quanto em espécies. Entretanto, um número muito inferior de espécies foi observado no presente estudo, sugerindo que as atividades de arrasto estão causando modificações na estrutura dessas comunidades, provocando perdas na diversidade biológica e funcional em um pequeno intervalo de tempo (Hall et al. 2000, Jimenez et al. 2016; Nóbrega et

al. 2021). Um exemplo disso são as espécies *Achelous rufiremus* (Holthuis, 1959) e *Calappa sulcata* (Rathbun, 1898) que nos estudos de Nóbrega et al. (2021) eram consideradas espécies abundantes, e nesse estudo foram raras. Além da espécie *Callinectes ornatus* (Ordway, 1863) que era considerada muito abundante e atualmente apenas abundante.

Com exceção de *C. ornatus*, as duas espécies não apresentaram correlação significativa com os fatores abióticos estudados na região, reforçando que a pressão causada pelos arrastos pode estar contribuindo diretamente para a sua diminuição na PCA (Broadhurst e Uhlmann 2007; Nóbrega et al. 2021). As espécies de camarão *X. kroyeri*, *R. similis* e *P. subtilis* (espécie-alvo), foram consideradas muito abundantes nesse estudo, sendo observado também um grupo de camarões penaeídeos não identificados, ressaltando o grande volume de camarões que essa atividade de pesca descarta além dos demais decápodes.

O camarão sete-barbas *X. kroyeri* é um importante recurso econômico capturado em larga escala na costa brasileira (Gillet, 2008; Lopes et al. 2017). Em alguns estados há indícios de que esse recurso está em sobreexploração, principalmente na região nordeste que não possui medidas de regulamentação para pesca dessa espécie (Couto et al. 2013; Santos et al. 2013; Rodrigues-Filho et al. 2016; Lopes et al. 2017). Na costa norte também não há regulamentações que restringem essa captura, sendo então totalmente descartados, uma vez que nessa região equatorial, diferente da região subtropical do Atlântico Ocidental ela não possui valor comercial, implicando um sério problema ecológico causado por essa pesca.

A espécie *P. subtilis* é o terceiro recurso mais abundante da pesca de arrasto na zona costeira amazônica, como já foi observado anteriormente por Nóbrega et al. (2021) e Brigida et al. (submetido). Essa pescaria reúne em torno de 60 embarcações voltadas para a captura dessa única espécie, devido sua importância para a exportação, contribuindo para a balança comercial do Estado do Pará (Araújo et al. 2021). Contudo, corresponde a menos de 20% da captura, ao passo que 70% referem-se às espécies não comercializadas como *X. kroyeri* e *R. similis* que são totalmente descartadas sem aproveitamento, por não possuir nenhum interesse pela frota pesqueira evidenciando a insustentabilidade dessa pescaria (Nóbrega et al. 2021; Brigida et al. (submetido))

A região em torno da latitude de 4° N foi a área de maior concentração de espécies, provavelmente devido a menor influência dos fatores abióticos como a velocidade das correntes e dos ventos, conferindo certa estabilidade aos locais de latitudes mais elevadas (Isaac e Ferrari, 2017; Nóbrega et al. 2021). A PCA é um ambiente altamente dinâmico com grandes variações de salinidade e temperatura em decorrência da pluma do Amazonas e da Corrente Norte do Brasil (Silva et al. 2010; Isaac e Ferrari, 2017; Pinaya et al. 2022; Brigida et al. (submetido)).

O sedimento também tem forte influência na distribuição dos invertebrados nessas regiões. Além de lama mosqueada há presença de outros substratos que permitem a criação de micro-habitats sugerindo que há maior disponibilidade de nutrientes para o forrageamento dessas espécies, contribuindo para sua abundância (Pereira et al. 2014; Mantelatto et al. 2016; Murillo et al. 2016; Isaac e Ferrari, 2017; Nóbrega et al. 2021; Brigida et al. (submetido)).

O painel de malha quadrada foi eficiente na exclusão de crustáceos nas latitudes acima de 3° N, onde há maior concentração e diversidade de espécies. Para Nóbrega et al. (2021), é a região de maior esforço da pesca de arrasto e devido à maior pressão da atividade pesqueira, acarreta maior risco à estrutura funcional dos organismos presentes no local.

O BRD testado não funcionou para todas as espécies capturadas durante o presente estudo, porém nossos dados sugerem que a malha quadrada foi eficiente na liberação de crustáceos menores devido ao tamanho de abertura utilizado nesse experimento. Estudos realizados em Portugal para diminuição do bycatch na pesca de arrasto de crustáceos evidenciaram que o tamanho da malha influencia nas maiores taxas de exclusão, uma vez que malhas de tamanhos maiores potencializam as exclusões de capturas acessórias (Campos e Fonseca, 2004).

Fica evidente que o dispositivo de malha quadrada não é o ideal para a exclusão total de crustáceos não-alvo, e certamente há dificuldade em selecionar o melhor tamanho de malha, já que a pesca de arrasto captura muitas espécies juntamente com o camarão-rosa. Entretanto, esses resultados são encorajadores, tendo em vista que os BRDs são eficientes para a liberação desses invertebrados e que a sua utilização não causa prejuízos ao setor pesqueiro (Bahamon et al. 2006; Silva et al. 2012; Guanais et al. 2014; Prasetyo et al. 2017, Nóbrega et al. 2021) por não reduzir a captura da espécie-alvo. Contudo, são necessários estudos mais detalhados para utilização de dispositivos que sejam mais apropriados a esse grupo de organismos.

Para um possível aumento da exclusão, sugerimos experimentos para teste das grelhas do tipo Nordmøre, uma vez que esses dispositivos já se mostraram eficientes na liberação de crustáceos na região sul do Brasil e em outros países como EUA e Portugal. Esse BRD permite o escape de braquiúros e outras espécies através do espaçamento entre as grades, selecionando com base no tamanho dos indivíduos (Broadhurst, 2000).

Outros estudos já demonstraram que os dispositivos de seletividade de espécies devem ser desenvolvidos de acordo com o tamanho dos organismos, enfatizando que as grelhas podem ser as melhores escolhas quando nos referimos à exclusão (Campos e Fonseca, 2004; Bahamon et al. 2006). Principalmente pelo fato da região costeira em torno do 4° N deter os crustáceos de maiores pesos e tamanhos, provavelmente a utilização das grelhas Nordmøre poderiam ser

mais eficientes, entretanto, esta hipótese ainda precisa ser testada. Além disso, ainda há restrições quanto ao uso das grelhas Nordmøre, que não são bem aceitas pela frota pesqueira devido sua semelhança aos TEDs (*Turtle Exclusion Devices*). Esses dispositivos também utilizam grelhas separadoras, porém para a exclusão de espécies ameaçadas e protegidas de maior porte (Broadhurst, 2000; Duarte et al. 2019).

Os TEDs não tiveram tanto sucesso na sua implementação no Brasil por várias razões. A principal delas está relacionada ao modelo utilizado, que não era adequado às redes de arrasto utilizadas na zona costeira brasileira por não levarem em consideração as características da região, causando certa resistência do setor pesqueiro, fazendo-os acreditar que o dispositivo não funciona no Brasil (Silva et al. 2011; Silva et al. 2012; Silva et al. 2013; Duarte et al. 2018).

As grelhas Nordmøre, entretanto, já foram testadas em vários lugares pelo mundo, em países como os EUA e Portugal (Fonseca et al. 2005; Hannah e Jones, 2007). Seu objetivo era reduzir a captura de espécies comerciais de peixes na pesca de arrasto de crustáceos, onde as espécies-alvo são lagostas e camarões. O dispositivo foi eficiente sem interferir de forma muito prejudicial à captura das espécies-alvo. Dessa forma, esperamos que com algumas modificações e com todas as partes interessadas envolvidas para o desenvolvimento de um dispositivo eficiente para exclusão que garanta rentabilidade ao setor (Hall et al. 2007; Campbell e Cornwell, 2008; Duarte et al. 2018), os resultados venham a ser semelhantes caso sejam implementados para a Plataforma Continental Amazônica.

Esse trabalho fornece um conjunto de dados acerca de tamanhos e pesos dos crustáceos decápodes capturados comparando duas artes de pesca. Essas informações podem ser essenciais para auxiliar na escolha do tipo de dispositivo que poderá ser utilizado futuramente, tendo em vista que a diversidade e a composição de captura variam entre os locais de arrasto (Hall et al. 2000; Duarte et al. 2018).

Além disso, determinados modelos ecossistêmicos têm sido empregados para analisar os efeitos da pesca no ecossistema marinho, sendo assim há necessidade de um maior investimento em pesquisas acerca dos invertebrados capturados como bycatch, que devido a pouca informação e à presença de muitos táxons com poucos especialistas para análise, acabam sendo alocados em categorias mal resolvidas nos planos de manejo (Eddy et al. 2017). Invertebrados apresentam estratégias de vida bem distintas de peixes, sendo necessário, portanto, não somente inclui-los nas pesquisas de acompanhamento dessa pescaria, como também em planos de manejo e em avaliações de estoques, visto que sua crescente exploração tende a afetar as espécies (Eddy et al. 2017) antes mesmo de terem sua dinâmica populacional e reprodutiva conhecidas.

A captura por unidade de área foi maior nas latitudes inferiores a 3° N. Notadamente essa região sofre menos pressão da frota pesqueira, visto que, algumas espécies ainda predominam no local e a pesca do camarão-rosa é pouco lucrativa nessa região. Para Nóbrega et al. (2021) é o local menos preocupante para o manejo, devido ao menor esforço pesqueiro.

O local de maior exploração da frota pesqueira é a região de entorno da latitude 4° N, sendo considerada uma área extremamente produtiva e biodiversa, com maior concentração de crustáceos. Sendo assim, reforçamos que o uso do BRD nessa área é fundamental, uma vez que a proibição dessa pescaria envolve muitos atores, têm um forte apelo econômico, e ainda é alternativa distante no contexto da região.

Definitivamente a pesca de arrasto não é uma atividade sustentável, contudo há maneiras de diminuir o impacto ecológico gerado por essa atividade além do uso de BRDs, que demonstrou ser imprescindível, pois não reduz a lucratividade do setor pesqueiro e reduz a captura de espécies não-alvo da pesca. A redução da atividade da pesca de arrasto em alguns locais seria essencial. Em outras plataformas já foi observado que o manejo zoneado é eficaz na conservação dos habitats sem interferir na essência do estoque (Blyth et al. 2004; Turnbull et al. 2018).

Estudos indicam que limitar ou proibir a pesca de arrasto em grandes áreas pode trazer efeitos favoráveis do ponto de vista econômico e biológico. As zonas de exclusão podem promover a recuperação de estoques, além de beneficiar áreas próximas por meio da expansão de larvas, juvenis e adultos (Dayton et al. 1995; Clark et al. 2016; Bastari et al. 2016). A proibição do arrasto em uma área do Golfo de Castellammare, na Sicília, Itália, resultou no aumento significativo das espécies-alvo da pescaria na região, além de ter possibilitado a recuperação e o aumento de habitats bentônicos (Pipitone et al. 2000; Juan et al. 2011, Bastari et al. 2016).

Vale ressaltar que as áreas arrastadas na Plataforma Continental Amazônica estão situadas próximas ao grande sistema de recifes de coral na Amazônia. Essa região abriga uma diversidade de invertebrados, peixes e outros animais mixotróficos que contribuem para a construção desse ambiente (Moura et al. 2016; Nóbrega et al. 2021) e o utilizam como fonte de alimentação, refúgio ou reprodução, podendo ser considerada uma área bastante vulnerável e propícia a ser excluída, caso o manejo zoneado seja escolhido como potencial mitigadora do efeito negativo do arrasto de fundo da forma como é historicamente realizado.

A identificação das áreas mais vulneráveis é fundamental para desenvolver um sistema de zoneamento eficaz (FAO, 2014; Suuronen et al. 2020). Entretanto, é essencial que os sistemas de manejo atendam aos objetivos de conservação sem perdas do benefício econômico,

e portanto, as soluções precisam ser ajustadas para o contexto altamente multiespécies como é o caso da pescaria de arrasto na Amazônia (Pomeroy, 2012; Eayrs et al. 2015; Eayrs e Pol, 2019; Suuronen et al. 2020).

Estudos recentes como o de Nóbrega et al. (2021) e Brigida et al. (submetido) evidenciam o quanto a pesca de arrasto pode ser nociva à biodiversidade dos invertebrados marinhos negligenciados nos estudos de bycatch. Levando em consideração que a pesca de arrasto ainda ocorre no Brasil e com tendência de continuidade devido à importância do camarão para a economia do país, a utilização dos dispositivos de redução de fauna acompanhante e o manejo zoneado são ações imprescindíveis e que precisam urgentemente serem consideradas, visando a formulação de um manejo específico para essa fauna na zona costeira amazônica, que compõem os quase 8 mil quilômetros de extensão do Atlântico Ocidental.

5 Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) e ao Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) pelo apoio ao projeto (Shrimps/CNPq/nº 445766/2015-8) coordenado pela Professora Dra. Bianca Bentes. Somos gratos a todos os colegas de laboratório pelo auxílio na triagem do material biológico. Todos os experimentos foram conduzidos conforme leis brasileiras (ICMBio nº 83345-1).

6 Referências

- Amaral, S., 2018. Desafios e Oportunidades Para Exportação de Produtos Brasileiros aos Estados Unidos. FUNCEX. pp. 1-32.
- Araujo, L.S., Magdalena, U.R., Louzada, T.S., Salomon, P.S., Moraes, F.C., Ferreira, B.P., Moura, R.L., 2021. Growing industrialization and poor conservation planning challenge natural resources' management in the Amazon Shelf off Brazil. *Mar. Policy*. 128, 104465. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104465>
- Araújo, J.G., Mello Filho, A.D.S., Peixoto, U.I., Bentes, B., Santos, M.A.S.D., Dutka- Gianelli, J., Isaac, V., 2022. Multidimensional evaluation of brown shrimp trawling fisheries on the Amazon Continental Shelf. *F. Mar. Sci.* 9, 801758. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.801758>
- Asp, N.E., Gomes, J.D., Gomes, V.J., Omachi, C.Y., Silva, A.M., Siegle, E., de Mahiques, M. M., 2022. Water column and bottom gradients on the continental shelf eastward of the Amazon River mouth and implications for mesophotic reef occurrence. *J. Mar. Syst.* 225, 103642. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2021.103642>
- Bahamon, N., Sardà, F., Suuronen, P., 2006. Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40 mm square mesh codend. *Fish. Res.* 81, 15-25. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.05.020>
- Barthem, R.B., Schwassmann, H.O., 1994. Amazon river influence on the seasonal displacement of the Salt Wedge in the Tocantins River Estuary, Brazil, 1983-1985. *Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi.* 10, 119-130.
- Bastari, A., Micheli, F., Ferretti, F., Pusceddu, A., Cerrano, C., 2016. Large marine protected areas (LMPAs) in the Mediterranean Sea: the opportunity of the Adriatic Sea. *Mar. Policy.* 68, 165-177. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.03.010>
- Bentes, B., Isaac, V.J., Espírito-Santo, R.V.D., Frédou, T., Almeida, M.C.D., Mourão, K.R.M., Frédou, F.L., 2012. Multidisciplinary approach to identification of fishery production systems on the northern coast of Brazil. *Biota Neotrop.* 12, 81-92. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100006>
- Belson, J., 2012. Ecolabels: ownership, use, and the public interest. *J. Intellect. Prop. Law Pract.* 7, 96-106. <https://doi.org/10.1093/jiplp/jpr198>
- Blyth, R.E., Kaiser, M.J., Edwards-Jones, G., Hart P.J.B., 2004. Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. *J. App. Ecol.* 41, 951-96. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00945.x>
- Brigida, Y.R.G.S., Nóbrega. P.S.V., Santos, V.C.C., Martinelli-Lemos, J.M., submitted. The impact of bottom trawling fishing on shrimp on the Amazon Continental Shelf. *Reg. Stud. Mar. Sci.*
- Broadhurst, M.K., 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: a review and framework for development. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10, 27-60. <https://doi.org/10.1023/A:1008936820089>

- Broadhurst, M.K., Uhlmann, S.S., 2007. Short-term stress and mortality of juvenile school prawns, *Metapenaeus macleayi*, discarded from seines and trawls. *Fish. Manag. Ecol.* 14, 353-363. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00563.x>
- Campos, A., Fonseca, P., 2004. The use of separator panels and square mesh windows for by-catch reduction in the crustacean trawl fishery off the Algarve (South Portugal). *Fish. Res.* 69, 147-156. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.05.009>
- Campbell, L.M., Cornwell, M.L., 2008. Human dimensions of bycatch reduction technology: current assumptions and directions for future research. *Endanger. Species Res.* 5, 325-334. <https://doi.org/10.3354/esr00172>
- Chaves, P.D.T., Robert, M.D.C., 2003. Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Atlântica.* 25, 53-59.
- Clark, M.R., Althaus, F., Schlacher., T.A., Williams, A., Bowden, D.A., Rowden, A.A., 2015. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 51-69. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsv123>
- Collette, B.B., Rützler, K., 1977. Reef fishes over sponge bottoms off the mouth of the Amazon River. *Rosenstiel school of marine and atmospheric science.* 33149, 305-310.
- Conolly, P.C., 1992. Bycatch activities in Brazil. In: Jones, R.P. (Ed.), *International conference of shrimp bycatch.* Southern Fisheries Association. Grenada, pp. 291–302.
- Comex Stat, 2021. COMEX STAT - SECEX – Portal de estatísticas de comércio exterior do Brasil. <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/home/> (accessed em 10 may 2023).
- Cordeiro, R.T., Neves, B.M., Rosa-Filho, J.S., Pérez, C.D., 2015. Mesophotic coral ecosystems occur offshore and north of the Amazon River. *Bull. Mar. Sci.* 91, 491-510. <https://doi.org/10.5343/bms.2015.1025>
- Couto, E.C.G.; Guimarães, F.J.; Oliveira, C.A.M.; Vasques, R.O.; Lopes, J.B.B.S., 2013. O camarão sete-barbas na Bahia: aspectos da sua pesca e biologia. *Bol. Inst. Pesca.* 39, 263-282.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T., Hofman, R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing, *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 5, 205–232, <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.3270050305>
- De Mahiques, M.M., Siegle, E., Francini-Filho, R.B., Thompson, F. L., Rezende, C. E., Gomes, J. D., Asp, N. E. 2019. Insights on the evolution of the living Great Amazon Reef System, equatorial West Atlantic. *Sci. Rep.* 9, 13699. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50245-6>
- Dey, M.M., Garcia, Y.T., Praduman, K., Piumsombun, S., Haque, M.S., Li, L., Koeshendrajana, S., 2008. Demand for fish in Asia: a cross-country analysis. *Aust. J. Agric. Resour. Econ.* 52, 321-338. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.2008.00418.x>
- De Juan, S., Demestre, M., Sanchez, P., 2011. Exploring the degree of trawling disturbance by the analysis of benthic communities ranging from a heavily exploited fishing ground to an undisturbed area in the NW Mediterranean. *Sci. Marina,* 75, 507-516. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.2011.75n3507>

Dias-Neto, J., 2011. Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil. Ibama, Brasília.

Duarte, D.L., Broadhurst, M.K., Dumont, L.F., 2019. Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. *Mar. Policy*. 99, 374-381. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.10.048>

Duggan, D.E., Kochen, M., 2016. Small in scale but big in potential: Opportunities and challenges for fisheries certification of Indonesian small-scale tuna fisheries. *Mar. Policy*. 67, 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.01.008>

Eayrs, S., Cadrin, S.X., Glass, C.W., 2015. Managing change in fisheries: a missing key to fishery-dependent data collection. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 1152–1158. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu184>.

Eayrs, S., Pol, M., 2019. The myth of voluntary uptake of proven fishing gear: investigations into the challenges inspiring change in fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 76, 392-401. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy178>.

Eddy, T.D., Lotze, H.K., Fulton, E.A., Coll, M., Ainsworth, C.H., de Araújo, J.N., Bulman, C.M., Bundy, A., Christensen, V., Field J.C., 2017. Ecosystem effects of invertebrate fisheries. *Fish Fish.* 18, 40-53. <https://doi.org/10.1111/faf.12165>

Fao., 2020. The state of world fisheries and aquaculture sustainability in action. Rome.

Fao., 2008. The state of world fisheries and aquaculture. Fisheries and Aquaculture Department. Rome.

Fao., 2017. GLOBEFISH - Information and analysis on world fish trade: Farmed shrimp output increased by about 6 percent in 2017. <http://www.fao.org/in-action/globefish/market-reports/resource-detail/en/c/1136583/> (accessed 10 May 2023)

Fao., 2014. The State of World Fisheries and Aquaculture. Opportunities and challenges. Rome.

Fao., 2014. APFIC/FAO Regional expert workshop on “Regional guidelines for the management of tropical trawl fisheries in Asia”. Regional Office for Asia and the Pacific. Bangkok, Thailand.

Fonseca, P., Campos, A., Larsen, R.B., Borges, T.C., Erzini, K., 2005. Using a modified Nordmøre grid for by-catch reduction in the Portuguese crustacean-trawl fishery. *Fish. Res.* 71, 223-239. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.018>

Francini-Filho, R.B., Asp, N.E., Siegle, E., Hocevar, J., Lowyck, K., D'Avila, N., Thompson, F.L., 2018. Perspectives on the Great Amazon Reef: extension, biodiversity, and threats. *Front. Mar. Sci.* 142, 1-5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00142>

Gillett, R., 2008. Global study of shrimp fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. Rome

Gutierrez, A., Thornton, T.F., 2014. Can Consumers Understand Sustainability through Seafood Eco-Labels? A US and UK case study. *Sustainability*. 6, 8195-8217. <https://doi.org/10.3390/su6118195>

Guanais, J.H.D.G., Medeiros, R.P., Spach, H.L., Cattani, A.P., Santos, L.D.O., 2014. Uso de dispositivos tecnológicos para a redução da captura de braquiúros pela pesca artesanal de arrasto. *Arq. Ciênc. Mar.* 47, 54-63.

Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I., 2000. By-catch: Problems and Solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41, 204–219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9)

Hall, M.A., Nakano, H., Clarke, S., Thomas, S., Molloy, J., Peckham, S.H., Hall, S.J., 2007. Working with fishers to reduce by-catches, in: Kennelly, S.J. (Ed.), *By-catch Reduction in the World's Fisheries*. Springer, Alemanha, pp. 235-288.

Hannah, R.W., Jones, S.A., 2007. Effectiveness of bycatch reduction devices (BRDs) in the ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl fishery. *Fish. Res.* 85, 217-225. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.12.010>

Isaac, V.J., Braga, T.M.P., 1999. By-catch in the marine fisheries off northern Brazil. *Arq. Ciênc. Mar.* 21, 39-54.

Isaac, V.J., Ferrari, S.F., 2017. Assessment and management of the north Brazil shelf large marine ecosystem. *Environ. Dev.* 22, 97-110. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.11.004>

Jimenez, H., Dumas, P., Mouillot, D., Bigot, L., Ferraris, J., 2016. Harvesting effects on functional structure and composition of tropical invertebrate assemblages. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 420-428. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv179>

Johannes, R.E., Freeman, M.M., Hamilton, R.J., 2000. Ignore fishers' knowledge and miss the boat. *Fish Fish.* 1, 257-271. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2000.00019>.

Kineke, G.C., Sternberg, R.W., 1995. Distribution of fluid muds on the Amazon continental shelf. *Mar. Geol.* 125, 193-233.

Lima, M.S.P., Oliveira, J.E.L., de Nóbrega, M.F., Lopes, P.F.M., 2017. The use of local ecological knowledge as a complementary approach to understand the temporal and spatial patterns of fishery resources distribution. *J. Ethnobiol. Ethnomedicine.* 13, 30. <https://doi.org/10.1186/s13002-017-0156-9>

Lima, W.M.G.D. Pinaya, W.H.D., Lutz, Í.A.D.F. Nascimento, M.S.D., Silva, L.E.O.D. Cintra, I.H.A., Bentes, B., 2021. Effects of the trawling industrial fishery system on fish community structure on the inner Amazon shelf. *Ocean Coast. Res.* 69, 1-13. <https://doi.org/10.1590/2675-2824069.20-021wmgdl>

Lopes, D., Frédou, F.L., Silva, E., Calazans, N., Peixoto, S., 2017. Reproductive cycle of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea, Penaeidea) from the northeast coast of Brazil. *Invertebr. Reprod. Dev.* 61, 137-141. <https://doi.org/10.1080/07924259.2017.1311951>

Maia, B.P., Holanda, F.C.A.F., Silva, V.H.S., Silva, B.B., 2016. Gradiente latitudinal da beta diversidade da fauna acompanhante das pescarias industriais de camarões marinhos da costa norte do Brasil. *Biota Amazônia.* 6, 31-39. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n1p31-39>

Mantelatto, F.L., Pileggi, L.G., Magalhães, C., Carvalho, F.L., Rocha, S.S., Mossolin, E.C., Rossi, N., Bueno, S.L.S., 2016. Avaliação dos camarões palemonídeos (Decapoda:

Palaemonidae), in: Pinheiro, M. (Ed.), Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014. Sociedade Brasileira de Carcinologia-SBC, Porto Alegre, pp. 466.

Medeiros, R.P., Guanais, J.H.D.G., de Oliveira Santos, L., Spach, H.L., Silva, C.N.S., Foppa, C.C., Rainho, A.P., 2013. Estratégias para a redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto do camarão sete-barbas: perspectivas para a gestão pesqueira. Bol. Inst. Pesca. 39, 339-358.

Mello, M.R., Fonseca, F.F., Mendes, A.R., Fisher, J., Buendia, R.R., Walter, T., Caldasso, L.P., Caetano, B.M., Santos, C.F., Cardoso, L.G., 2021. Preservar para pescar sempre: um guia para entender a Lei da Pesca do Rio Grande do Sul. Fórum da Lagoa dos Patos. Rio Grande do Sul. pp. 1-18.

Moura, R.L., Amado-Filho, G.M., Moraes, F.C., Brasileiro, P.S., Salomon, P.S., Mahiques, M. M., Thompson, F.L., 2016. An extensive reef system at the Amazon River mouth. Sci. Adv. 2, 1501252. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501252>

Murillo, F.J., Serrano, A., Kenchington, E., Mora, J., 2016. Epibenthic assemblages of the Tail of the Grand Bank and Flemish Cap (northwest Atlantic) in relation to environmental parameters and trawling intensity. Oceanogr. Res. Pap. 109, 99-122. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2015.08.006>

Nittrouer, C.A., S. Kuehl, D.J., Demaster, R.O., Kowsmann., 1986. The deltaic nature of Amazon shelf sedimentation. Geol. Soc. Am. Bull. 97, 444-458. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1986\)97<444:TDNOAS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1986)97<444:TDNOAS>2.0.CO;2)

Nóbrega, P.S.V.D., Santos, C.R.M.D., Cordeiro, A.P.B., Martinelli-Lemos, J.M., 2021. Invertebrates assemblage captured by a pink shrimp's fishery on Amazon continental shelf. Lat. Am. J. Aquat. Res. 49, 227-241. <http://dx.doi.org/10.3856/vol49-issue2-fulltext-2600>

Paiva, K.S., Aragão, J.A.N., Silva, K.C.A., Cintra, I.H.A., 2009. Fauna acompanhante da pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental norte brasileira. Bol. Téc. Cient. Cepnor, 9, 1-10.

Peixoto, U.I., Mello-Filho, A.S., Bentes, B., Isaac, V.J., 2022. Trawl fishing fleet operations used to illustrate the life cycle of the southern brown shrimp: insights to management and sustainable. Fish. Fishes. 7, 141. <https://doi.org/10.3390/fishes7030141>

Pereira, R.T., Teixeira, G.M., Bertini, G., de Lima, P.A., Alencar, C.E., Fransozo, V., 2014. Environmental factors influencing the distribution of three species within the genus *Persephona* Leach, 1817 (Crustacea, Decapoda, Leucosiidae) in two regions on the northern coast of São Paulo State, Brazil. Lat. Am. J. Aquat. Res. 42, 307-321. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue2-fulltext-3>

Pipitone, C., Badalamenti, F., D'Anna, G., Patti, B., 2000. Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). Fish. Res. 48, 23-30. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00114-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00114-4)

Pinaya, W.H.D., Campos, R., Maia, B.P.S., Nunes, Z.M.P., Bentes, B., 2022. Impacts of climate variability on the southern brown shrimp (*Penaeus subtilis*) fishery on the Amazon Shelf. Poult. Fish. Wildl. Sci. 10, 214. <https://doi.org/10.35248/2375-446X.22.10.214>

Pomeroy, R.S., 2012. Managing overcapacity in small-scale fisheries in Southeast Asia. *Mar. Policy*, 36, 520-527. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.10.002>

Prasetyo, A.P., Purwoko, R.M., Antoro, H., 2017. The effectiveness of the Jones/Davis type by-catch reduction device (BRD) to reduce unintended catch of trawl fisheries. *Aceh J. Anim. Sci.* 2, 48-56. <https://doi.org/10.13170/ajas.2.2.6860>

Richardson, P.L., Hufford, G.E., Limeburner, R., Brown, W.S., 1994. North Brazil current retroflection eddies. *J. Geophys. Res. Oceans.* 99, 5081-5093. <https://doi.org/10.1029/93JC03486>

Rodrigues Filho, J.L., Couto, E.D. C. G., Barbieri, E., Branco, J. O. 2016. Ciclos sazonais da carcinofauna capturada na pesca do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* no litoral de Santa Catarina. *Bol. Inst. Pesca*, 42, 648-661.

Salini, J., Brewer, D., Farmer, M., Rawlinson, N., 2000. Assessment and benefits of damage reduction in prawns due to use of different bycatch reduction devices in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Fish. Res.* 45, 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(99\)00104-6](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(99)00104-6)

Santos, M.D.C.F., Branco, J.O., Barbieri, E., 2013. Biologia e pesca do camarão sete-barbas nos estados nordestinos brasileiros onde não há regulamentação do período de defeso. *Bol. Inst. Pesca.* 39, 217-235.

Silva, A.C.D., Santos, M.D.L.S., Araujo, M.C., Bourlès, B., 2009. Observações hidrológicas e resultados de modelagem no espalhamento sazonal e espacial da pluma de água Amazônica. *Acta Amazonica.* 39, 361-369. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000200014>

Silva, A.C., Araújo, M., Bourles, B., Seasonal variability of the Amazon river plume during Revizee program. *Trop. Oceanogr.* 38, 76-87.

Silva, A.C., Araújo, M., Bourlès, B., 2005. Variação sazonal da estrutura de massas de água na plataforma continental do Amazonas e área oceânica adjacente. *Braz. J. Geophys.* 23, 145-157. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2005000200004>

Silva, C.N., Broadhurst, M.K., Dias, J.H., Cattani, A.P., Spach, H.L., 2012. The effects of Nordmøre-grid bar spacings on catches in a Brazilian artisanal shrimp fishery. *Fish. Res.* 127, 188-193. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.01.004>

Silva, C.N., Broadhurst, M.K., Medeiros, R.P., Dias, J.H., 2013. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Mar. Policy.* 42, 133-141. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.02.002>

Silva, C.N., Broadhurst, M.K., Schwingel, A., Dias, J.H., Cattani, A.P., Spach, H.L., 2011. Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 109, 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.01.035>

Silva, C.N., Dias, J.H., Cattani, A.P., Spach, H.L., 2012. Relative efficiency of square-mesh codends in an artisanal fishery in southern Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 40, 124-133. <https://doi.org/10.3856/vol40-issuel-fulltext-12>

Stiles, M., Stockbridge, J., Lande, M., Hirschfield, M., 2010. Impacts of bottom trawling on fisheries, tourism and the marine environment. Oceana, Belize. pp. 1-12.


Suuronen, P., Pitcher, C.R., McConnaughey, R.A., Kaiser, M.J., Hiddink, J.G., Hilborn, R., 2020. A path to a sustainable trawl fishery in Southeast Asia. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 28, 499-517. <https://doi.org/10.1080/23308249.2020.1767036>

Thurstan, R.H., Brockington, S., Roberts, C.M., 2010. The effects of 118 years of industrial fishing on UK bottom trawl fisheries. *Nat. Commun.* 1, 15. <https://doi.org/10.1038/ncomms1013>

Turnbull, J.W., Shah Esmaeili, Y., Clark, G.F., 2018. Key drivers of effectiveness in small marine protected areas. *Biodivers. Conserv.* 27, 2217-2242. <https://doi.org/10.1007/s10531018-1532-z>

Valinassab, T., Daryanabard, R., Dehghani, R., Pierce, G. J., 2006. Abundance of demersal fish resources in the Persian Gulf and Oman Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 86, 1455-1462. <https://doi.org/10.1017/S0025315406014512>

ANEXO A - AUTORIZAÇÃO ICMBio

	Ministério do Meio Ambiente - MMA Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO			
Autorização para atividades com finalidade científica				
Número: 09486-1	Data de Emissão: 20/05/2019 09:59:51	Data de Revalidação*: 20/05/2020		
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.				
Dados do titular				
Nome: BIANCA BENTES DA SILVA	CPF: 837.208.742-83			
Nome da Instituição: Universidade Federal do Pará	CNPJ: 34.821.748/0001-23			
Cronograma de atividades				
#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)	
1	Coleta de dados em campo	06/2019	12/2020	
Equipe				
#	Nome	Função	CPF	Nacionalidade
1	TOMMASO GIARRUZZO	Responsável ECOLOGIA, coleta e triagem de dados	528.336.242-00	Brasilera
2	FABÍOLA SEASRA MACHADO	Responsável triagem e identificação	745.873.742-83	Brasilera
3	BRENO PORTEIRO DE SOUSA MAIA	Responsável testes com BRDs	528.957.192-72	Brasilera
4	Luciano de Jesus Gomes Pereira	Responsável testes com BRDs	788.570.862-15	Brasilera
5	Filipe Miranda Gonçalves	Coletor de dados biológicos e pesqueiros	982.342.882-88	Brasilera
6	OSWALDO GOMES DE SOUZA JUNIOR	Coletor de dados biológicos e pesqueiros	183.252.532-04	Brasilera
7	Jussara Moretto Martinelli	Identificação de Decapoda	161.342.478-04	Brasilera
Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).				
Código de autenticação: 0694860120190520			Página 1/5	