



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA

PRISCILA SOUSA VILELA DA NÓBREGA

**DIVERSIDADE E RELAÇÕES ECOLÓGICAS DE INVERTEBRADOS
CAPTURADOS EM UMA PESCA CAMAROEIRA TROPICAL**

BELÉM/PA

2019

PRISCILA SOUSA VILELA DA NÓBREGA

**DIVERSIDADE E RELAÇÕES ECOLÓGICAS DE INVERTEBRADOS
CAPTURADOS EM UMA PESCA CAMAROEIRA TROPICAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Jussara Moretto Martinelli Lemos.

Co-orientador: Dr. Cléverson Rannieri Meira dos Santos

N754d Nóbrega, Priscila Sousa Vilela
DIVERSIDADE E RELAÇÕES ECOLÓGICAS DE
INVERTEBRADOS CAPTURADOS EM UMA PESCA
CAMAROEIRA TROPICAL / Priscila Sousa Vilela Nóbrega. —
2019.
100 f. : il.

Orientador(a): Prof^ª. Dra. Jussara Moretto Martinelli Lemos
Coorientador(a): Prof. Dr. Cléverson Rannieri Meira dos Santos
Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Aquática e Pesca, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
Federal do Pará, Belém, 2019.

1. By-catch. 2. Amazônia Azul. 3. impactos da pesca. 4.
Farfantepenaeus subtilis. 5. frota industrial. I. Título.

CDD 016.5745

PRISCILA SOUSA VILELA DA NÓBREGA

**DIVERSIDADE E RELAÇÕES ECOLÓGICAS DE INVERTEBRADOS
CAPTURADOS EM UMA PESCA CAMAROEIRA TROPICAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca, tendo obtido o conceito Excelente

Orientadora: **Profa. Dra. Jussara Moretto Martinelli Lemos**

Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará

Co-orientador: **Dr. Cléverson Rannieri Meira dos Santos**

Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG

Banca examinadora:

Prof. Dr. Luis Felipe Cestari Dumont

Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Oceanografia

Profa. Dra. Bianca Bentes da Silva

Universidade Federal do Pará, Instituto de Estudos Costeiros, Bragança.

Prof. Dr. Jonathan Stuart Ready

Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Marcelo Petracco

Universidade Federal do Pará (UFPA), Faculdade de Oceanografia

Suplentes:

Prof. Dr. João Bráullio de Luna Sales

Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará

Profa. Dra. Danielly Brito de Oliveira

Faculdade Metropolitana da Amazônia

*Aos meus queridos pais, por serem
meus maiores incentivadores.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, *Silvana* e *Eugênio*, e ao meu marido *Victor* pelo amor e acolhimento que me fortaleceram nos momentos mais difíceis.

A minha orientadora profa. *Jussara Martinelli Lemos*, que há 10 anos é meu exemplo e inspiração para ser uma profissional e pessoa melhor. Obrigada por ter sido muito mais que uma orientadora, me ensinando que acreditar é parte fundamental do processo e todo trabalho feito com dedicação e amor sempre valerá a pena.

Ao meu co-orientador Dr. *Cléverson Meira dos Santos* pela confiança e por todo o apoio material e humano, nunca medindo esforços em meio às dificuldades.

Ao Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte (CEPNOR/ICMBio), em especial ao coordenador *Alex Garcia Cavalleiro de Macedo Klautau*, pela realização das coletas e apoio logístico.

A *UFPA* e ao *PPGEAP* pela estrutura e suporte, e aos professores que contribuíram com minha formação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (*CNPq*) pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Projeto *SHRIMP_NEN* (CNPq N° 22/2015) pela bolsa de apoio técnico concedida.

A todos que compõe o *Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo dos Recursos Aquáticos*.

Aos integrantes do Grupo de Ecologia em Crustáceos da Amazônia (*GPECA*), por serem uma segunda família. *Leila, Dani Viveiros, Dani Oliveira, Fran, Carol, Miani, Marcella, Andréia, Dalila, José*.

Aos observadores de bordo *Romão Jr., Mairink e Wagner*, que mesmo submetidos às péssimas condições do campo sempre se esforçaram para realizar as coletas com o máximo de padronização e perfeição possível.

Aos funcionários *Alexandre* e *Felipe* do CEPNOR, por ajudarem na organização das informações de campo.

Aos vários amigos e alunos que ajudaram no árduo e imprescindível trabalho das triagens: *Miani, Marcos, Jefferson, Renan, Matheus, Aline, Lorrany, Herilene, Lara, Francisco e Dani Lobato.*

Aos professores que dedicaram seu tempo para ajudar de forma gentil e substancial em minha qualificação: *Dra. Bianca Bentes, Dr. Felipe Dumont e Jonathan Ready.*

Aos professores *Eduardo Paes* e *Davi Butturi Gomes* pela ajuda na estatística.

Ao professor *Miguel Petrere Jr.*, tanto pela ajuda na estatística quanto pela constante disponibilidade e paciência em ensinar, acolhendo as pessoas de forma admirável.

Aos pesquisadores que gentilmente contribuíram para identificação de diversos grupos taxonômicos: *Prof. Luiz Ricardo Lopes de Simone* (moluscos), *prof. Eduardo Martinelli* (medusas), *prof. Ulisses Pinheiro* (poríferos), *Msc. Thuareag Santos* (poliquetas) e *Jonathan Ready* (cefalópode).

Ao meteorologista *Maurício Moura* pela ajuda com os dados ambientais.

Agradeço a todas as pessoas e amigos que de alguma forma contribuíram para vigorosa jornada.

“Ouço que a natureza é uma lauda eterna
De pompa, de fulgor, de movimento e lida
Uma escala de luz, uma escala de vida
De sol à ínfima luzerna
Ouço que a natureza – a natureza extrema –
Tem o olhar que namora e o gesto que
intimida”

Mundo Completo (Machado de Assis)

RESUMO

A captura incidental de espécies que não são alvo da pescaria representa uma das maiores ameaças à biodiversidade em nível mundial. A pesca de arrasto do camarão marinho apreende as maiores porções desta fauna quando comparada às demais pescarias. Nosso objetivo foi identificar a diversidade, riqueza, relações ecológicas e distribuição espaço-temporal dos invertebrados capturados pela frota industrial pesqueira na Plataforma Continental do Amazonas (PCA), área prioritária para conservação. As coletas com frequência bimestral, de julho/2015 a junho/2017, foram realizadas em embarcações da frota industrial camaroeira da Costa Norte. A fauna para análise foi selecionada ao final de cada arrasto a partir do material içado das redes e despejado no convés, enquanto os fatores abióticos foram aferidos por amostras de água do local de coleta. Análises de agrupamento mostram distinção das condições físico-químicas (temperatura, salinidade e sedimento) entre pesqueiros das regiões norte e sul da área de pesca. Analisamos 20.303 espécimes, compreendidos em 6 filos (Annelida, Cnidaria, Arthropoda, Echinodermata, Mollusca e Porifera) e 154 espécies. Há predominância de espécies generalistas e de baixa ocorrência, visto que a maioria (85) são esporádicas, enquanto apenas 68 espécies contribuem para 99% do total de indivíduos. Crustacea é o grupo dominante em todos os agrupamentos, contudo os padrões de dominância taxonômica e trófica diferem em relação ao tempo e espaço, sendo que os pesqueiros da Região Norte têm espécies de maior fidelidade e especificidade. O espaço teve a maior proporção de explicação para a riqueza (23 e 38% de explicação, respectivamente). O ajustamento de Modelos Lineares Generalizados identificou os fatores fase da lua e região como os descritores qualitativos mais importantes para explicar a variabilidade da riqueza, bem como as covariáveis profundidade e temperatura. A combinação de descritores pesqueiros e biológicos formam conjunturas distintas ao longo do espaço, indicando áreas de elevada remoção biológica e baixa produção, principalmente nas maiores latitudes, representando locais estratégicos para o manejo. A medida de manejo mais adequada para o local estudado parece ser a redução do esforço, pois o fechamento da pesca poderia impactar áreas vizinhas. A fauna de invertebrados capturada incidentalmente tem expressiva ocorrência e diversidade, com um mosaico de padrões de dominância espaço-temporal que devem ser considerados para medidas de manejo que evitem a perda de funcionalidade do grupo e a depleção dos serviços ecossistêmicos, colocando em risco a própria manutenção da atividade pesqueira a longo prazo.

Palavras-chave: Amazônia Azul. *By-catch*. northern coast of Brazil. Camarão-rosa. *Farfantepenaeus subtilis*. Frota industrial.

ABSTRACT

Incidental catch of non-target species is one of the greatest threats to biodiversity worldwide. The trawling of the marine shrimp catch the largest portions of this fauna when compared to the other fisheries. Our objectives were to identify the diversity, richness, ecological relations and spatial-temporal distribution of the invertebrates captured by the industrial fishing fleet in the Amazon Continental Shelf (PCA), a priority area for conservation. The bimonthly samples, from July/2015 to June/2017, were carried out on vessels of the North Coast shrimp industrial fleet. The invertebrate fauna was selected at the end of each trawl from the material hoisted from the nets and dumped on the deck, while the abiotic factors were checked by water samples in the collection site. Grouping analyzes show a distinction between physical and chemical conditions (temperature, salinity and sediment) between fishing grounds in the North and South of the fishing area. We analyzed 20,303 specimens, comprising 6 phylum (Porifera, Cnidaria, Mollusca, Annelida, Arthropoda and Echinodermata) and 154 species. There is a predominance of generalist and low occurrence species, since the majority (85) are sporadic, while only 68 species contribute to 99% of the total of individuals. The crustaceans are the dominant group, but the patterns of taxonomic and trophic dominance differ in relation to time and space, and the North Region fisheries have species of higher fidelity and specificity. Space had the highest proportion of explanation for richness (23 and 38% of explanation, respectively). The adjustment of Generalized Linear Models identified the region and the moon phases as the most important qualitative descriptors to explain the variability of the richness as well as the covariates depth and temperature. The combination of fishery and biological descriptors form distinct conjunctures along the space, indicating areas of high biological removal and low production, mainly in the greater latitudes, representing strategic sites for management. The most appropriate management measure for the site studied seems to be the reduction of the effort, since closing the fishery could impact neighboring areas. The incidentally captured invertebrate fauna have expressive occurrence and diversity, with a mosaic of spatiotemporal dominance patterns that should be considered for management measures that avoid loss of functionality and depletion of ecosystem services, putting at risk the maintenance of fishing activity in the long term, as well as loss of benthonic biodiversity.

Key-words: Blue Amazon. By-catch. Fisheries. Industrial fishing fleets. Pink shrimp.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo geral

Figura 1. Pontos de coleta dos invertebrados na pesca industrial de *F. subtilis* na Plataforma Continental do Amazonas. Os símbolos representam os bancos pesqueiros de camarão..... 32

Artigo 1: Diversidade e relações ecológicas dos invertebrados capturados em uma pesca camaroeira tropical

Figura 1. Locais de coleta dos invertebrados capturados incidentalmente pela frota camaroeira na Costa Norte do Brasil, entre julho de 2015 a maio de 2017..... 49

Figura 2: Distribuição temporal dos valores médios de: a) profundidade (metros) e b) salinidade, temperatura e pH na Plataforma Continental do Amazonas. As barras representam o desvio padrão..... 53

Figura 3. Agrupamento dos bancos pesqueiros das regiões norte e sul da Plataforma Continental do Amazonas, baseados em características ambientais..... 54

Figura 4. Frequência relativa (%) por grupo taxonômico de invertebrados capturados incidentalmente na Plataforma Continental do Amazonas. A: número de espécies; B: número de indivíduos..... 58

Figura 5. Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância Canônica (RDA) dos invertebrados da pesca camaroeira na Plataforma Continental Amazônica (julho de 2015 – maio de 2017) 61

Artigo 2: Impacto da pesca de arrasto na assembleia de invertebrados em uma pescaria camaroeira tropical

Figura 1. Locais de coleta dos invertebrados da frota camaroeira na Plataforma Continental do Amazonas, Brasil..... 82

Figura 2. Valores médios da riqueza de invertebrados (linha contínua) e esforço de pesca (linha tracejada) entre julho de 2015 a maio de 2017 na Amazônia Azul. As barras representam o desvio-padrão..... 84

Figura 3. Distribuição espacial dos valores dos descritores nas sub-áreas da frota industrial camaroeira na Amazônia Azul brasileira esforço pesqueiro (horas de arrasto) (A), produção de camarão (em kg) (B), riqueza biológica (C) e (D) CPUE (kg/h) de camarão-rosa..... 86

Figura 4: Dispersão entre produção (kg de camarão) e riqueza de invertebrados dos arrastos camaroeiros na Costa Norte do Brasil. Os números correspondem aos meses de coleta e os símbolos referem-se às áreas, sendo: *: NA; x: SD; +: NB e -:SC..... 87

Figura 5. Percentuais de explicação da riqueza dos descritores da plataforma continental do Amazonas:A: a) ambiente, b) interação e c) espaço; B: a) tempo b) interação c) espaço.....	88
Figura 6. Composição taxonômica dos invertebrados nas sub-áreas da pesca camaroeira na Costa Norte brasileira.....	89
Figura 7. Distribuição geográfica e composição dos agrupamentos taxonômicos de invertebrados da Amazônia Azul.....	90
Figura 8. Valores de IndVal para cada agrupamento taxonômico da assembleia de invertebrados capturados na Plataforma Continental do Amazonas.	91

LISTA DE TABELAS

Artigo 1: Diversidade e relações ecológicas dos invertebrados capturados em uma pesca camaroeira tropical

Tabela 1. Espécies de invertebrados capturados incidentalmente na pesca industrial camaroneira na Plataforma Continental do Amazonas. N: número de indivíduos; FR: frequência de ocorrência, em %; e AR: abundância relativa, onde Mn= muito numerosa, N = numerosa e Pn = pouco numerosa. o Annelida ♦ Cnidaria • Crustacea * Asteroidea ∇ Mollusca □ Porifera..... 56

Tabela 2: Estimativas e respectivos erros-padrões dos parâmetros do modelo final (componente aleatório binomial negativo com função de ligação logarítmica) selecionado para a riqueza de espécies. β_{12} : efeito da fase minguante da lua; β_{13} : efeito da fase crescente da lua; β_{14} : efeito da fase nova da lua; β_{22} : efeito da região 2; β_{23} : efeito da região 3; β_{24} : efeito da região 4; β_6 : efeito da profundidade; β_7 : efeito da temperatura; κ : parâmetro de superdispersão da distribuição binomial negativa. $|Z|$: valor absoluto da estatística de Wald..... 59

Tabela 3: Contrastes (comparações múltiplas) entre as fases da lua, baseados no modelo final ajustado aos dados de riqueza de espécies..... 60

Tabela 4: Contrastes (comparações múltiplas) entre as regiões, baseados no modelo final ajustado aos dados de riqueza de espécies..... 60

Tabela 5. Resultados da análise de correlação canônica entre a média das variáveis ambientais com as densidades dos invertebrados na Plataforma Continental do Amazonas. Valores em negrito foram considerados significativos com nível de confiança de 95%..... 62

Tabela 6. Resultado do Teste ANOVA-Permutacional para o modelo da RDA entre as variáveis ambientais e a assembleia dos invertebrados na Plataforma Continental do Amazonas (julho de 2015 a maio de 2017)62

Artigo 2: Impacto da pesca de arrasto na assembleia de invertebrados em uma pescaria camaroeira tropical

Tabela 1. Resultado do teste de Student-Newman-Keuls (SNK) dos descritores biológicos e pesqueiros nas diferentes regiões..... 85

CONSIDERAÇÕES GERAIS

A tese está no formato de um capítulo geral integrador e artigos científicos, os quais correspondem a capítulos deste manuscrito. Esta organização obedece ao Regimento Geral do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Resolução nº 4.094/2011 (Art. 66). O capítulo geral apresenta tópicos sobre o estado do conhecimento da problemática da fauna acompanhante, formatado de acordo com as regras atuais vigentes da Biblioteca Central da UFPA. Os artigos subsequentes seguem as normas dos periódicos que estão submetidos.

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xii
CONSIDERAÇÕES GERAIS	xiii
1.INTRODUÇÃO	
1.1. Problematização e desdobramentos da fauna acompanhante a nível mundial.....	16
1.2. Principais implicações para biodiversidade e conservação.....	17
1.3. Contextualização dos invertebrados na questão da fauna acompanhante.....	19
1.4. Caracterização da pesca industrial do camarão-rosa na Costa Norte.....	22
1.5. A Plataforma Continental do Amazonas.....	24
1.6. Principais desafios para reduzir a fauna acompanhante na Costa Norte do Brasil.....	26
2. ESTRUTURA DA TESE.....	28
3. OBJETIVOS.....	28
3.1. Objetivo geral.....	28
3.2. Objetivos específicos.....	28
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.1. Área de estudo.....	30
4.2. Coleta de dados.....	30
4.3. Análise de dados para o capítulo 1.....	32
4.4. Análise de dados para o capítulo 2	33
5. FINANCIAMENTO.....	35
6. REFERÊNCIAS.....	35
ARTIGO 1. DIVERSIDADE E RELAÇÕES ECOLÓGICAS DOS INVERTEBRADOS CAPTURADOS EM UMA PESCA CAMAROEIRA TROPICAL	
Resumo.....	44
Introdução.....	45
Material e métodos.....	47
Área de estudo.....	47
Procedimentos em campo e laboratório.....	48

Análise de dados.....	49
Resultados.....	51
Variáveis ambientais.....	51
Variáveis biológicas.....	53
Composição taxonômica.....	53
Interação das variáveis biológicas x ambientais.....	57
Discussão.....	61
Literatura citada.....	67
ARTIGO 2: IMPACTO DA PESCA DE ARRASTO NA ASSEMBLEIA DE INVERTEBRADOS NA AMAZÔNIA AZUL	
Resumo.....	77
Introdução.....	78
Material e métodos.....	79
Área de estudo.....	79
Procedimentos em campo e laboratório.....	81
Análise de dados.....	82
Resultados.....	83
Distribuição espaço-temporal dos descritores biológicos e pesqueiros.....	83
Distribuição espacial dos grupos taxonômicos.....	88
Discussão.....	91
Referências.....	95
7. CONCLUSÕES GERAIS.....	98

1.INTRODUÇÃO

1.1. Problematização da fauna acompanhante a nível mundial

A produtividade dos estoques pesqueiros depende diretamente dos processos físicos (clima oceânico, hidrodinâmica e etc.) e biológicos (cadeia alimentar, interações ecológicas e manutenção de habitats) dos ecossistemas oceânicos (Vert-pre et al., 2013) e costeiros. Apesar do reconhecimento da importância da abordagem ecossistêmica, o impacto da pesca nas espécies não-alvo e no ambiente é frequentemente negligenciado na grande maioria das pescarias mundiais (Skern-Mauritzen et al., 2016).

A captura das espécies que não são alvo da pescaria, denominada fauna acompanhante ou capturas acessórias, representa uma das maiores ameaças ecológicas e econômicas em nível mundial (Hall, 1996). A compreensão das dimensões do problema é um desafio, principalmente por deficiências na definição e na quantificação dos rejeitos da pesca (Davies et al., 2009). Não há uma designação única de fauna acompanhante em nível internacional, pois as pescarias divergem quanto à natureza e a forma como classificaram historicamente os descartes (Hall, 1996). A diversidade de interpretações dificulta a comparação e quantificação a nível mundial, visto que a variabilidade pode representar várias ordens de magnitude (Davies et al., 2009). Estima-se que os descartes globais totalizem 7 milhões de toneladas anualmente, mas, dependendo da definição considerada, o cálculo pode ultrapassar 20 milhões (FAO, 2008).

Entre as várias interpretações, Hall (1996) ressalta que a porção que retorna ao mar deve estar morta ou gravemente ferida para ser considerada como fauna acompanhante, e divide a captura em três componentes: 1- porção retida (captura), 2- porção descartada no mar morta (fauna acompanhante) e 3 – a porção lançada viva (lançamento). Em contrapartida, Davies et al. (2009) descrevem fauna acompanhante como a captura que não é utilizada ou em que não há manejo. A definição mais expansiva e aparentemente mais sustentável é da National Marine Fisheries Service (NMFS), nos Estados Unidos, que incorpora ao termo todos os animais que são capturados incidentalmente, independentemente de ser o alvo da pesca (Gillett, 2008).

A pesca de arrasto é praticada em todo o mundo e apresenta a maior proporção de descartes em peso e em número quando comparada às demais artes de pesca (Zeely e Pauly, 2005). Presume-se que mais da metade da captura (~62%) é rejeitada nesta

modalidade, enquanto as demais artes não atingem 30% de despejo (FAO, 2008). A pesca de arrasto diverge entre os continentes principalmente em relação à finalidade (alimentação, isca ou cultivo), quanto à escala de operações de pesca, adaptações da rede de arrasto e medidas de manejo (Alverson et al., 2004). Geralmente, os descartes são relativamente pequenos em países desenvolvidos e de águas frias, ao passo que as regiões tropicais e em desenvolvimento registram expressivos volumes. Nos primeiros, a sincronia entre legislação e planos de gestão ameniza em parte os desdobramentos dos principais transtornos da fauna acompanhante. Já as nações em desenvolvimento lançam mão de estratégias principalmente relacionadas a incentivos econômicos para reduzir o desperdício, como sanções comerciais e promoção da segurança alimentar, mas são medidas ainda muito tímidas (Gillett, 2008).

1.2.Principais implicações para biodiversidade e conservação

A extensão do efeito ambiental causado pela pesca ainda é de difícil mensuração, principalmente devido à mortalidade “não observada”, representada por indivíduos mortos ou seriamente feridos pela rede que não são trazidos à superfície, assim como àqueles que morrem no convés antes de retornarem ao mar (Jennings et al., 1998). A degradação é também agravada porque a rede pode penetrar até cerca de 6 cm do substrato, enquanto as portas da rede adentram até 30 cm, causando profundas modificações no substrato bentônico, que não são possíveis de visualizar (FAO, 2008). Há, portanto, a modificação do habitat causada pelo descarte e a causada pelo aparelho de pesca.

Devido a não-seletividade da rede, há alta mortalidade de juvenis, fêmeas ovígeras, espécies ameaçadas e sensíveis (Rabago-Quiróz et al., 2008), além de modificações nas relações predador-presa, afetando diretamente a composição de espécies, a estrutura da comunidade bentônica e a cadeia alimentar (Meltzer et al., 2012). Há um distúrbio energético causado pela transferência de biomassa das águas profundas para as camadas superficiais, o que pode alterar o fluxo de nutrientes, causando anoxia, modificação das atividades microbianas e suspensão de contaminantes (Hill e Wassenberg, 1990; Olsgard et al., 2008). A transferência de biomassa pode ainda alterar o fluxo vertical e horizontal de animais como briozoários, esponjas, equinodermos, bivalves e crustáceos que removem a matéria em suspensão (Green et al., 1998).

Para mitigar a perda de biodiversidade é recomendada a adoção de medidas de manejo relacionadas mais comumente à exclusão de áreas, modificação dos apetrechos de pesca e redução do esforço pesqueiro (Cook, 2001). Contudo, devem ser realizados mapeamentos da intensidade de pesca em uma ampla escala espacial, pois o fechamento de uma área pode deslocar o esforço para áreas vizinhas, que precisam ter sua vulnerabilidade bem conhecida (Hiddink et al., 2006). Estas ações devem ser embasadas no conhecimento da distribuição das espécies alvo e não-alvo da pesca, visto que se estas populações têm comportamentos semelhantes e se sobrepõe no tempo e no espaço, o fechamento de áreas torna a pesca insustentável (Hall, 2000). Em contrapartida, áreas e/ou períodos que apresentam taxa de fauna acompanhante significativamente maior em comparação à espécie alvo tornam-se prioritárias para a conservação. Diagnósticos desta natureza, aliados ao mapeamento do esforço e deslocamento da frota, possibilitam identificar áreas mais suscetíveis e elaborar estratégias que evitem o colapso do recurso-alvo (Stewart et al., 2010).

A distribuição espacial dos organismos apresenta uma relação direta com a densidade, a qual é reduzida pela pesca excessiva (Jennings e Kaiser, 1998). É bem conhecido que a biomassa e a diversidade da flora e da fauna correlacionam-se negativamente com a intensidade da pesca (Hall et al., 2000; Jackson et al., 2001; Gray et al., 2006; Clark e Rowden, 2009; Svane et al., 2009; Velip et al., 2015; Buhl-Moltense et al. 2016; Murillo et al., 2016). O fato é reflexo principalmente da homogeneização ou destruição do substrato oceânico causada pelos arrastos (Gray et al., 2006), pois a heterogeneidade natural removida implica deficiência no funcionamento do ecossistema, causando instabilidade do habitat (Snelgrove, 1999). Os substratos bentônicos são naturalmente heterogêneos devido à criação e modificação de condições ecológicas favoráveis à sobrevivência dos organismos, formados através de interações biológicas e fatores de larga escala, como hidrodinâmica e regime de nutrientes (Thrush e Dayton, 2002). A grande maioria das espécies bentônicas ocorre em sedimentos mais diversificados, pois normalmente apresentam maior fluxo energético (Rufino et al., 2006).

À medida que as populações são reduzidas drasticamente, ocorre a perda funcional ecológica, isto é, embora não haja extinção biológica, a ocorrência das espécies torna-se tão ínfima que não há como exercer seu papel ecológico em plenitude. A restrição da biodiversidade, do tamanho e da distribuição dos organismos ocasiona a depleção dos

serviços prestados pelos ecossistemas (Thrush e Dayton, 2002). Contudo, a forma como as espécies respondem às perturbações varia de acordo com as características espécie-específicas, baseada em cada história de vida (Mc Connaughey et al., 2000).

A teoria dos distúrbios intermediários (Connell, 1978) postula que a diversidade aumenta em ambientes regularmente perturbados porque dificulta a monopolização dos recursos por espécies dominantes, porém o conceito tem sido de difícil comprovação em ambientes pesqueiros (Thrush e Dayton, 2012). Não obstante, a própria teoria reconhece que se o distúrbio aumenta em intensidade ou frequência, a riqueza irá diminuir. Assim, os limites das perdas biológicas e funcionais são de difícil delimitação, pois os dados disponíveis são baseados em mapas de bordo de unidades de gestão que não obrigatoriamente abrangem a distribuição dos habitats e das espécies (Gray et al., 2006).

1.3. Contextualização dos invertebrados na questão da fauna acompanhante

A maioria das investigações sobre fauna acompanhante é realizada com enfoque aos vertebrados de médio a grande porte, devido à maior contribuição em biomassa ou em razão da vulnerabilidade de algumas espécies (crescimento lento, alta longevidade, baixa taxa reprodutiva), como alguns peixes, aves e mamíferos (Cambié et al., 2013). Consequentemente, a fauna de invertebrados é pobremente investigada, gerando uma acelerada perda de biodiversidade e funcionalidade ecológica pela ausência de conhecimento básico para fornecer recomendações para o manejo (Philippart, 1998).

Os invertebrados atuam na remineralização de nutrientes, decomposição e transferência de carbônico orgânico pelágico para o ambiente bentônico, aumentando assim a taxa de biodeposição (Aller, 1994). O grupo estrutura o leito oceânico à medida que modifica fisicamente os sedimentos, misturando-os enquanto se movem, e criando micro-habitats provenientes da formação de coberturas (epifauna sésil), tubos e tocas (infauna), auxiliando assim a bioturbação (Graf e Rosenberg, 1997). A bioturbação favorece a formação de biofilme no substrato, o qual representa uma rica fonte energética para camarões Penaeidae, pois agrega fungos, detritos e algas que fornecem o suprimento de ácidos graxos necessários para o crescimento e otimização do desempenho fisiológico (Gatune et al., 2012). Os penaeídeos são amplamente pescados em todos os continentes (Alverson et al., 1994), portanto, a manutenção da complexidade do substrato criada pelo bentos pode estar relacionada à manutenção desse estoque.

Em relação à cadeia alimentar, os invertebrados estão presentes em praticamente todos os níveis tróficos acima dos produtores, atuando como elo na transferência de energia. Assim, a diminuição drástica da diversidade e abundância do grupo afeta os níveis tróficos superiores, e vice-versa. A estruturação desta fauna reflete alterações na pressão de predação, que pode ser usada como indicador de efeitos dos impactos da pesca em níveis superiores da cadeia, como em peixes (Frid et al., 1999). Adicionalmente, danos ambientais são mensurados de forma mais fidedigna nas espécies residentes quando comparada às vágéis (Jenkins et al., 2001).

O entendimento da relação entre o bentos e as variáveis abióticas auxilia na elaboração de predições de diversidade e abundância, facilitando o processo de amostragem biológica para grupos de difícil estimativa (Mc Arthur et al., 2010). Padrões semi-regulares de distribuição espaço-temporal são regidos por fatores físicos isolados ou da interação entre os mesmos, os quais podem atuar de forma direta ou indireta. Os elementos mais frequentemente correlacionados com a distribuição do bentos são temperatura, salinidade, concentração de oxigênio, disponibilidade de luz e composição do sedimento (Snelgrove, 2001).

Os elementos de ação direta nos organismos – como temperatura e tamanho dos grãos de sedimento – influenciam a morfologia e os processos fisiológicos dos animais. A temperatura, por exemplo, afeta a estrutura biológica celular e molecular dos indivíduos, sendo correlacionada positivamente com a taxa de metabolismo (Gillooly et al., 2001). Em decorrência, vários aspectos ecológicos são regulados pelo fator, como as características da história de vida, a estrutura populacional, a dinâmica dos sistemas ecológicos (Brown et al., 2004) e a distribuição espacial (Scott-Denton et al., 2012; Ward et al., 2015). A temperatura afeta também a calcificação de alguns animais aquáticos, pois influencia diretamente a acidificação dos oceanos (Kroeker et al., 2014)

A salinidade também é um importante preditor, pois age na manutenção do equilíbrio fisiológico dos organismos, enquanto nas populações e comunidades afeta a distribuição (Reizopoulou et al., 2014), riqueza, biomassa e diversidade (Darr et al., 2014). Salinidade extremamente baixa causa grande estresse fisiológico e diminuição drástica da diversidade (Groth e Theede, 1989). O último efeito deve-se às condições desfavoráveis e inconstantes em que as populações precisam sobreviver, favorecendo espécies eurihalinas que dominam os recursos por adaptações específicas (Reizopoulou

et al., 2014). Em contrapartida, os gradientes de grande amplitude (0-30) induzem adaptações nos organismos para suportar as constantes variações (Telesh et al., 2013).

À medida que o gradiente de salinidade diminui, as espécies tendem a desenvolver ciclos de vida mais curtos, reduzir o tamanho corporal e priorizar a produção de larvas planctônicas (Elliott e Quintino, 2007). Este padrão também contribui para uma transição gradativa na composição de espécies, onde espécies generalistas, por serem mais resilientes, se beneficiam mais do que as especialistas (Darr et al., 2014). Todavia, a intensidade da influência da salinidade depende do ambiente. Em regiões estuarinas, por exemplo, a salinidade é considerada o maior fator estruturador, enquanto nas regiões costeiras sua atuação é exercida conjuntamente com vários outros agentes ambientais e com a hidrodinâmica de cada ecossistema (Neuman et al., 2016).

Há também a intervenção ambiental indireta, isto é, elementos que influenciam ou dependem das variáveis de ação direta, como profundidade e localização geográfica (Meynard e Quinn, 2007). A diferença na diversidade e na abundância entre águas oceânicas rasas e profundas, por exemplo, é explicada pelos níveis de sedimentação e produtividade primária, os quais dependem da profundidade, hidrodinâmica e temperatura. A diversidade bentônica aumenta e a biomassa diminui no sentido da zona costeira em direção ao mar profundo (Snelgrove, 2001). Águas oligotróficas sustentam baixa biomassa, porém maior riqueza. A matéria orgânica e a sedimentação das partículas de carbono provenientes da zona fótica contribuem significativamente para a maior diversidade nas regiões marinhas mais profundas, visto que são suas maiores fontes de energia (Denisenko et al., 2003).

A relação trófica entre fauna acompanhante e espécie-alvo é comumente mensurada pela mudança na abundância dos níveis tróficos, mediada pela interação predador-presa, ou seja, a cascata trófica (Pace et al., 1999). Contudo, a maioria das pescarias tem afetado diferentemente os grupos, isto é, favorecendo a abundância e a biomassa de alguns em detrimento de outros. Portanto, os mecanismos de controle trófico são alterados, principalmente o descendente “top-down” que é o mais prejudicado pela pesca (Friedland e DeMartini, 2002).

Carnívoros, detritívoros e onívoros geralmente são os mais atingidos, seja pelo aumento de sua abundância favorecida pela maior disponibilidade de comida (animais mortos ou feridos descartados) (Murillo et al., 2016) ou por sua diminuição, quando a

pesca remove sobremaneira estes grupos (Villamor e Becerro, 2012). A diminuição ou extinção das assembleias de topo de cadeia pode modificar permanentemente o ecossistema, uma vez que dificilmente o ambiente consegue se restabelecer (Pace et al., 1999). Outro indicador de impacto é o aumento da abundância de espécies oportunistas em áreas de pesca intensa, favorecido pela apurada capacidade sensitiva de alguns animais, que são atraídos pelo odor ou por estímulos químicos liberados do tecido danificado dos animais (Ramsay et al., 1998). Invertebrados não capturados, mas atingido indiretamente pelos arrastos, podem perder suas defesas naturais aos predadores e tornarem-se mais vulneráveis conforme aumenta a desorientação ou os danos internos (Jimenes et al., 2016).

Nos últimos 60 anos, o nível trófico médio dos desembarques reduziu consideravelmente, refletindo a transição alimentar de peixes de vida longa e alto nível trófico (piscívoros) em direção a peixes de ciclo de vida curto e consumidores de níveis tróficos menores (invertebrados e plâncton) (Pauly et al., 2008). A remoção dos menores níveis pode afetar diretamente os estoques e causar profundas modificações na estrutura da cadeia alimentar, resultando em uma pesca insustentável (Pauly et al., 2008).

A pressão pesqueira também induz a redução do tamanho dos indivíduos quanto maior a intensidade da pesca (Rochet e Benoit, 2012). A pesca seletiva desequilibra o espectro de comprimento das espécies à medida que remove sobremaneira os maiores indivíduos e, por conseguinte, aumenta a proporção de juvenis (Rice e Gislason, 1996). Como a pesca remove tamanhos seletivos, a análise do espectro de tamanho das populações tornou-se uma característica chave para identificar a intensidade da pesca, o impacto na cadeia alimentar aquática e outros processos ecológicos subjacentes (Rochet e Benoit, 2012).

1.4. Caracterização da pesca industrial do camarão-rosa na Costa Norte

A pesca industrial do camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* surgiu no Brasil a partir da década de 1960, logo após o seu sucesso no Golfo do México (Garcia e Le Reste, 1986). O início da exploração foi marcado por um período de grande produtividade, que perdurou até 1973, quando houve uma drástica desaceleração (Dias Neto, 2011). Na região norte brasileira, a atividade ocorre em mar aberto na região da Plataforma Continental do Amazonas (PCA), principalmente entre as profundidades de 40 a 80 metros, ocorrendo de forma ininterrupta desde o início da atividade. O perfil do pescado

é diferenciado entre as isóbatas, pois os maiores indivíduos tendem a ocupar áreas mais afastadas do continente e profundas, as quais exigem maior aprimoramento tecnológico de embarcações e recursos humanos (Dias Neto, 2011).

As embarcações típicas da frota industrial camaroeira da região são constituídas com casco de aço e medem aproximadamente 22 metros de extensão. A potência do motor principal geralmente é de 375 hp e a conservação do pescado é realizada em câmaras frigoríficas (Pinheiro e Frédou, 2004). As capturas comumente são conduzidas por duas redes de arrasto do tipo *jib* ou *flat*, que realizam de três (3) a quatro (4) arrastos diários na época de maior produtividade (geralmente o período chuvoso – dezembro a junho) e aproximadamente dois (2) na entressafra, cada um com duração aproximada de quatro (4) a seis (6) horas (Aragão, 2012).

O recurso capturado pela pesca industrial de camarões na Costa Norte é quase exclusivamente de *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1936), correspondendo a aproximadamente 97% dos desembarques, embora *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (camarão-branco), *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817), e *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) também ocorram esporadicamente (Isaac et al., 1992; Vieira, 1997; Aragão et al., 2004). Na costa norte e nordeste do Brasil a pesca estende-se do Estado do Piauí (foz do Rio Parnaíba) até o Estado do Amapá, na fronteira da Guiana Francesa (Isaac e Braga, 1999), área na qual está inserida a PCA.

O diagnóstico pioneiro conduzido por Damasceno (1986) na Costa Norte estimou a captura anual de fauna acompanhante entre 19.000 e 24.000 toneladas, culminando na proporção de 7,2 Kg de fauna acompanhante para cada quilograma de abdome (“cauda”) de camarão, dentre os quais 4,4 kg eram de potencial consumo humano. Uma avaliação posterior estimou a fauna acompanhante em 20.638 toneladas, sendo que aproximadamente 17.401 toneladas poderiam ser aproveitadas, como peixes (90%), crustáceos (7,5%) e moluscos (2,5%), totalizando 150 espécies na Costa Norte (Damasceno e Evangelista, 1991). Contudo, relatos de pescadores indicam que estes dados podem estar subestimados, alcançando proporções reais ainda maiores, principalmente nas proximidades da Costa Norte e no sul da área de pesca de *F. subtilis* (Isaac e Braga, 1999).

Investigações mais recentes indicam uma redução desta condição. Paiva et al. (2009) quantificaram 4,1 kg de fauna acompanhante para cada 1 kg de camarão capturado,

dos quais 2,1 kg seriam rentáveis e poderiam ser vendidos para consumo humano. A composição desta fauna foi diversificada, sendo formada majoritariamente pela pescadão *Macrodon ancylodon*, Boch & Schneider, 1801 (14,3%), seguida da pescada *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830) (4,4%) e serra *Scomberomorus* sp. (4,1%). Quanto à carcinofauna são conhecidas 44 espécies na região (Cintra et al. 2017), onde os grupos mais frequentes foram caranguejos, siris, camarões, lagostas e estomatópodes, sendo que a ocorrência variou com a profundidade e época do ano (Paiva, 2012). Apenas cerca de 20% desta fauna é aproveitada (Damasceno e Evangelista, 1991), em função de apresentarem algum valor comercial, enquanto organismos com menos de 20 cm são devolvidos em sua maioria mortos, ao mar (Isaac e Braga, 1999).

1.5. A Plataforma Continental do Amazonas

A Plataforma Continental do Amazonas (PCA) estende-se da foz do Rio Pará (PA) até o Cabo Norte (AP), sendo delimitada pela isóbata de 100 metros, onde inicia o talude continental. A largura desta plataforma é bastante variável ao longo de sua extensão, apresentando cerca de 100 km ao noroeste, 150 km a sudeste do Rio Pará e até 250 km próximos à desembocadura dos rios Amazonas e Pará (Nittrouer et al., 1986).

Nittrouer et al. (1986) dividem a plataforma em três regiões, de acordo com os estratos de profundidade, sedimento e inclinação: 1 – plataforma interna, denominada *Top set*, caracterizada por ser pouco inclinada (<1:3000) e rasa (até 40 m), onde predomina lama intercalada com areia, silte e argila; 2 – plataforma intermediária, ou *Foreset*, delimitada entre 40 e 60 m de profundidade, com inclinação um pouco mais acentuada (1:1000 a 1:100); e 3- plataforma externa, em profundidades superiores a 60 m e que retorna a declividade suave (<1:2.000), com fina camada de lama e areia.

Na PCA ocorre o deságüe do Rio Amazonas, um dos rios mais importantes do planeta em áreas de drenagem e escoamento (Molinier et al., 1995), com valores estimados de vazão no Oceano Atlântico que variam entre 175.000 a 212.000 m³/s (Oltman, 1968; Richey et al., 1986; Molinier et al., 1995). O encontro da descarga do Rio Amazonas com as águas oceânicas origina uma pluma de baixa salinidade, e em épocas de máxima vazão, pode alcançar até 300 km de extensão na superfície costeira, sendo responsável pela distribuição contínua de nutrientes ao longo da plataforma (Silva et al., 2009). A pluma atinge no máximo 10 metros de profundidade e a salinidade varia entre 20 e 30 (Lentz e Limeburner, 1995).

A expressiva descarga fluvial deposita uma grande quantidade de sedimento na plataforma (silte e argila), denominado 'lama fluída', afetando principalmente a plataforma interna, e gera um complexo padrão de sedimentação, que varia bastante no tempo e no espaço (Geyer et al., 1996). Esta lama tende a estratificar de forma estável a camada próxima ao fundo, reduzindo o estresse no local (Trowbridge e Kineke, 1994). Além desta descarga, a dinâmica sedimentar na plataforma é controlada pela circulação estuarina, geoquímica local e dinâmica de marés (Geyer et al., 1996).

Uma investigação sobre os tipos de formações de estrutura sedimentares realizadas por radiografias por Nittrouer et al. (1986) apresentam quatro perfis distintos. Dentre estes, os principais blocos de pesca de *F. subtilis* abrangem os três primeiros, quais sejam:

- 1) Lama intercalada com areia: aproximadamente entre 20 e 40 metros de profundidade, onde o sedimento apresenta-se em camadas que variam de alguns milímetros até 5 centímetros de espessura, composta por uma mistura de silte/argila e areia fina. A integridade da estrutura sedimentar é uma das principais características, com sutil efeito de bioturbação.
- 2) Lama fracamente laminada: região limitada à noroeste da plataforma, marca o desaparecimento dos bancos de areia, permanecendo exclusivamente lama e argila. O padrão pouco laminado é típico da região, com pouca evidência de bioturbação.
- 3) Lama mosqueada: Localizado na porção restante da plataforma interna, composto de camadas heterogêneas de sedimentos que desintegram a estrutura física. Este padrão sugere ampla influência do movimento das comunidades bentônicas no sentido de retrabalhar o sedimento, evidenciado, por exemplo, pela constante presença de tocas e canais. Neste ambiente é relatado a maior CPUE de *F. subtilis* na plataforma (Martins, 2011).
- 4) Areia estratificada: constituído basicamente de areia muito fina, revelando predominantemente ondulações e laminações. A areia é observada ao longo como uma camada superficial sobre adensamentos de lama.

A dinâmica de alguns parâmetros físico-químicos (temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, entre outros) e a concentração de nutrientes (nitrato, nitrito, amônia, fosfato, silicato, entre outros) da Plataforma Continental do Amazonas variam de acordo

a hidrodinâmica de cada porção (Silva et al., 2001). Na região mais próxima da descarga do Rio Amazonas, em frente da Ilha Caviana, a salinidade sofre variação de até 8,40 psu, enquanto as regiões mais à noroeste (Cabo Norte) e nordeste não houve influência significativa na estratificação (Silva et al., 2001). Este padrão corrobora a hipótese de que apesar das anormalidades de salinidade causadas pelo grande aporte de água doce, as águas da plataforma são dominadas por fatores de diversas naturezas, como as correntes de maré, que induzem a uma mistura de camadas de diferentes profundidades (Geyer et al., 1996).

Presume-se que quatro massas d'água atuam na dinâmica de correntes da PCA, sendo que duas influenciam as águas superficiais - Água Costeira (AC) e Água Tropical (AT) - e as outras intervêm nas águas sub-superficiais - Água Central do Atlântico Sul (ACAS) e Água Intermediária da Antártica (AIA). A dinâmica destas massas é influenciada pela descarga do Rio Amazonas, pois ocorrem confinamento, afundamentos e imersões diferenciadas de acordo com os períodos de maior ou menor vazão, influenciando principalmente a estratificação de profundidade da temperatura e salinidade na PCA (Silva et al., 2005).

1.6. Principais desafios para reduzir a fauna acompanhante na Costa Norte do Brasil

O declínio dos recursos pesqueiros a nível global tem acarretado grandes desafios para o manejo, que vão desde a sua concepção até a aplicabilidade (Dhoray e Teelucksingh, 2007). Durante os últimos 50 anos, há uma gradativa substituição do paradigma de manejo apenas sobre a espécie-alvo para uma abordagem ecossistêmica, visto que as populações não são entidades isoladas, mas sim profundamente inseridas no seio das comunidades (Mérona, 1995).

O ordenamento para a pesca de camarões na Região Norte é feito basicamente por restrições de área de pesca (Portaria do IBAMA nº96-N, de 16 de julho de 1993 e Instrução Normativa Interministerial nº 14 de 2011), época de interrupção da pesca, “defeso” (Instrução Normativa Interministerial nº 15, de 28 de novembro de 2012), limitação do tamanho da frota (Instrução Normativa nº 7 de 10/07/2002), rastreamento do deslocamento da frota através da adesão ao Programa Nacional de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite (PREPS) (INSEAP/MMA nº 2, de 04.09.2006) e

uso de dispositivos de exclusão de tartarugas (TED) (*turtle excluder device*) (Portaria IBAMA nº 5, de 19.02.1997).

O defeso determina a parada da pesca em determinados períodos do ano, geralmente no período de 15 de dezembro a 15 de fevereiro, convencionado em função da época de recrutamento de *F. subtilis* à pesca (Dias Neto, 2011). A desova da espécie ocorre em alto mar, geralmente entre junho e setembro, posteriormente, as pós-larvas migram para os estuários e manguezais para o crescimento e quando adultos retornam para águas mais profundas e salinas (Isaac et al., 1992). Apesar da medida reduzir a captura de juvenis e adultos de *F. subtilis* que migram do estuário para o mar, nada se sabe sobre o impacto da mesma no ciclo de vida das outras espécies da fauna acompanhante.

Nesta perspectiva, para identificar e gerenciar a abundância de espécies vulneráveis é necessário conhecer a sensibilidade das mesmas à pesca e à mortalidade por pesca que podem sustentar. O monitoramento ambiental para manutenção da biodiversidade é imprescindível, contudo, decisões sobre o esforço, área e técnicas de amostragem tem sido um desafio para elaboração de uma avaliação confiável.

Até o momento, as pesquisas relacionadas à fauna acompanhante desta pescaria têm se restringido à análise das assembleias de vertebrados, por serem mais abundantes e fáceis de quantificar. Entretanto, muitas destas espécies apresentam comportamento migratório, podendo não refletir de fato o impacto local sobre as espécies bentônicas residentes, como é o caso da maioria dos invertebrados. Além disso, estes esforços ainda não conseguiram definir recomendações suficientes para dar suporte ao manejo, nem desacelerar a crescente perda de biodiversidade.

Pesquisas relacionadas à fauna acompanhante são primordiais na tentativa de diminuir a captura ou otimizar seu aproveitamento. Contudo, a estatística pesqueira no Brasil, quando existente, é restrita apenas às espécies comerciais (Isaac et al., 1992), sendo as demais subvalorizadas, o que frustra os esforços de conservação. Embora o conhecimento da fauna acompanhante na Costa Norte já exista, os estudos limitam-se à informação de ocorrência das espécies, sendo poucos os trabalhos que abordam a estrutura e distribuição espacial e temporal dos invertebrados ao longo da plataforma. Tais estudos carecem de refino ecológico que permita inferir sobre padrões biológicos passíveis de inserção em políticas de conservação e manejo. Diante destas lacunas, este

trabalho propõe identificar os padrões ecológicos e pesqueiros, bem como a distribuição espaço-temporal dos invertebrados capturados na pesca na Plataforma Continental do Amazonas (PCA), a fim de fornecer elementos básicos para uma consideração holística das medidas de mitigação dos impactos.

2. ESTRUTURA DA TESE

Os objetivos da tese estão organizados em capítulos que correspondem a artigos científicos, cujos títulos são:

Capítulo I: Diversidade e relações ecológicas dos invertebrados capturados em uma pesca camaroeira tropical

Capítulo II: Impacto da pesca de arrasto na assembleia de invertebrados em uma pescaria camaroeira tropical

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Compreender a estrutura e dinâmica dos descritores ecológicos (composição taxonômica, abundância, riqueza, diversidade de invertebrados) e pesqueiros (esforço, CPUE e produção) dos invertebrados capturados pela frota industrial camaroeira, verificando se há relações desses parâmetros com as variáveis ambientais na Plataforma Continental do Amazonas (PCA).

3.2. Objetivos específicos

- Capítulo 1

- Conhecer a estrutura taxonômica e a frequência de ocorrência dos invertebrados capturados incidentalmente pela frota pesqueira camaroeira.

H₁: A região de pesca possui elevado número de espécies, com poucas apresentando elevada dominância e a maioria com ocorrências esporádicas, visto que estão localizadas em uma região tropical e a rede não é seletiva.

- Investigar a possível relação entre a frequência de ocorrência das principais espécies com as variáveis ambientais (tipo de substrato, profundidade, temperatura e salinidade) ao longo da PCA.

H₁: A abundância de invertebrados varia de acordo com os parâmetros ambientais da área de pesca, apresentando menor abundância e maior riqueza no substrato de lama mosqueada, regiões mais profundas, em águas menos quentes, mais salinas e com menor pH.

Capítulo 2

- Inferir a relação espaço-temporal entre os descritores ecológicos da fauna acompanhante de invertebrados (composição, riqueza, diversidade) e pesqueiros (esforço, produção, CPUE) na Costa Norte;

H₁: Os descritores pesqueiros e ecológicos de invertebrados distribuem-se heterogeneamente no espaço e no tempo ao longo da PCA, sendo as sub-áreas ao Norte com maior atividade pesqueira e maior número de espécies removidas;

- Conhecer os principais preditores de possíveis variações taxonômicas na Costa Norte

H₁: A composição taxonômica é influenciada pelos gradientes espaciais, temporais e ambientais, com assembleias mais ricas e diversas no segundo semestre e no setor norte;

- Identificar espécies que sejam boas indicadoras para o monitoramento e áreas prioritárias para o manejo

H₁: Dentre as numerosas espécies que compõe a PCA, é possível identificar aquelas indicadoras de condições ambientais ou habitats específicos, bem como diferentes níveis de resiliência e sensibilidade. Há regiões com elevada remoção ecológica e baixa produtividade pesqueira, que são estratégicas para o manejo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O estudo ocorreu em bancos pesqueiros dispostos ao longo da área de pesca industrial de *F. subtilis* na Plataforma Continental do Amazonas. A região é controlada por vários processos oceanográficos interdependentes e complexos, como a dinâmica de marés e sedimentação, influência dos ventos alísios, descarga fluvial, entre outros (Silva et al., 2005). O Rio Amazonas é um dos principais reguladores do ciclo hidrológico da região, definindo dois períodos: “seca”, entre outubro e novembro, e “cheia”, nos meses de maio e junho (Filizola et al., 2006). Já quanto às chuvas, a região apresenta um período de maior intensidade pluviométrica (denominado chuvoso) que ocorre geralmente de dezembro a junho, enquanto os meses de julho a novembro são definidos como o período menos chuvoso, ou “seco”.

A área amostrada é compreendida entre as longitudes -47.85° e -51.17° W e os paralelos 0.8° e 4.7° N. Todavia, a pescaria varia espaço-temporalmente, pois nos primeiros meses do ano ocorre em menores latitudes e, conforme a progressão dos meses e chegada do período menos chuvoso, avança em direção noroeste, alcançando as maiores latitudes. Considerando a ampla escala, a área de pesca foi dividida em quatro sub-regiões, duas situadas na área norte (NA: lat. entre 4.7° – 3.7° N; e NB: lat. entre 3.7° e 2.8° N), que sofrem influência constante e mais intensa da pluma, e duas na área sul (SC: lat. entre 2.8° e 1.7° N; SD: 1.7° e 0.8° N), sobre atuação sazonal da pluma e influência direta da descarga do Rio Amazonas (Figura 1). A divisão das sub-regiões obedeceu a critérios de equidistância geográfica e de esforço, a fim de igualar a extensão e horas de arrasto. Os nomes populares dos bancos pesqueiros foram registrados no momento da coleta, de acordo com as informações do mestre de barco.

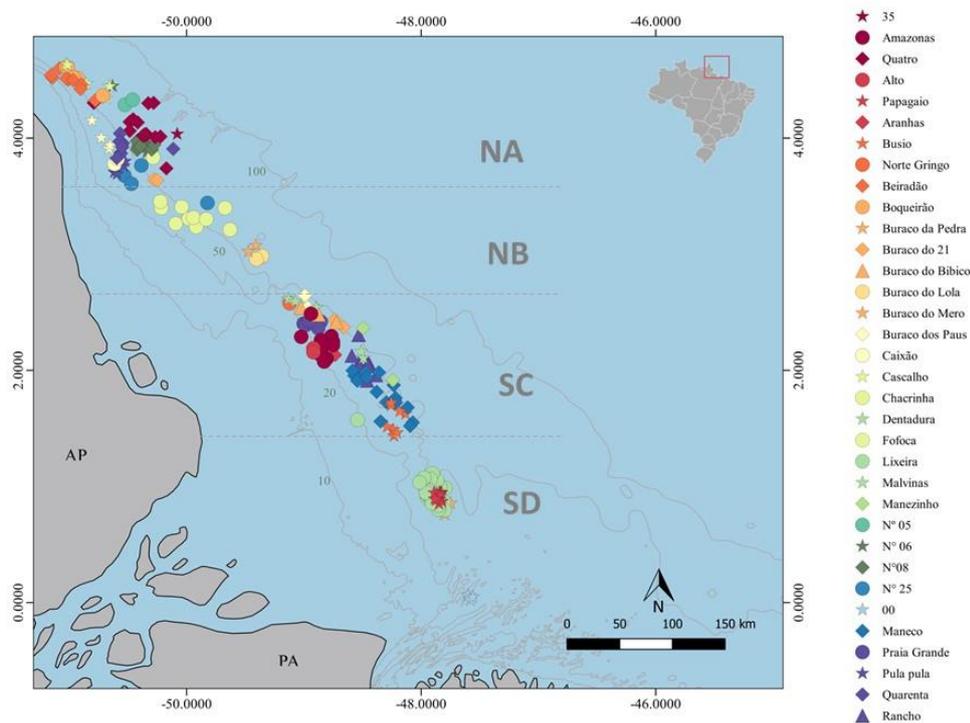


Figura 1. Pontos de coleta dos invertebrados na pesca industrial de *F. subtilis* na Plataforma Continental do Amazonas. Os símbolos representam os bancos pesqueiros de camarão

4.2. Coleta de dados

As coletas foram realizadas bimensalmente no período de julho/2015 a maio/2017, em embarcações da frota industrial de captura exclusiva do camarão-rosa, no âmbito do projeto “Biodiversidade e suas implicações na Amazônia Azul Brasileira” do Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte (CEPNOR/ICMBio).

Cento e sessenta e nove arrastos foram estudados, o que totalizou 887,54 horas de observação. A captura foi feita com duas redes de arrasto simultâneo do tipo *jib* ou *flat*, que realizam de 3 a 4 arrastos diários na época de maior produtividade (geralmente o período chuvoso) e aproximadamente 2 na entressafra, cada um com duração aproximada de 4 a 6 horas. Cada embarque teve duração média de 10 dias e o número de amostras, a profundidade e locais dos arrastos diferem entre meses.

A fauna acompanhante de invertebrados é selecionada ao final de cada arrasto, e delimitada por duas basquetas com volume aproximado de 30 kg, preenchidas a partir do

material imediatamente içado das redes e despejado no convés do barco. A seleção dos indivíduos ocorre de forma aleatória pelo amostrador de bordo. Informações como locais de pesca, hora inicial, coordenadas da área arrastada, profundidade e tipo de substrato também são registrados. Os exemplares são congelados a bordo e conduzidos ao laboratório para identificação da taxonomia e sexo, biometria e pesagem.

Figura 2. Pontos de coleta dos invertebrados na pesca industrial de *F. subtilis* na Plataforma Continental do Amazonas. Os símbolos representam os bancos pesqueiros de camarão.

A classificação do tipo de substrato obedecerá a proposta por Nittrouer et al. (1986) para a Plataforma Continental do Amazonas. As coordenadas geográficas dos locais de coleta foram registradas antes e após o arrasto por um GPS (*Global Position System*) para inferência da área arrastada.

4.3. Análise de dados 1 - empregada para o capítulo 1. -----

Os mapas de distribuição espacial foram criados através da interpolação dos valores de temperatura e salinidade pelo método de *kriging*, disponível no programa Surfer® 11. A análise hierárquica de *Cluster*, através do método de *Ward*, foi usada para agrupar os bancos pesqueiros de acordo com os dados de salinidade, temperatura, pH e substrato.

A abundância relativa (AR) foi calculada dividindo-se o total de indivíduos de cada espécie pelo total de indivíduos capturados. Estabelecemos 3 categorias: a) muito numerosas (Mn), quando a espécie apresentava mais de 5% de ocorrência entre todos os indivíduos capturados; b) numerosas (N), quando o valor é entre 1 e 5%; e c) pouco numerosa (Pn) abaixo de 1%.

Foi ajustado aos dados um modelo linear generalizado (McCullagh and Nelder 1989) com todos os efeitos principais, de acordo com

$$\eta_{abcdehijk} = \beta_0 + \beta_{1a} + \beta_{2b} + \beta_{3c} + \beta_{4d} + \beta_{5e} + \beta_6 p_h + \beta_7 t_i + \beta_8 s_j + \beta_9 w_k, \quad (1)$$

em que $\eta_{abcdehijk} = g(EY_{abcdehijk})$ é o preditor linear do valor esperado no número de espécies ($EY_{abcdehijk}$) na a -ésima fase da lua ($a = \{1,2,3,4\}$), na b -ésima região ($b = \{1,2,4,5\}$), no c -ésimo substrato ($c = \{1,2,3,4,5\}$), no d -ésimo bimestre ($d = \{1,2, \dots, 9\}$) do e -ésimo ano ($e = \{1,2,3\}$), com profundidade p_h , temperatura t_i , salidade s_j e esforço w_k . As covariáveis com índices de a a e foram consideradas qualitativas e as

covariáveis de índices h a k foram tratadas como quantitativas. Para tratar de um possível caso de super dispersão, comum em dados de contagem (Hinde e Demétrio, 1998), foram considerados dois componentes aleatórios para a distribuição de $Y_{abcdefghijk}$, um Poisson e outro binomial negativo. Em ambos os casos, foi utilizada a função de ligação logarítmica, isto é, $g(\cdot) = \ln(\cdot)$.

A partir dos ajustes dos modelos da Equação (1), procedeu-se com uma seleção de covariáveis via *stepwise* e testes de razão de verossimilhanças. Os modelos finais Poisson e binomial negativo foram submetidos à análise de resíduos e diagnósticos; em particular, gráficos quantil-quantil com envelope simulado (Flack e Flores 1989).

Após seleção de covariáveis para cada componente e escolha do melhor componente aleatório, comparações múltiplas foram realizadas com teste tipo *Tukey*, para todos os pares de contrastes possíveis entre níveis de um fator. Todas as análises foram conduzidas em R (R Core Team 2017), com auxílio dos pacotes ‘hnp’ (Moral et al. 2017), ‘MASS’ (Venables and Ripley 2002), e ‘multcomp’ (Hothorn et al., 2008).

A análise de redundância canônica (RDA) foi utilizada para identificar quais preditores (temporais, espaciais ou ambientais) explicam melhor a distribuição de ocorrência das espécies (variável resposta). As variáveis temperatura, salinidade e profundidade são contínuas, enquanto as referente ao tipo de substrato, área e mês são categóricas. Apenas as 11 espécies de maior frequência de ocorrência foram utilizadas na análise devido à grande discrepância na escala de abundância das espécies. A transformação de Hellinger foi aplicada aos dados da matriz de abundância, com o propósito de reduzir a importância de táxons muito abundantes, pois é indiferente ao número de zeros. Já a matriz ambiental teve a padronização dos dados pelo método “Standardization”. A ANOVA permutacional (999 permutações) foi usada para aferir a significância da análise.

4.4. Análise de dados 2 - empregada para o capítulo 2.

A riqueza (S) foi determinada como o somatório de espécies em determinado tratamento. A Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), dada em kg/hora, representa a divisão entre a captura de camarão-rosa (em Kg) e o esforço (horas de arrasto).

A normalidade e homocedasticidade das variâncias foram testadas por *Shapiro-Wilk* e *Bartlett*, mas como estes pressupostos não foram atendidos, o teste de *Mann-Whitney* foi utilizado para comparação das medianas da riqueza, esforço e CPUE entre os

períodos seco e chuvoso. Já a comparação destes descritores entre as sub-regiões foi testada por *Kruskal-Wallis*, e nos casos de diferença significativa, utilizamos o teste post-hoc de *Student-Newman-Keuls* (SNK) para apontar quais tratamentos diferiam entre si.

Como a produtividade (kg de camarão) e riqueza possuem escalas diferentes, padronizamos as variáveis pelo método *Standardization* para análise de regressão. Este método consiste na subtração do valor de cada observação pela média da variável, e este resultado é dividido pelo desvio padrão. A intensidade da correlação foi medida pelo coeficiente R, que varia entre 0 e 1. Valores acima de 0,7 são considerados como alta correlação.

Nós usamos uma análise de partição de variância (RDA parcial) para mensurar a importância única e compartilhada de cada preditor (espaço, tempo ou ambiente) na riqueza de invertebrados. Na primeira análise, as frações ajustadas seguem as seguintes derivações: a) variação explicada unicamente pelos fatores ambientais; b) variação explicada pelo compartilhamento de ambiente e espaço e c) variação relacionada apenas ao espaço. A segunda análise seguiu a mesma lógica de partição, contudo os preditores foram tempo e espaço, respectivamente. A significância foi testada por um teste de permutação tipo ANOVA. A análise foi computada no programa R, com o pacote *vegan*.

O índice de Shannon-Weaver (H') foi empregado para quantificar a diversidade entre as sub-áreas de pesca, e os valores obtidos foram testados *pairwise* com o teste *t* de *Student*, afim de identificar quais áreas diferiam entre si. A análise hierárquica de *Cluster*, através do método de *Ward*, foi usada para agrupar as unidades amostrais de acordo com abundância (número de indivíduos) das espécies, após transformação de *Hellinger*.

O método do valor indicador (IndVal) foi aplicado para identificar o potencial indicador das espécies aos grupos resultantes da análise de Cluster. O método combina a abundância e frequência de ocorrências das espécies nos tratamentos, sendo boas indicadoras as com alto valor de IndVal (>60), pois apresentam alta fidelidade em determinado ponto amostral.

Os mapas de distribuição espacial de todos os descritores foram confeccionados no software *QGis* 2.14.

5. FINANCIAMENTO

A tese foi desenvolvida no âmbito do projeto multidisciplinar “Biodiversidade e suas implicações na Amazônia Azul Brasileira”, desenvolvido por uma parceria entre os docentes do Programa de Ecologia Aquática e Pesca da UFPA e o Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte (CEPNOR/IBAMA). Este projeto é realizado por diversos grupos de pesquisas da instituição e abrange as seguintes vertentes: biodiversidade biológica, histológica e bioquímica; genética e biologia molecular dos organismos; produtividade primária e secundária, conservação dos recursos aquáticos; manejo dos recursos aquáticos; pesca; dinâmica populacional e avaliação de estoques pesqueiros.

Os gastos relativos às atividades em campo são todos custeados pelo CEPNOR. A triagem e análise dos indivíduos são realizadas no Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo de Recursos Aquáticos da Universidade Federal do Pará (UFPA), o qual dispõe de todos os equipamentos necessários para o processamento das amostras, como freezer, lupas, balanças, paquímetros, entre outros. Estes recursos foram adquiridos por projetos financiados pelo CNPq (projeto Milênio RECOs-CNPq, projeto REPES- CNPq, CT-Amazônia BIODECA-CNPq), WWF, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e outros financiadores.

6. REFERÊNCIAS

- Aller, R.C. 1994. Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. *Chemical Geology*, 114(3-4): 331-345.
- Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Pope, J.G. ; Murawski, S.A. 2004. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*, n. 339, Rome, FAO. 233p.
- Aragão, J.A.N.; Cintra, I.H.A. e 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 Cepenor*, 1: 31-44.
- Aragão, J. A.N. 2012. Dinâmica populacional e avaliação do estoque de camarão-rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante, 1967) na plataforma continental amazônica brasileira. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos. 245p.
- Brown, J.H.; Gillooly, J.F.; Allen, A.P.; Savage, V.M. e West, G.B. 2004. Toward a

metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7): 1771–1789.

Buhl-Mortensen, L.; Ellingsen, K.E.; Buhl-Mortensen, P.; Skaar, K. L. e Gonzalez-Mirelis, G. 2016. Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: chronic effects on density, diversity, and composition. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 98–114.

Cambié, G.; Sanchez-Carnero, N.; Mingozi, T.; Ramon, M. e Freire, J. 2013. Identifying and mapping local bycatch hotspots of loggerhead sea turtles using a GIS-based method: implications for conservation. *Marine Biology*, 160:653–665.

Cintra, I.R.A.; Paiva, K.S.; Herrmann, M.; Barbosa, J.M.; Klautau, A.G.M.; Silva, K.C.A. 2017. Carcinofauna acompanhante do camarão-rosa em pescarias industriais na plataforma continental amazônica. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*. 5(2):83-91

Clark, M.R. e Rowden, A.A. 2009. Effect of deep water trawling on the macro-invertebrate assemblages of seamounts on the Chatham Rise, New Zealand. *Deep-Sea Research I*, 56: 1540–1554.

Connell, J. H. 1978. Diversity of tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199: 1304–1310.

Cook, R. 2001. The magnitude and impact of by-catch mortality by fishing gear. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, 1-4.

Damasceno, F.G. 1986. A pesca industrial de camarão no Norte do Brasil. IBAMA, Brasília. 32p.

Damasceno, F.G. e Evangelista, J.E.V. 1991. Composição, estrutura e volume da fauna acompanhante da pesca industrial de camarão no litoral Norte do Brasil. IBAMA, Relatório Interno (MIMEO). 35p.

Darr, A.; Gogina, M. e Zettler, M.L. 2014. Functional changes in benthic communities along a salinity gradient– a western Baltic case study. *Journal of Sea Research*, 85: 315–324.

Davies, R.W.D.; Cripps, S.J.; Nickson, A. e Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33: 661–672.

Denisenko, S.G.; Denisenko, N.V.; Lehtonen, K.K.; Andersin, A.B. e Laine A.O. 2003. Macrozoobenthos of the Pechora Sea (SE Barents Sea): community structure and spatial distribution in relation to environmental conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 258: 109–123.

Dias Neto, J. 2011. Proposta de plano Nacional de gestão para o uso sustentável de Camarões Marinhos do Brasil. Ministério do Meio Ambiente - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 243p.

Dhoray, S. e Teelucksingh, S.S. 2007. The implications of ecosystem dynamics for fisheries management: A case study of selected fisheries in the Gulf of Paria, Trinidad.

Journal of Environmental Management, 85: 415-428.

[FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of world fisheries and aquaculture – 2008 (Sofia), Rome, Italy

Elliott, M. e Quintino, V. 2007. The estuarine quality paradox: environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54:640–645

Flack, V.F. e Flores, .RA. 1989. Using simulated envelopes in the evaluation of normal probability plots of regression residuals. *Technometrics*, 31:219–225

Filizola, N.; Silva, A.V.; Santos, A.M.C. e Oliveira, M.A. 2006. Cheias e secas na Amazônia: breve abordagem de um contraste na maior bacia hidrográfica do mundo. *TeC Amazônia*,9: 40-47.

Frid, C.L.J.; Hansson, S.; Ragnarsson, S.A.; Rijnsdorp, A. e Steingrimsson, S.A. 1999. Changing levels of predation on benthos as a result of exploitation of fish populations. *Ambio*, 28 (7): 578-582

Friedlander, A.M. e DeMartini, E.E. 2002. Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaii an islands: the effects of fishing down apex predators. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 253–264.

Garcia, S. e Le Reste, S. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. *FAO Documento Técnico de Pesca*, 203. 180p.

Gatune, C.; Vanreusel, A.; Cnudde, C.; Ruwa, R.; Bossier, P. e Troch, M. 2012. Decomposing mangrove litter supports a microbial biofilm with potential nutritive value to penaeid shrimp post larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 426: 28–38.

Geyer, W.R.; Beardsley, R.C.; Lentz, S.J.; Candela, J.; Limeburner, R.; Johns, W.E.; Castro, B.M. e Soares, I.D. 1996. Physical oceanography of the Amazon shelf. *Continental Shelf Research*, 16(5/6): 575-616.

Gillett, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 475: 008-331.

Gillooly, J.F.; Brown, J.H.; West, G.B.; Savage, V.M. e Charnov, E.L. 2001. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*, 293: 2248 - 2251.

Gotelli, N.J. e Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.

Graf, G. e Rosenberg, R. 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems*, 11: 269-278.

Gray, J.S.; Dayton, P.; Thrush, S. e Kaiser, M.J. 2006. On effects of trawling, benthos

and sampling design. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 840–843.

Green, M.O.; Hewitt, J.E. e Thrush, S.F. 1998. Sea floor drag coefficients over natural beds of horse mussels (*Atrina anadica*). *Journal of Marine Research*, 56:613-37.

Groth, H. e Theede, H. 1989. Does brackish water exert long-term stress on marine immigrants in the Baltic Sea? *Scientia Marina*, 53 (2–3): 677–684.

Hall, M.A. 1996. On by-catches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6: 319-352.

Hall, M.A.; Alverson, D.L. e Metuzals, K.I. 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 204-219.

Hinde, J e Demétrio CGB. 1998. Overdispersion: models and estimation. *Comput Stat Data Anal* 27:151–170

Hill, B.J. e Wassenberg, T.J. 1990. Fate of discards from Prawn Trawlers in Torres Strait. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 41(1): 53 – 64.

Hiddink JG, Hutton T, Jennings S, Kaiser MJ. 2006. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES J Mar Sci*. 63:822–830.

Hothorn, T.; Bretz, F e Westfall, P .2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models *Biometrical Journal*, 50:346–363.

IbSvane, I.B; Hammett, Z. e Lauer, P. 2009. Impacts of trawling on benthic macro-fauna and -flora of the Spencer Gulf prawn fishing grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 621–631.

Isaac, V.J.; Dias Neto, J. e Damasceno, F G. 1992. Biologia, dinâmica de populações e administração pesqueira do camarão *Penaeus subtilis* da região norte do Brasil. IBAMA, Coleção Meio ambiente. Série Estudos Pesca 1. 187p.

Isaac, V.J. e Braga, T.M.P. 1999. Rejeição de pescado nas pescarias da Região Norte. *Arquivo Ciências Mar*, 21: 39-54.

Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J. e Warner, R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.

Jenkins, S.R.; Beukers-Stewart, B.D. e Brand, A.R. 2001. Impact of scallop dredging on benthic megafauna: a comparison of damage level sin captured and non-captured organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 215:297-301.

Jennings, S. e Kaiser, M.J.1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34:203-314.

Jimenez, H.; Pascal, Mouillot, D.D.; Bigot, L. e Ferraris, J. 2016. Harvesting effects on functional structure and composition of tropical invertebrate assemblages. *ICES Journal*

of Marine Science, 73(2):420–428.

Kroeker, K.J.; Gaylord, B.; Hill, T.M.; Hosfelt, J.D. e Miller, S.H. 2014. The role of temperature in determining species' vulnerability to ocean acidification: a case study using *Mytilus galloprovincialis*. PLoS one, 9(7): 1-10.

McCullagh, P., J.A. Nelder.1989. Generalized Linear Models, 2nd edn. Chapman and Hall, London

Nittrouer, C.A. e DeMaster, D.J. 1986. Distribution of sedimentary structures in the Amazon subaqueous delta. Continental Shelf Research, 6 (1/2): 311-336.

Leduc, D.; Pilditch, C.A. e Nodder, S.D. 2016. Partitioning the contributions of mega-, macro- and meiofauna to benthic metabolism on the upper continental slope of New Zealand: Potential links with environmental factors and trawling intensity. Deep-Sea Research I, 108:1–12.

Lentz, S. J. e Limeburner, R. 1995. The Amazon River Plume during AMASSEDS: Spatial characteristics and salinity variability. Journal of Geophysical Research, 100 (2): 2355-2375.

Martins, D.E.G. 2011. Dinâmica espaço-temporal da pesca industrial de camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* na plataforma continental do amazonas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará. 58p.

McArthur, M.A.; Brooke, B.P.; Przeslawski, R.; Ryan, D.A.; Lucieer, V.L.; Nichol, S.; McCallum, A.W.; Mellin, C.; I.D. Cresswell, I.D. e Radke, L.C. 2010. On the use of abiotic surrogates to describe marine benthic biodiversity. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 88: 21-32.

McConnaughey, R.A.; Mier, K.L. e Dew, B.C. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. ICES Journal of Marine Science, 57: 1377–1388.

Meltzer, L.; Blinick, N.S. eFleishman, A.B. 2012.Management Implications of the Biodiversity and Socio-Economic Impacts of Shrimp Trawler By-Catch in Bahía de Kino, Sonora, México. PLoS One, 7(6): 1 -12.

Mercado-Salas, N.F.; Benjamín Morales-Vela, B.; Suárez-Morales, E. e Iliffe, T.M. 2013. Conservation status of the inland aquatic crustaceans in the Yucatan Peninsula, Mexico: shortcomings of a protection strategy. Aquatic conservation: marine and fresh water ecosystems, 23: 939-951.

Meynard, C.N. e Quinn, J.F., 2007. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. Journal of Biogeography, 34: 1455 -1469.

Mérona, B.1995. Ecologia da pesca e manejo pesqueiro na região amazônica. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, 11(2): 167-183.

Ministério do Meio Ambiente: Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Disponível

em:www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira. Acesso: janeiro/2015.

Molinier, M.; Oliveira, E.; Guimarães, V. e Chaves, A. 1995. Hidrologiada bacia doRio Amazonas.Ciência e Tecnologia, 1: 31-36.

Murillo, F.J.; Serrano, A.; Kenchington, E. 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. Deep-Sea Research I, 109: 99–122.

Neumann, H.; Diekmann, R.; Kroncke, I. 2016.Functional composition of epifauna in the south-eastern North Sea in relation to habitat characteristics and fishing effort. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 169: 182-194.

Nittrouer, C.A.; Kuehl, S.A.; Demaster, D.J. e Kowsmann J.R.O. 1986.The deltaic nature of Amazon shelf sedimentation. Department of Marine, Earth and Atmospheric Sciences, 27695: 444-458.

Olgard, F.; Schaanning, M.T.; Widdicombe, S.; Kendall, M.A. e Austen, M.C. 2008. Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,366: 123–133.

Oltman, R.E. 1968. Reconnaissance investigations of the discharge and water quality of the Amazon river. U.S. Geological Survey Circular, 552. 16p.

Pace, M.L.; Cole, J.J.; Carpenter, S.R. e Kitchell, J.F.1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. Tree, 12: 483 -488.

Paiva, K.S.; Aragão, J.A.N.; Silva, K.C.A. e Cintra, I.H.A. 2009. Fauna acompanhante da pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental norte brasileira. Boletim Técnico-Científico do Cepnor, 9: 1-10.

Paiva, K.S. 2012. Quantificação e carcinofauna acompanhante do camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967) em pescarias industriais na plataforma continental amazônica. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural da Amazônia, Pará. 61p.

Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. e Junior, F.T. 2008.Fishing Down Marine Food Webs. Science, 279: 860-863.

Philippart, C.J.M. 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 Marine Science. 55: 342–352.

Pinheiro, L.A. e Frédou, F.L. 2004. Caracterização geral de pesca industrial desembarcada no estado do Pará. Revista Científica da UFPA, 4: 1-16.

Rabago-Quiróz, C.H; Lopez-Martinez, J.; Herrera-Valdivia, E.; Nevarez-Martinez, M.O. e Rodriguez-Romero, J. 2008. Dinámica poblacional y distribución espacial de loslenguados capturados incidentalmente en arrastres camaroneros em el Golfo de alifornia. Hidrobiológica, 18 (3): 177-188.

Ramsay, K.; Kaiser, M.J. e Hughes, R.N. 1998. Responses of benthic scavengers to

fishing disturbance by towed gears in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224: 73–89.

Reizopoulou¹, S.; Simboura, N.; Barbone, E.; Aleffi, F.; Basset, A. e Nicolaidou, A. 2014. Biodiversity in transitional waters: steeper ecotone, lower Diversity. *Marine Ecology*, 35 (1): 78–84.

Rice, J. e Gislason, H. 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 1214–1225.

Richey, J.E.; Meade, R.H.; Salati, E.; Devol A.H.; Nordin, C.F. e Santos, U. 1986. Water discharge and suspended sediment concentrations in the Amazon river: 1982-1984. *Water Resources Research*, 22(5): 756-764.

Rochet, M.J. e Benoit E. 2012. Fishing destabilizes the biomass flow in the marine size spectrum. *Proceedings on The Royal Society*, 279: 284–292.

Rufino, M.M.; Maynou, F.; Abello, P. e Sarda, F. 2006. Spatial and environmental actors affecting the distribution of the main decapod crustacean prey species in the NW Mediterranean. *Hydrobiologia*, 55:129–141.

Scott-Denton, E.; Cryer, P.F.; Duffy, M.T.; Gocke, J.P.; Harrelson, M.R.; Kinsella, D.L.; Nance, J.M.; Pulver, J.R.; Smith, R.C. e Williams, J.A. 2012. Characterization of the U.S. Gulf of Mexico and South Atlantic Penaeid and Rock Shrimp Fisheries Based on Observer Data. *Marine Fisheries Review*, 74(4): 1-27.

Silva, A.L.; El-Robrini, M. e Santos, M.L.S. 2001. Campos de temperatura e salinidade na plataforma continental do amazonas, durante a descarga mínima do rio amazonas: uma análise ambiental. *Revista Virtual de Iniciação Acadêmica da UFPA*, 1(1): 1-12.

Silva, A.C.; Araújo, M. e Bourlès, B. 2005. Variação sazonal da estrutura de massas de água na plataforma continental do amazonas e área oceânica adjacente. *Revista Brasileira de Geofísica*, 23(2): 145-157.

Skern-Mauritzen, M.; Ottersen, G.; Handegard, N. O.; Huse¹, G.; Dingsør, G.E.; Stenseth, C.C. e Kjesbu¹, O.S. 2016. Ecosystem processes are rarely included in tactical fisheries Management. *Fish and Fisheries*, 17: 165–175.

Snelgrove, P.V.R. 1999. Getting to the Bottom of Marine Biodiversity: Sedimentary Habitats. *BioScience*, 49 (2): 129-138.

Snelgrove, P.V.R. 2001. Diversity of marine species. In *Encyclopedia of ocean sciences*, ed. II. Steele, S.A. Thorpe and K.K. Turejian, 748 -757. San Diego: Academic Press.

Stewart, K.R.; Lewison, R.L.; Dunn, D.C.; Bjorkland, R.H. e Kelez, S. 2010. Characterizing fishing effort and spatial extent of coastal fisheries. *PLoS One*, 5(12): e14451.

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.

Svane, I.B.; Zoe Hammett, Z. e Lauer, P. 2009. Impacts of trawling on benthic macrofauna and -flora of the Spencer Gulf prawn fishing grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 621–631.

Telesh, I.; Schubert, H. e Skarlato, S. 2013. Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135: 317-327.

Thrush, S.F. e Dayton, P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449-473.

Trowbridge, J. H. e Kineke, G. C. 1994. Structure and dynamics of fluid muds on the Amazon continental shelf. *Journal of Geophysical Research*, 99 (1): 865-874.

Velip, D.T. e Rivonker, C.U. 2015. Trends and composition of trawl bycatch and its implications on tropical fishing grounds off Goa, India. *Regional Studies in Marine Science*, 2: 65–75.

Vert-pre, K.A.; Amoroso, R.O.; Jensen, O.P. e Hilborn, R. 2013. Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. *PNAS*, 110(5): 1779–1784.

Villamor, A. e Becerro, M.A. 2012. Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected areas. *Journal of Sea Research*, 73: 109–116.

Vieira, I.J.A.; Studart-Gomes, P.R.; Cintra, I.H.A. e Rodrigues, M.J.J. 1997. Análise bioeconômica dos defesos do camarão rosa (*Penaues subtilis*) na Costa norte do Brasil. FCAP, Serviço de Documentação e Informação, Belém. 33p.

Zeller, D. e Pauly, D. 2005. Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish Fisheries* 6:156–159.

Ward, E.J.; Jannot, J.E.; Lee, Y.W.; Ono, K.; Shelton, A.O. e Thorson, J.T. 2015. Using spatiotemporal species distribution models to identify temporally evolving hotspots of species co-occurrence. *Ecological Applications*, 25(8): 2198–2209.

O capítulo subsequente está formatado de acordo com as normas do periódico *Fishery Bulletin*

Disponível em: <https://www.st.nmfs.noaa.gov/spo/FishBull/>

Diversidade e relações ecológicas dos invertebrados capturados em uma pesca camaroeira tropical

Resumo

Pescarias de arrasto camaroeiro constituem grave ameaça à biodiversidade nas plataformas continentais, pois alteram profundamente as comunidades bentônicas. Nosso objetivo foi compreender como uma assembleia de invertebrados impactada pela pesca está estruturada quanto aos taxa, a fim de identificar espécies-chave para o monitoramento, bem como investigar correlações com alguns parâmetros ambientais (temperatura, salinidade, profundidade, fase da lua e substrato). Foram monitoradas 887,54 horas de atividade da frota industrial camaroeira atuante na Costa Norte do Brasil no período entre julho/2015 a maio/2017. Analisamos 20.303 espécimes, compreendidos em 6 filos (Porifera, Cnidaria, Mollusca, Annelida, Arthropoda e Echinodermata) e 154 espécies. Há predominância de espécies generalistas e de baixa ocorrência, visto que a maioria destas (85) são esporádicas e os padrões de composição taxonômica são complexos, dinâmicos e estão correlacionados principalmente ao aumento da temperatura. Os crustáceos foram dominantes tanto em abundância quanto em riqueza, representando um bom candidato ao monitoramento. Devido à grande riqueza e abundância, os invertebrados configuraram-se como fortes estruturadores da plataforma continental amazônica e indispensáveis para construção das abordagens de manejo holísticas, que promovam a sustentabilidade da pesca e da comunidade aquática.

Palavras-chave: Amazônia Azul, bentos, by-catch, fatores ambientais, frota industrial

Introdução

As pesquisas científicas sobre o impacto das mudanças climáticas no ecossistema marinho cresceram exponencialmente nos últimos 30 anos, e consolidaram o fato de que grande parte da biota é sensível às mudanças nas condições físico-químicas dos oceanos, como aquecimento, acidificação, desoxigenação, entre outros. De modo genérico, as variáveis abióticas interferem no desempenho fisiológico e sucesso reprodutivo dos animais, os quais respondem a estas variações através do declínio ou aumento da abundância, ou em mudanças na distribuição, quando colonizam ou deixam lugares de condições não favoráveis (Harley et al., 2006). Compreender tais padrões de resposta pode deixar mais prático e eficaz o monitoramento e conservação das espécies, além de permitir modelos para prever conjunturas futuras, visto que, para sistemas altamente diversos e complexos, o acompanhamento diretamente das espécies é mais difícil e custoso (McArthur et al., 2010).

O impacto da ação do homem vai além, uma vez que os animais considerados rejeitos das pescarias de arrasto camaroeiro são um dos maiores problemas ecológicos crônicos nas plataformas continentais, especialmente em regiões tropicais, visto que a baixa seletividade das redes associada à elevada diversidade biológica resulta na captura de proporções muito maiores de fauna acompanhante do que da própria espécie-alvo (Zeller and Pauly, 2005). A magnitude do distúrbio é tão forte que, geralmente, as comunidades destes ambientes apresentam padrões de abundância, riqueza, dominância e estrutura trófica modificados em decorrência dessa ação indiscriminada (Fulton et al., 2005). A consequência mais preocupante deste cenário é a perda de diversidade biológica e funcional, pois o ecossistema tem sua organização fragilizada e reduz os serviços prestados (Buhl-Mortensen et al. 2016).

Tanto na literatura científica quanto nos planos de manejo e conservação, a fauna acompanhante composta por invertebrados é frequentemente negligenciada, seja pela falta de espécies emblemáticas ou pelo menor reconhecimento de vulnerabilidade (Guerra et al., 2011). Contrariando estes preceitos, o número de espécies de invertebrados tem diminuído expressivamente desde a década de 1960 (Philippart, 1998), o que coincide com o início das pescarias de arrasto, demonstrando que os efeitos negativos da atividade têm dimensões generalizadas e envolvem uma grande parte da comunidade bentônica (Frid et al., 2000).

Os invertebrados exercem considerável impacto na cadeia alimentar marinha, pois a ampla diversidade taxonômica e funcional promove múltiplos papéis ecológicos, como predadores, presas, herbívoros, escavadores, filtradores e detritívoros, atuando no controle top-down e, principalmente, bottom-up (Eddy et al., 2017). Adicionalmente, muitas espécies têm locomoção reduzida e ciclos de vida curtos, o que promove a boa performance do grupo como indicadores da intensidade de pesca (Fulton et al., 2005), apresentando muitas espécies-chaves (Eddy et al., 2014).

Na Plataforma Continental do Amazonas, a atividade biológica dos invertebrados bentônicos, juntamente com a atuação de peixes e animais mixotróficos, ajudam na construção de estruturas carbonáticas que compõe os recém-descobertos recifes de coral da região (Moura et al., 2016). Fragmentos de invertebrados fazem parte da composição dos bancos de rodolitos, principalmente na região a noroeste da plataforma, e em alguns casos, pequenos animais, como anelídeos, ofiúros, moluscos e outros ocupam os orifícios destas estruturas (Vale et al., 2018). Animais maiores, como crustáceos, equinodermos e peixes, em associação com a força da água, também atuam na morfologia e mobilidade dos bancos de rodolitos (Vale et al., 2018).

Os recursos para monitoramento biológico são escassos e a diminuição da fauna acompanhante em locais diversos é um desafio (Heino, 2010), especialmente na PCA, cuja drenagem do Rio Amazonas é responsável por 18% da água doce drenada para o Oceano Atlântico ($7 \times 10^6 \text{ Km}^2$) Muller-Karger et al. 1988). Assim, é necessário identificar espécies que representem bons parâmetros, além de elucidar se o padrão de organização taxonômica reflete as características típicas de ambientes sobre-explorados e com alto risco de perda funcional. Animais com tamanhos e tolerâncias diferentes percebem o ambiente em escalas muito díspares (Heino et al., 2005), por isso respostas à nível de uma assembleia diversa e abundante são imperiosas para compreensão das alterações bióticas causadas pela sinergia entre o impacto pesqueiro e alterações climáticas antrópicas (Fulton et al., 2005). Neste contexto, este estudo investiga como está estruturada a composição taxonômica dos invertebrados que são impactados pela pesca camaroeira na Costa Norte do Brasil, a fim de inferir sobre estado de resiliência, perda de biodiversidade e identificar espécies-chave, além de verificar se há correlação com a temperatura, substrato, salinidade e profundidade.

Material e métodos

Área de estudo

A região do estudo compreende a Plataforma Continental do Amazonas (PCA), a qual estende-se da foz do Rio Pará até o cabo Orange, extremo norte do Amapá (Figura 1). A área recebe diretamente a descarga do Rio Amazonas, detentor do maior escoamento líquido conhecido no planeta, e um dos principais responsáveis pela disseminação das águas doces da Amazônia (Masson e Delecluse, 2001). O expressivo desague gera uma pluma de baixa salinidade, que se estende com intensidade e dispersão diferenciada no tempo e no espaço ao longo da costa norte do

Brasil. A Corrente Norte do Brasil e a força dos ventos também interferem na circulação destas águas, ou seja, juntos estes fatores regulam a dispersão, direção e velocidade da pluma (Molleri et al., 2010). O período chuvoso da região geralmente é compreendido entre dezembro e junho, enquanto o período restante (julho a novembro) é considerado menos chuvoso.

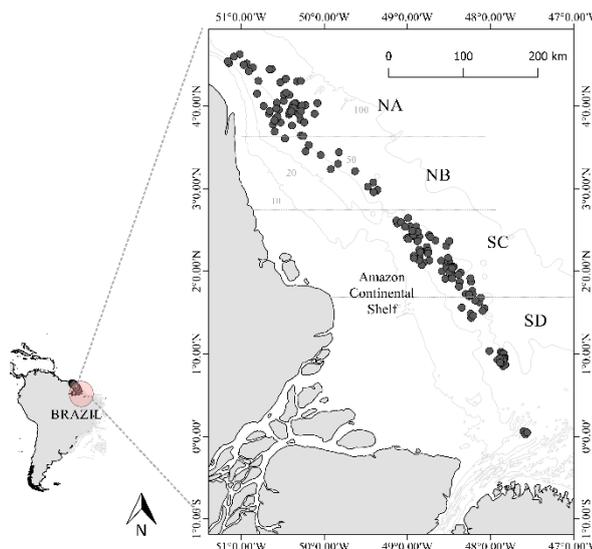


Figura 1. Locais de coleta dos invertebrados capturados incidentalmente pela frota camaroeira na Costa Norte do Brasil, entre julho de 2015 a maio de 2017.

Procedimentos em campo e laboratório

As coletas foram realizadas durante as atividades da frota industrial camaroeira da Costa Norte do Brasil, a qual utiliza barcos de médio porte que dispõem de duas redes de arrasto de fundo *double rig*, com dimensões 18 x 22,40 x 1,20 m e malha de 30 x 21 mm. Foram acompanhados 229 arrastos, totalizando 887,54 horas, entre julho de 2015 e maio de 2017. A área amostrada é compreendida entre as longitudes -47.85 e -51.17 W e os paralelos 0.8 e 4.7 N. Todavia, a pescaria varia espaço-temporalmente, pois nos primeiros meses do ano ocorre em menores latitudes e, conforme a progressão dos meses e chegada do período menos chuvoso, avança em direção noroeste, alcançando as maiores latitudes.

Considerando a ampla escala e para facilitar a comparação com os demais estudos, a área de pesca foi dividida em quatro sub-regiões, duas situadas na área norte (NA: lat. entre 4.7 – 3.7 N; e NB: lat. entre 3.8 -2.8 N), que sofrem influência constante e mais intensa da pluma, e duas na área sul (SC: lat. entre 1.8 – 2.7 N; SD: 1.7 – 0.8 N), sobre atuação sazonal da pluma e influência direta da descarga do Rio Amazonas. A divisão das sub-regiões obedeceu a critérios de equidistância geográfica e de esforço, a fim de igualar a extensão e horas de arrasto. Os nomes populares dos bancos pesqueiros foram registrados no momento da coleta, de acordo com as informações do mestre de barco.

Os invertebrados da fauna acompanhante foram coletados por um amostrador de bordo a partir do material contido na rede e imediatamente despejado no convés da embarcação, sendo delimitados por duas basquetas de 30 kg. Os animais permaneceram congelados até o processamento em laboratório, foram identificados até o menor nível taxonômico possível, sexados e medidos morfologicamente (apenas para crustáceos). O termo “fauna acompanhante” foi empregado para todos os animais que não são comercializados, inclusive para a espécie-alvo, *F. subtilis*, quando era rejeitado devido ao tamanho reduzido para a venda.

Os fatores abióticos temperatura, salinidade e profundidade da água foram aferidos por amostras no momento da coleta. O substrato foi categorizado de acordo com Nittrouer et al. (1986) para a região do estudo, que definem 3 principais tipos de sedimentos: lama mosqueada, lama intercalada com areia e lama fracamente laminada.

Análise de dados

A análise hierárquica de Cluster, através do método de Ward, foi usada para agrupar os bancos pesqueiros de acordo com os dados de salinidade, temperatura, pH e substrato, realizadas no programa Past 3.20.

A abundância relativa (AR) foi calculada dividindo-se o total de indivíduos de cada espécie pelo total de indivíduos capturados. Estabelecemos 3 categorias: a) muito numerosas (Mn), quando a espécie apresentava mais de 5% de ocorrência entre todos os indivíduos capturados; b) numerosas (N), quando o valor é entre 1 e 5%; e c) pouco numerosa (Pn) abaixo de 1%.

Foi ajustado aos dados um modelo linear generalizado (McCullagh and Nelder 1989) com todos os efeitos principais, de acordo com

$$\eta_{abcdehijk} = \beta_0 + \beta_{1a} + \beta_{2b} + \beta_{3c} + \beta_{4d} + \beta_{5e} + \beta_6 p_h + \beta_7 t_i + \beta_8 s_j + \beta_9 w_k, \quad (1)$$

em que $\eta_{abcdehijk} = g(EY_{abcdehijk})$ é o preditor linear do valor esperado no número de espécies ($EY_{abcdehijk}$) na a -ésima fase da lua ($a = \{1,2,3,4\}$), na b -ésima região ($b = \{1,2,4,5\}$), no c -ésimo substrato ($c = \{1,2,3,4,5\}$), no d -ésimo bimestre ($d = \{1,2, \dots, 9\}$) do e -ésimo ano ($e = \{1,2,3\}$), com profundidade p_h , temperatura t_i , salidade s_j e esforço w_k . As covariáveis com índices de a a e foram consideradas qualitativas e as covariáveis de índices h a k foram tratadas como quantitativas.

Para tratar de um possível caso de superdispersão, comum em dados de contagem (Hinde and Demétrio 1998), foram considerados dois componentes aleatórios para a distribuição de $Y_{abcdehijk}$, um Poisson e outro binomial negativo. Em ambos os casos, foi utilizada a função de ligação logarítmica, isto é, $g(\cdot) = \ln(\cdot)$.

A partir dos ajustes dos modelos da Equação (1), procedeu-se com uma seleção de covariáveis via *stepwise* e testes de razão de verossimilhanças. Os modelos finais Poisson e binomial negativo foram submetidos à análise de resíduos e diagnósticos; em particular, gráficos quantil-quantil com envelope simulado (Flack and Flores 1989).

Após seleção de covariáveis para cada componente e escolha do melhor componente aleatório, comparações múltiplas foram realizadas com teste tipo Tukey, para todos os pares de contrastes possíveis entre níveis de um fator. Todas as análises

foram conduzidas em R (R Core Team 2017), com auxílio dos pacotes ‘hnp’ (Moral et al. 2017), ‘MASS’ (Venables and Ripley 2002), e ‘multcomp’ (Hothorn et al. 2008).

A análise de redundância canônica (RDA) foi utilizada para identificar quais preditores (temporais, espaciais ou ambientais) explicam melhor a distribuição de ocorrência das espécies (variável resposta). As variáveis temperatura, salinidade e profundidade são contínuas, enquanto as referente ao tipo de substrato, área e mês são categóricas. Apenas as 11 espécies de maior frequência de ocorrência foram utilizadas na análise devido à grande discrepância na escala de abundância das espécies. A transformação de Hellinger (Legendre, 2008) foi aplicada aos dados da matriz de abundância, com o propósito de reduzir a importância de táxons muito abundantes, pois é indiferente ao número de zeros. Já a matriz ambiental teve a padronização dos dados pelo método “Standartization”. A ANOVA permutacional (999 permutações) foi usada para aferir a significância da análise. A análise foi feita no pacote *vegan* do programa R (R Core Team 2017).

Resultados

Variáveis ambientais

As profundidades médias oscilaram ao longo dos meses, com os maiores valores principalmente no período menos chuvoso (junho a dezembro) e os menores nos meses chuvosos (dezembro a maio). Os valores variaram entre 37,34 (novembro/2015) e 78,35 metros (setembro/2015), com média de 54,22 ($\pm 15,55$, desvio padrão).

A salinidade foi a única variável de grande amplitude (de 24,5 a 34,84 e média de $28,85 \pm 5,71$), apresentando maiores valores no segundo semestre de 2015 e 2016. O ano de 2015 foi nitidamente mais salino que os demais (Figura 2).

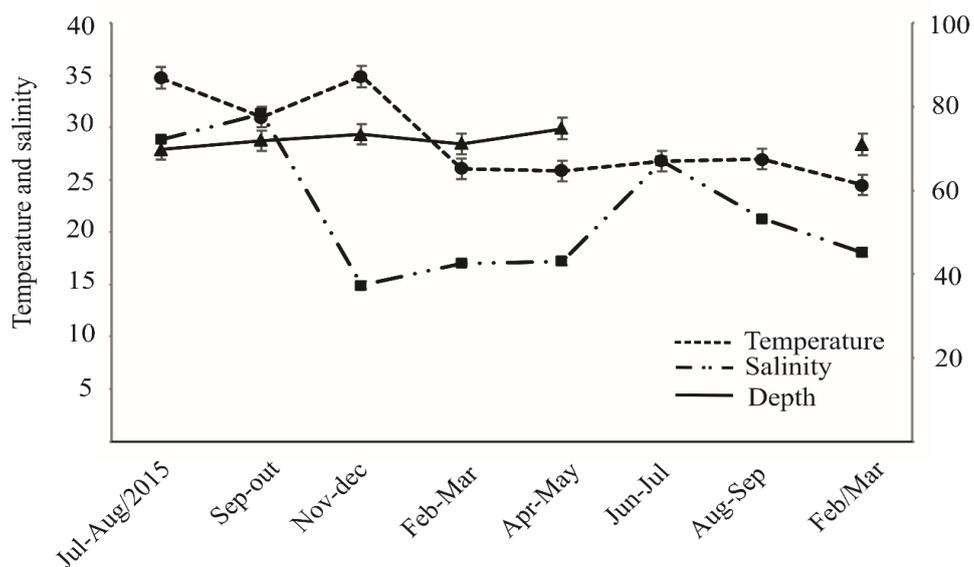


Figura 2: Distribuição temporal dos valores médios de: a) profundidade (metros) e b) salinidade, temperatura e pH na Plataforma Continental do Amazonas. As barras representam o desvio padrão.

Há uma notável distinção entre os bancos pesqueiros das regiões norte e sul em relação às características ambientais (temperatura, sedimento, salinidade). A exceção é o pesqueiro “Beiradão” (4,42 a 4,5°N e -50,90 a -51,2W), que apesar de situar-se na região norte apresentou maior similaridade com os locais ao sul da área na plataforma (área cinza escuro à direita do dendrograma) (Figura 3).

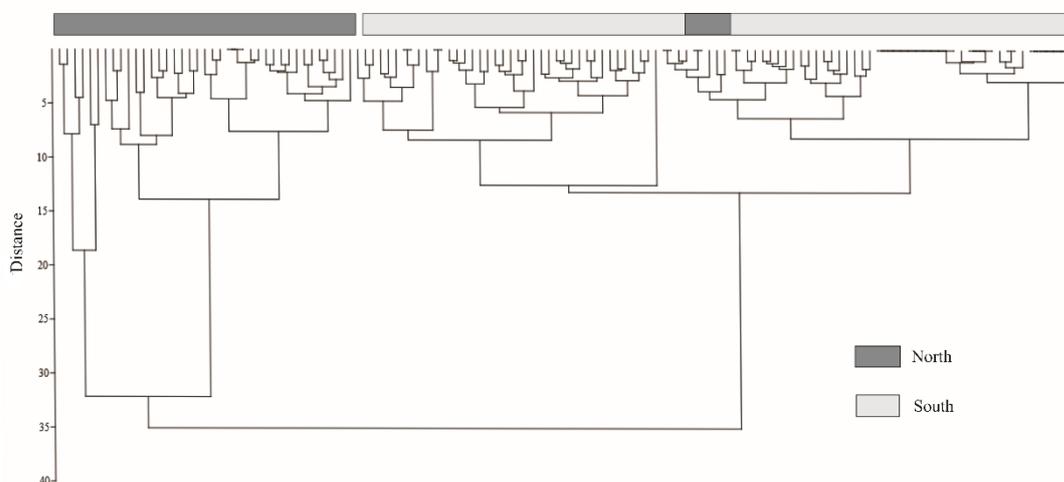


Figura 3. Agrupamento dos bancos pesqueiros das regiões norte e sul da Plataforma Continental do Amazonas, baseados em características ambientais. Coeficiente cofenético: 0.9127.

Variáveis biológicas

Composição taxonômica

Analizamos 20.303 espécimes, compreendidos em 6 filos (Annelida, Cnidária, Arthropoda, Echinodermata, Mollusca e Porifera), 67 famílias e 154 espécies. Houve predominância de espécies de baixa ocorrência, visto que a maioria destas (85) são esporádicas (juntas compõe apenas 1% da abundância total), enquanto 68 espécies contribuem para 99% do total de indivíduos capturados como fauna acompanhante da pesca do camarão-rosa na PCA. A espécie de maior abundância (23,02% do total) foi o siri *Achelous rufiremus* (Holthuis, 1959), seguido dos camarões *Rimapenaeus similis* (Smith, 1885) com 18,66% do total, e *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) que compôs 10,9% da fauna acompanhante (Tabela 1). O sub-filo Crustacea foi o predominante tanto em número de indivíduos (17.545) quanto em espécies (67), seguido de Molusca (1.524 indivíduos e 53 espécies) (Figura 4).

Tabela 1. Espécies de invertebrados capturados incidentalmente na pesca industrial camaroneira na Plataforma Continental do Amazonas. N: número de indivíduos; FR: frequência de ocorrência, em %; e AR: abundância relativa, onde Mn= muito numerosa, N = numerosa e Pn = pouco numerosa. o Annelida ♦ Cnidaria • Crustacea * Asteroidea ∇ Mollusca □ Porifera

Táxon	N	FR	AR	Táxon	N	FR	AR
○ Sabellaridae	4	0.020	Pn	• <i>Damithrax tortugae</i>	4	0.020	Pn
○ Polychaeta sp. 1	1	0.005	Pn	• <i>Dardanus fucosus</i>	36	0.177	Pn
○ Echiura sp. 1	8	0.039	Pn	• <i>Dardanus venosus</i>	7	0.034	Pn
○ Echiura sp. 2	24	0.118	Pn	• <i>Dromia erythropus</i>	1	0.005	Pn
○ Aphrodita sp.	50	0.246	Pn	• <i>Ericerodes gracilipes</i>	1	0.005	Pn
○ Nereididae sp.	2	0.010	Pn	• <i>Exhippolysmata oplophoroides</i>	1	0.005	Pn
○ Polychaeta sp. 2	1	0.005	Pn	• <i>Hepatus gronovii</i>	6	0.030	Pn
◆ Actiniaria sp. 1	13	0.064	Pn	• <i>Hepatus pudibundus</i>	18	0.089	Pn
◆ Actiniaria sp. 2	5	0.025	Pn	• <i>Hepatus scaber</i>	87	0.429	Pn
◆ Actiniaria sp. 3	1	0.005	Pn	• <i>Leiolambrus nitidus</i>	31	0.153	Pn
◆ Renillidae sp. 1	791	3.896	N	• <i>Leptochela (Leptochela) serratorbita</i>	3	0.015	Pn
◆ Renillidae sp. 2	43	0.212	Pn	• <i>Libinia ferreirae</i>	1	0.005	Pn
◆ Renillidae sp. 3	16	0.079	Pn	• <i>Lysiosquilla scabricauda</i>	5	0.025	Pn
◆ Renillidae sp. 4	17	0.084	Pn	• <i>Menippe nodifrons</i>	1	0.005	Pn
◆ <i>Chirosalmus quadrumanus</i>	48	0.236	Pn	• <i>Moreiradromia antillensis</i>	1	0.005	Pn
• <i>Acanthilia intermedia</i>	2	0.010	Pn	• <i>Nematopalaemon schmitti</i>	5	0.025	Pn
• <i>Achelous gibbesii</i>	4	0.020	Pn	• <i>Paulita tuberculata</i>	1	0.005	Pn
• <i>Achelous rufiremus</i>	4675	23.026	Mn	• <i>Panopeus occidentalis</i>	1	0.005	Pn
• <i>Achelous spinicarpus</i>	348	1.714	N	• <i>Litopenaeus schmitt</i>	5	0.025	Pn
• Aethridae sp.	6	0.030	Pn	• <i>Penaeus</i> spp. 1	186	0.916	Pn
• <i>Agolambrus agonus</i>	3	0.015	Pn	• <i>Penaeus</i> spp. 2	1	0.005	Pn
• <i>Alpheus macrocheles</i>	1	0.005	Pn	• <i>Penaeus</i> spp. 3	3	0.015	Pn
• <i>Alpheus</i> sp.	2	0.010	Pn	• <i>Farfantepenaeus subtilis</i>	1683	8.289	Mn
• <i>Amboplax peresi</i>	2	0.010	Pn	• <i>Persephona lichtensteinii</i>	171	0.842	Pn
• <i>Anasimus latus</i>	671	3.305	N	• <i>Persephona mediterranea</i>	15	0.074	Pn
• <i>Acanthaxius</i> sp.	1	0.005	Pn	• <i>Persephona punctata</i>	454	2.236	N
• <i>Calappa ocellata</i>	75	0.369	Pn	• <i>Petrochirus diogenes</i>	2	0.010	Pn
• <i>Calappa sulcata</i>	261	1.286	N	• <i>Pilumnus diomedae</i>	3	0.015	Pn
• <i>Callinectes bocourti</i>	2	0.010	Pn	• <i>Platylambrus serratus</i>	6	0.030	Pn
• <i>Callinectes ornatus</i>	1183	5.827	Mn	• <i>Plesionika ensis</i>	1	0.005	Pn
• Camarão 3	1	0.005	Pn	• <i>Porcellana sayana</i>	23	0.113	Pn
• Caridae sp. 1	1	0.005	Pn	• <i>Rimapenaeus similis</i>	3789	18.662	Mn
• Caridae sp. 2	1	0.005	Pn	• <i>Sicyonia burkenroadi</i>	12	0.059	Pn
• Caridae sp. 3	2	0.010	Pn	• <i>Sicyonia dorsalis</i>	270	1.330	N
• <i>Charybdis (Charybdis) hellerii</i>	1	0.005	Pn	• <i>Sicyonia stimpsoni</i>	108	0.532	Pn
• <i>Clibanarius foresti</i>	105	0.517	Pn	• <i>Sicyonia typica</i>	1	0.005	Pn
• <i>Collodes inermis</i>	32	0.158	Pn	• <i>Solenocera atlantidis</i>	7	0.034	Pn
• <i>Cronius ruber</i>	1	0.005	Pn	• <i>Solenocera geijskesi</i>	265	1.305	N
• <i>Stenocionops furcatus</i>	1	0.005	Pn	∇ <i>Americoliva circinata</i>	9	0.044	Pn
• <i>Stenorhynchus seticornis</i>	4	0.020	Pn	∇ <i>Anachis catenata</i>	1	0.005	Pn

• <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	2213	10.90	Mn	∇	<i>Aurantilaria aurantiaca</i>	1	0.005	Pn
• Isopoda sp. 1	9	0.044	Pn	∇	<i>Chicoreus brevifrons</i>	12	0.059	Pn
• Cirripedia	26	0.128	Pn	∇	<i>Conus</i> sp.	4	0.020	Pn
• <i>Parasquilla meridionalis</i>	1	0.005	Pn	∇	<i>Fusinus helenae</i>	3	0.015	Pn
• <i>Squilla lijdingi</i>	696	3.428	N	∇	<i>Olivella</i> sp.	3	0.015	Pn
* Asteroidea sp 1	1	0.005	Pn	∇	<i>Phrontis alba</i>	17	0.084	Pn
* Asteroidea sp 2	41	0.202	Pn	∇	<i>Phrontis vibex</i>	1	0.005	Pn
* Asteroidea sp 3	9	0.044	Pn	∇	<i>Prunum storeria</i>	1	0.005	Pn
* Asteroidea sp 4	3	0.015	Pn	∇	<i>Stramonita brasiliensis</i>	3	0.015	Pn
* Asteroidea sp 5	4	0.020	Pn	∇	<i>Terebra taurina</i>	2	0.010	Pn
* Asteroidea sp 6	26	0.128	Pn	∇	<i>Turbinella laevigata</i>	25	0.123	Pn
* Asteroidea sp 7	1	0.005	Pn	∇	<i>Voluta ebraea</i>	1	0.005	Pn
* Asteroidea sp 8	12	0.059	Pn	∇	<i>Adrana electa</i>	96	0.473	Pn
* Ophiuroidea 1	97	0.478	Pn	∇	<i>Adrana</i> sp.	67	0.330	Pn
* Ophiuroidea 2	1	0.005	Pn	∇	<i>Saccella larranagai</i>	22	0.108	Pn
* Gorgonocephalidae sp.	2	0.010	Pn	∇	<i>Octopus insularis</i>	1	0.005	Pn
* Echinoidea sp. 1	1	0.005	Pn	∇	<i>Atrina seminuda</i>	7	0.034	Pn
* Holothuroidea sp.1	3	0.015	Pn	∇	<i>Ostrea</i> sp.	415	2.044	N
∇ <i>Ostrea</i> sp.	1	0.005	Pn	∇	<i>Pinctada imbricata</i>	1	0.005	Pn
∇ <i>Haliris</i> sp.	1	0.005	Pn	∇	<i>Plicatula gibbosa</i>	4	0.020	Pn
∇ <i>Abra lioica</i>	150	0.739	Pn	∇	<i>Pteria colymbus</i>	16	0.079	Pn
∇ <i>Americardia media</i>	2	0.010	Pn	∇	<i>Euvola chazaliei</i>	67	0.330	Pn
∇ <i>Arcinella brasiliiana</i>	1	0.005	Pn	∇	<i>Euvola marensis</i>	30	0.148	Pn
∇ <i>Eurytellina trinitatis</i>	8	0.039	Pn	∇	<i>Calliostoma</i> sp.	1	0.005	Pn
∇ <i>Strigilla carnaria</i>	2	0.010	Pn	∇	<i>Crassinella</i> sp.	55	0.271	Pn
∇ <i>Dentalium</i> sp.	1	0.005	Pn	∇	<i>Lirophora paphia</i>	1	0.005	Pn
∇ <i>Calyptraea centralis</i>	67	0.330	Pn	∇	<i>Pitar albidus</i>	42	0.207	Pn
∇ <i>Crepidula intratesta</i>	19	0.094	Pn	∇	<i>Caryocorbula swiftiana</i>	5	0.025	Pn
∇ <i>Distorsio clathrata</i>	5	0.025	Pn	∇	<i>Polystira</i> sp.	18	0.089	Pn
∇ <i>Marsupina bufo</i>	77	0.379	Pn	□	Porifera sp. 1	3	0.015	Pn
∇ <i>Monoplex parthenopeus</i>	1	0.005	Pn	□	Porifera sp. 2	1	0.005	Pn
∇ <i>Natica marochiensis</i>	4	0.020	Pn	□	<i>Ircinia</i> sp.	1	0.005	Pn
∇ <i>Sinum perspectivum</i>	2	0.010	Pn	□	<i>Clathria (Clathria) nicoleae</i>	3	0.015	Pn
∇ <i>Stigmaulax cayennensis</i>	1	0.005	Pn	□	<i>Aplysina pseudolacunosa</i>	1	0.005	Pn
∇ <i>Tivela fulminata</i>	1	0.005	Pn	Total		20303	100	
∇ <i>Tonna galea</i>	112	0.552	Pn					
∇ <i>Divalinga quadrisulcata</i>	1	0.005	Pn					
∇ <i>Doryteuthis (Amerigo) pealeii</i>		26						
∇ <i>Modiolus americanus</i>		14						

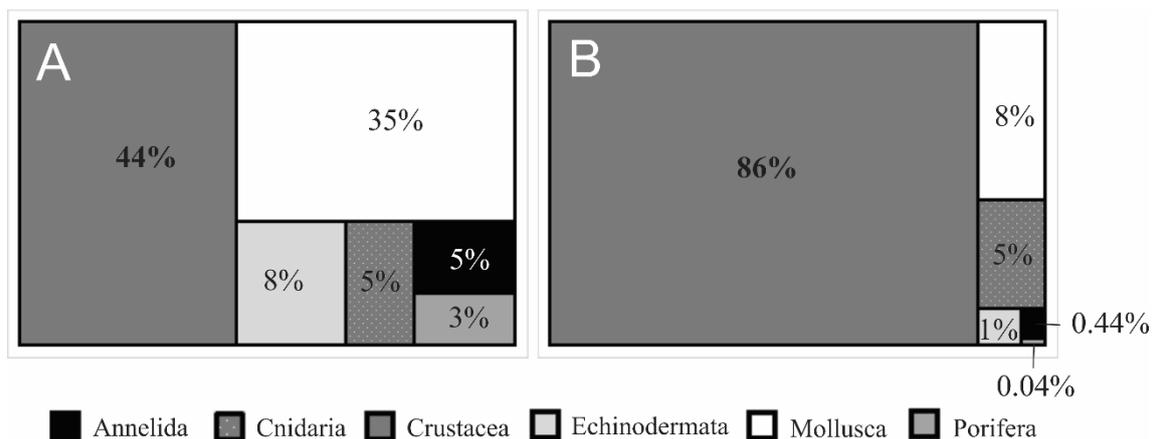


Figura 4. Frequência relativa (%) por grupo taxonômico de invertebrados capturados incidentalmente na Plataforma Continental do Amazonas. A: número de espécies; B: número de indivíduos

Interação das variáveis biológicas x ambientais

Tendo em vista que o modelo com componente aleatório binomial negativo se mostrou substancialmente melhor de acordo com a análise de resíduos, toda a inferência estatística do GLM foi baseada nele. As estimativas dos parâmetros do modelo final selecionado podem ser visualizadas na Tabela 2.

Os fatores fase da lua e região foram os descritores qualitativos mais importantes para o ajuste do modelo, bem como as covariáveis profundidade e temperatura. O aumento tanto na temperatura como na profundidade implica diminuição no número esperado de espécies. Similarmente, as regiões NB, SC e SD apresentaram diminuição na riqueza esperada, assim como há aumento da riqueza na seguinte ordem: minguante crescente e nova.

Existe diferença significativa no número esperado de espécies entre as fases da lua nova e cheia e entre as fases nova e minguante (Tabela 3). Além disso, devido aos sinais positivos das estimativas dos contrastes, pode-se concluir que o número esperado de espécies é maior na fase da lua nova.

Houve diferenças significativas das regiões entre diversas comparações (Tabela 4), formando dois grupos. O primeiro grupo foi constituído pelas regiões NA e NB e o segundo grupo foi constituído pelas regiões SC e SD. Pode-se, portanto, afirmar que se espera maior riqueza de espécies no primeiro grupo em comparação com o segundo.

Tabela 2: Estimativas e respectivos erros-padrões dos parâmetros do modelo final (componente aleatório binomial negativo com função de ligação logarítmica) selecionado para a riqueza de espécies. β_{12} : efeito da fase minguante da lua; β_{13} : efeito da fase crescente da lua; β_{14} : efeito da fase nova da lua; β_{22} : efeito da região NB; β_{23} : efeito da região SC; β_{24} : efeito da região SD; β_6 : efeito da profundidade; β_7 : efeito da temperatura; κ : parâmetro de superdispersão da distribuição binomial negativa. $|Z|$: valor absoluto da estatística de Wald

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	$ Z $	Valor de p
Intercepto	11.536906	1.457536	7.915	< 0.0001
β_{12}	0.087722	0.121077	0.725	0.469
β_{13}	0.103086	0.144687	0.712	0.476
β_{14}	0.468594	0.118704	3.948	< 0.0001
β_{22}	-0.176373	0.146583	1.203	0.229
β_{23}	-0.779851	0.187163	4.167	< 0.0001
β_{24}	-1.064609	0.145338	7.325	< 0.0001
β_6	-0.010157	0.003849	2.639	0.008
β_7	-0.291659	0.050843	5.736	< 0.0001
κ	5.0383	-	-	-

Tabela 3: Contrastes (comparações múltiplas) entre as fases da lua, baseados no modelo final ajustado aos dados de riqueza de espécies.

Contraste	Estimativa	Erro padrão	Z	Valor de p
minguante – cheia	0.08772	0.12108	0.725	0.8861
crescente – cheia	0.10309	0.14469	0.712	0.8910
nova – cheia	0.46859	0.11870	3.948	<0.001
crescente – minguante	0.01536	0.15646	0.098	0.9997
nova – minguante	0.38087	0.13004	2.929	0.0176
crescente – nova	0.36551	0.14754	2.477	0.0624

Tabela 4: Contrastes (comparações múltiplas) entre as regiões, baseados no modelo final ajustado aos dados de riqueza de espécies.

Contraste	Estimativa	Erro padrão	Z	Valor de p
NB – NA	-0.1764	0.1466	1.203	0.61672
SC - NA	-0.7799	0.1872	4.167	<0.001
SD – NA	-1.0646	0.1453	7.325	<0.001
SC – NB	-0.6035	0.1906	3.166	0.00819
SD – NB	-0.8882	0.1551	5.725	<0.001
SC – SD	-0.2848	0.1451	1.963	0.19640

Na RDA somente as variáveis temperatura e área de pesca apresentaram forte correlação ($>0,7$) com a abundância, ambas no sentido negativo (Figura 1). A Tabela 5 apresenta a síntese dos coeficientes de correlação obtidos pela RDA. A RDA explicou aproximadamente 25% da variabilidade dos dados (R^2 ajustado: 24,71), sendo o eixo1 responsável por 55,19%, enquanto o eixo 2 explicou 30,71% das diferenças. O sentido

negativo do eixo 1 apresentou os fatores temperatura e salinidade, contudo, houve apenas uma moderada associação de *C. ornatus* com a temperatura. Já no sentido oposto, os caranguejos *P. punctata* e *A. latus* foram correlacionadas positivamente com a profundidade. O sentido positivo do eixo 2 não apresentou nenhuma espécie associada, mas na direção negativa o cnidário *Renilla* sp.1 e o camarão *X. kroyeri* mostraram correlação com o tipo de substrato. O siri *C. ornatus* também foi moderadamente associado com a área de pesca. O invertebrado mais abundante da assembleia, *A. rufiremus*, não esteve correlacionado com nenhuma das variáveis ambientais. A RDA foi significativa a um nível de confiança de 95% (Tabela 6).

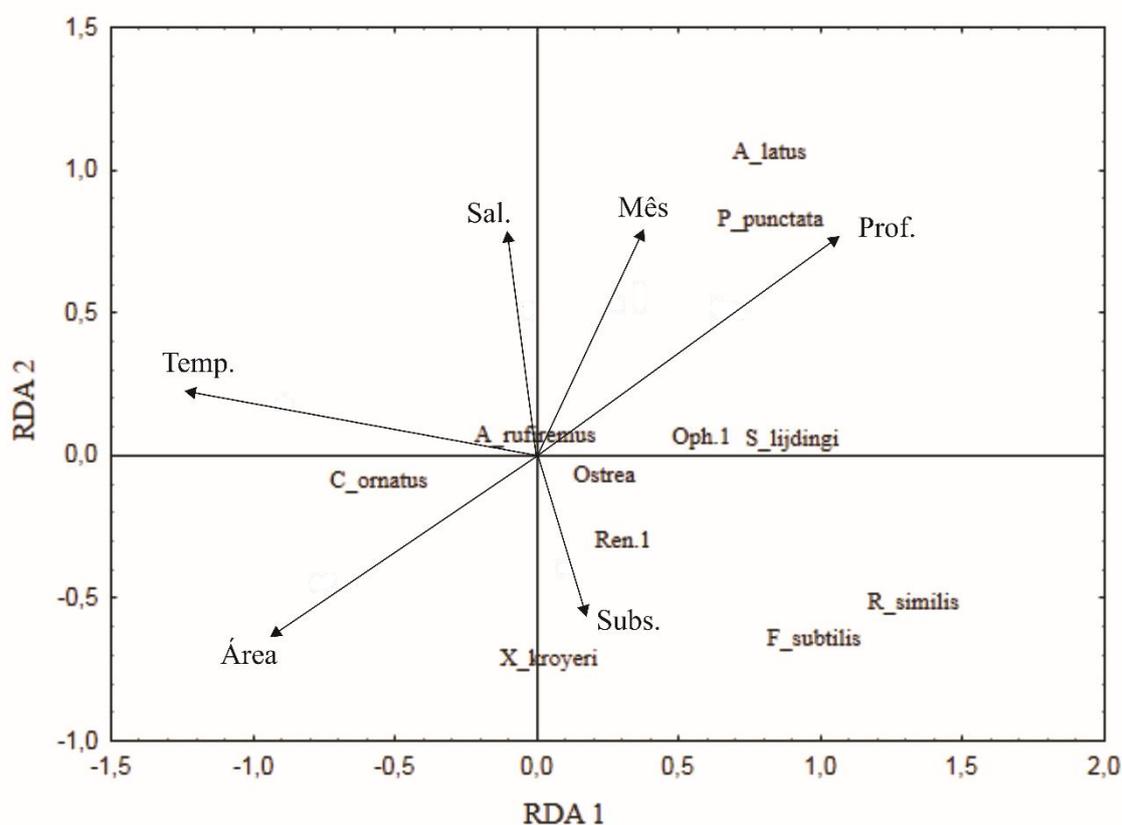


Figura 5. Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância Canônica (RDA) dos invertebrados da pesca camaroeira na Plataforma Continental Amazônica (julho de 2015 – maio de 2017).

Tabela 5. Resultados da análise de correlação canônica entre a média das variáveis ambientais com as densidades dos invertebrados na Plataforma Continental do Amazonas. Valores em negrito foram considerados significativos com nível de confiança de 95%

	Eixo 1	Eixo 2
Mês	0.27	0.52
Área	-0.76	-0.44
Prof	0.67	0.51
Temp	-0.89	0.18
Sal	-0.03	0.52
Substrato	0.12	-0.39

Tabela 6. Resultado do Teste ANOVA-Permutacional para o modelo da RDA entre as variáveis ambientais e a assembleia dos invertebrados na Plataforma Continental do Amazonas (julho de 2015 a maio de 2017).

	gl	variação	F	p
Modelo	6	4.22	5.54	0.001
Resíduo	77	9.77		

Número de permutações: 999

Discussão

A assembleia de invertebrados impactada pela pesca camaroeira apresenta riqueza elevada, com predominância de espécies de baixa ocorrência e uma grande proporção de capturas esporádicas, traduzindo-se em padrões de composição taxonômica complexos. Esta riqueza também é sensível ao aumento da temperatura, o que merece atenção no atual cenário de mudanças climáticas e ressalta a necessidade de analisar de forma

interativa os descritores biológicos e físico-químicos. Pescarias com grande diversidade de fauna acompanhante são um desafio para o manejo, pois torna-se necessário eleger prioridades para tornar prático o monitoramento com base na susceptibilidade das espécies (Stobutz et al., 2001).

É conhecido que redes de arrasto de fundo acarretam perda de diversidade biológica e funcional, em especial para espécies especialistas e sensíveis (Hall et al., 2000; Jimenes et al., 2016). A pesca na Costa Norte acontece de forma ininterrupta desde a década de 60, o que configura em cenário de impacto constante. Todavia, a fauna da região apresenta enorme riqueza, mesmo quando comparada a outras regiões tropicais (Tonks et al., 2008; Stobutzki et al., 2001). Isto pode ser resultado da alta complexidade ecossistêmica proveniente da associação de múltiplos fatores peculiares do sistema amazônico, região costeira que contribui com a maior bacia de drenagem do Oceano Atlântico, os quais criam condições físico-químico-biológicas ao longo da plataforma, como: (i) a grande carga de sedimentos do Rio Amazonas, que deposita-se de forma distinta em sua extensão, onde as áreas interna e média têm taxas significativamente mais rápidas e elevadas de sedimentação (Nittrouer et al., 1986); (ii) intensidade e frequência diferenciadas da pluma do Rio Amazonas ao longo da plataforma, sendo constante na região norte e sazonal na região sul (Moura et al., 2016), o que propicia diferenças de salinidade, temperatura e penetração luminosa (Molleri et al., 2010); (iii) ampla variação espaço-temporal na força dos ventos e da Corrente Norte do Brasil, sendo que a latitude de 4° apresenta os maiores valores no segundo semestre (Geyer et al., 1996) e influencia sobremaneira a fixação do bentos e (iv) mosaico de sedimentos diferenciados entre sul e norte, onde o primeiro é composto por lama mosqueada e areia interestratificada e o segundo, além dos sedimentos contidos no sul, contém também lama mais consolidada e íntegra (Nittrouer et al., 1986).

Ambientes complexos disponibilizam grande variedade de habitat para abrigar maior diversidade de modos de vida. A maior concentração de esponjas na porção sul e as construções de corais específicas das regiões da plataforma, por exemplo, denotam a alta complexidade ambiental (Moura et al., 2016). Conseqüentemente, as assembleias amazônicas têm grande resiliência em virtude dos diferentes controles de diversidade, sendo a porção sul regulada principalmente por relações biológicas como competição e predação e a região norte com maior influência de fatores físico-químicos (turbidez e penetração de luz) (Moura et al., 2016).

A dominância de poucas espécies é comumente relatada em estudos de fauna acompanhante em regiões tropicais (Stobutzki et al., 2001). Dois fatores principais podem explicar o modelo: (i) a diferença na capturabilidade devido ao tamanho e morfologia, pois a rede não amostra toda as espécies com a mesma eficiência; e (ii) níveis distintos de vulnerabilidade, que dependem da capacidade de suporte e resiliência de cada espécie à perturbação pesqueira (Philippart, 1998).

A taxa de sobrevivência dos animais depende da resposta a vários aspectos estressantes da captura, como exposição ao ar, plasticidade a mudanças de temperatura, luz e recuperação de danos físicos decorrentes do contato com a armadilha (Broadhurst e Uhlmann, 2007). Características como história de vida, tamanho, reprodução e crescimento também influenciam a fragilidade à pesca (Tillin et al., 2006). Os crustáceos foram dominantes tanto em número de indivíduos quanto em número de espécies, provavelmente or serem bastante tolerantes ao manuseio, descarte e transporte da atividade pesqueira. Muitas espécies apresentam exoesqueleto rígido, autotomia dos membros e habilidade de respiração aérea, o que aumenta a taxa de sobrevivência em comparação aos demais invertebrados (Hill e Wassenberg, 1990).

Ainda entre crustáceos as taxas de sobrevivência podem variar entre espécies do mesmo gênero (Hill e Wassenberg, 1990, Jimenes et al., 2016, Moreira et al., 2011), sobretudo porque as que apresentam exoesqueleto espinhoso são mais aptas aos danos (Bergmann et al. 2001). A maior resiliência de Crustacea em comparação aos demais grupos não implica supor que a pesca não compromete o sucesso reprodutivo do grupo, pois além da lesão física, há comprometimento dos rituais de corte e cuidado parental em algumas espécies (Smith, 1992). Nosso estudo registrou o maior número de espécies de crustáceos (68) já relatados para a região, divergindo, portanto, das 44 espécies encontradas por Paiva *et al.* 2014 e 23 espécies identificadas na área da “Lixeira” (Cutrim et al. 2001).

Achelous rufiremus foi a espécie de maior e expressiva frequência de ocorrência, indicando ser bem adaptado ao ambiente estudado, provavelmente por não estar correlacionado (portanto, limitado) a nenhum dos fatores abióticos analisados, o que sugere uma ampla tolerância ambiental às variações espaço-temporais. Apesar do aparente sucesso reprodutivo e de não estar atribuída atualmente a nenhuma ameaça antrópica nos planos nacionais de conservação (Pinheiro, 2016), a espécie apresenta distribuição geográfica restrita no Atlântico Ocidental - Guiana, Amapá, Pará e Maranhão (Melo, 1996) – e não há conhecimento científico sobre sua biologia, fatores que somados à grande capturabilidade podem trazer risco à população.

Apenas cinco espécies de camarões e siris (*A. rufiremus*, *R. similis*, *X. kroyeri*, *F. subtilis* e *C. ornatus*) compuseram mais da metade (66,70%) de toda a fauna acompanhante. Geralmente, portunídeos são predadores (Mantelato e Cristofoleti 2001, Reigada e Negreiros-Fransozo 2001, Silva et al., 2017), enquanto camarões são detritívoros e onívoros (Willems et al., 2016), ambos sendo altamente generalistas (Eddy et al., 2017). A primazia destas espécies denota o paradigma da dominância de

generalistas em ambientes perturbados (Ramsay et al., 1998). Essa guilda é favorecida porque ajustam seu comportamento em função das rápidas mudanças físicas e biológicas causadas pela atividade antrópica (Tillin et al., 2006). Além disso, o aumento de alimento causado pela destruição física ou morte de animais nas áreas de pesca beneficia os predadores, principalmente alguns crustáceos, que são sensíveis aos estímulos químicos liberados pela destruição de tecidos danificados (Zimmer-Faust, 1993). A dominância de espécies generalistas na região de estudo pode amortecer o déficit funcional causados pela pesca, por proporcionarem redundância ambiental, conferindo maior resiliência e robustez ao ecossistema bentônico (Darr et al., 2014).

As variáveis região, temperatura e profundidade apresentaram forte influência tanto nos padrões de riqueza quanto nas variações de abundância de algumas espécies. O aumento da riqueza em direção ao Caribe é um padrão conhecido para crustáceos (Boschi, 2000), que compõe a expressiva maioria dos espécimes. A forte influência da temperatura demonstra que, apesar das pequenas variações e termoclina constante em regiões tropicais, os invertebrados bentônicos da PCA corroboram com o padrão amplamente relatado de íntima associação com este fator (Negreiros-Fransozo e Fransozo, 1999, Brown, 2004) Gillooly et al., 2001). A abundância do siri *C. ornatus* foi a mais correlacionada a temperatura, corroborando vários estudos em regiões sub-tropicais do Brasil (Andrade et al., 2013, Andrade et al., 2014, Watanabe et al., 2014). A abundância da espécie alvo, *F. subtilis*, também é inversamente proporcional a temperatura (Martins et al., 2011). A categórica associação torna o monitoramento das mudanças de temperatura um meio prático para predizer possíveis cenários de mudanças biológicas no sistema estudado.

A profundidade como fator puramente espacial não consegue explicar padrões de riqueza biológica, mas fatores de intervenção direta a ela associados, que variam em

conjunto e de acordo com seus níveis, como temperatura, sedimento, salinidade e turbidez, controlam a distribuição e abundância dos organismos aquáticos (McArthur et al., 2010). Devido às taxas de sedimentação muito diferenciadas ao longo e ao largo da foz do Rio Amazonas, a plataforma é composta por sedimento mais grosso, heterogêneos e lama mais fluida e estratificada nas regiões mais rasas (menor que 60 metros) (Nittrouer et al., 1986), sendo portando áreas de grande aporte energético (Rufino et al., 2016). Estas são condições ótimas para o modo de vida escavador de muitos invertebrados bentônicos, que apresentam morfologia e história de vida adaptados para modificar, criar micro-habitat e alimentar-se neste tipo de ambiente (Pereira et al., 2014), o que pode explicar a diminuição da riqueza com o aumento da profundidade. Contudo, como as coletas não obedeceram a um desenho amostral ecológico, não é possível corroborar esta teoria cientificamente, pois houve quantidade consideravelmente maior de arrastos em profundidades menores que 60 metros.

A maior riqueza na lua nova pode ser devido à maior capturabilidade nesta fase, pois poliquetas e crustáceos, por exemplo, aproveitam a escuridão da lua para forragear na superfície do leito bentônico (geralmente passam boa parte do tempo enterrados para evitar a predação) e assim são mais facilmente retidos pelas redes de pesca (Libini e Khan, 2012). O ciclo lunar também funciona como uma referência segura para a sincronização do comportamento reprodutivo das espécies, proporcionando vantagens, como a redução da predação por espécie, devido ao maior número de presas disponíveis, visto que há um limite quanto a quantidade de animais que um predador pode capturar por unidade de tempo (Skov et al., 2005). Adicionalmente, as maiores marés ocorrem na lua nova, otimizando o potencial de dispersão larval (Morgan, 1996) e de migração das espécies, inclusive para *F. subtilis* (Aragão et al. 2015).

Os invertebrados da PCA apresentam grande abundância e pluralidade taxonômica e funcional, sendo estruturadores fundamentais deste ambiente e, portanto, indispensáveis na construção das abordagens de manejo baseadas na relação entre biodiversidade e função ecossistêmica. A variabilidade espaço-temporal desta fauna deve ser considerada no monitoramento, visto que o acompanhamento de uma única área ou táxon não contempla a complexidade biológica do ambiente estudado. As espécies de maior abundância são generalistas e devido à facilidade de monitoramento podem ser usadas como indicadores biológicos, contudo, é necessário acompanhamento e mais investigações quanto ao papel funcional das espécies sensíveis e especialistas encontradas, pois podem ser mais propensas a processos de extinção e perda funcional.

Literatura citada

Andrade, L.S., G. Bertini, V.Fransozo, G.M Teixeira, S. P. Barros-Alves, and A. Fransozo.

2014. Differential occupation of habitat as a reproductive strategy of the blue crab *Callinectes ornatus* Ordway, 1968 (Crustacea: Decapoda). Mar. Biodivers. 44:27-36. <https://doi.org/10.1007/s12526-013-0179-y>.

Aragão, J.A.N., K.C.A. Silva, and I.H.A. Cintra.

2015. Situação da pesca de camarões na plataforma continental amazônica. Acta. Fish. Aquat. Res. 3(2):61-76.

Bergmann, M., D. J. Beare, and P. G. Moore.

2001. Damage sustained by epibenthic invertebrates discarded in the Nephrops fishery of the Clyde Sea area, Scotland. Journ. Sea. Res. 45:105-118.

Boschi, E.E.

2000. Ministerio de Economía y Obras y Servicios Públicos Secretaría de Agricultura , Ganadería, Pesca y Alimentación Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Rev. Investig. y Desarro. 7-136.

- Brown, J.H., J. F. Gillooly, A. P. Allen, V M. Savage, and G. B. West.
2004. Toward Metabolism as Ecological Theory. *Ecology*. 85:1771–1789.
- Buhl-Mortensen, L., K. E. Ellingsen, P. Buhl-Mortensen, K. L. Skaar, and G. Gonzalez-Mirelis.
2016. Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: chronic effects on density, diversity, and composition. *ICES J Mar Sci*. 73: i98-i114.
- Broadhurst, M. K., and S. S. Uhlmann.
2007. Short-term stress and mortality of juvenile school prawns, *Metapenaeus macleayi*, discarded from seines and trawls. *Fish. Manag. Ecol*. 14:353-363.
- Cutrim, R.S.F., K.C. Silva, and I.R.A. Cintra.
2001. Composição dos recursos pesqueiros capturados na área da “Lixeira”, Pará, Brasil. *Bol. Tec. Cient.Cepnor*. 1:59-76.
- Darr, A., M. Gogina, and M.L. Zettler.
2014. Functional changes in benthic communities along a salinity gradient- a western Baltic case study. *J. Sea Res*. 85:315-324. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.06.003>.
- Eddy, T.D., H.K. Lotze, E.A. Fulton, M. Coll, C.H. Ainsworth, J.N. Araújo, C.M. Bulman, A. Bundy, V. Christensen, J.C. Field, N.A. Gribble, M. Hasan, S. Mackinson, and H. Townsend.
2017. Ecosystem effects of invertebrate fisheries. *Fish. Fish*. 18:40-53. <https://doi.org/10.1111/faf.12165>.
- Eddy, T.D., T.J. Pitcher, A.B., MacDiarmid et al.
2014. Lobsters as keystone: only in unfished ecosystems? *Ecolol. Model*. 275:48-72.
- Flack, V.F., and R.A. Flores.
1989. Using simulated envelopes in the evaluation of normal probability plots of regression residuals. *Technometrics*. 31:219-225.

Frid, C.L.J., K.G. Harwood, S.J. Hall, and J.A. Hall.

2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES J. Mar. Sci.* 57:1303-1309. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0900>.

Fulton, E.A., A.D.M. Smith, and A.E. Punt.

2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.* 62:540-551. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.012>.

Geyer, R.W., R.C. Beardsley, S.J. Lentz, J. Candela, R. Limeburner, W.E. Johns, B.M. Castro, and I.D. Soares.

1996. Physical oceanography of the Amazon shelf. *Cont. Shelf. Res.*:16(516):575-616.

Gillooly, J.F., J.H. Brown, G.B. West, V.M. Savage, and E.L. Charnov.

2001. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*. 293:2248–2251. <https://doi.org/10.1126/science.1061967>.

Guerra, A., A.F.González, S.P. Earl, and G. Dawe.

2011. The giant squid *Architeuthis*: An emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. *Biol. Cons.* 144(7):989-1997.

Hall, M.A., D.L. Alverson, and K.I. Metuzals.

2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Mar Pollut Bull* 41(1-6):204–219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9).

Harley, C.D.G., A.R. Hughes, K.M. Hultgren, B.G. Miner, C.J.B. Sorte, C.S. Thornber, L.F. Rodriguez, L. Tomanek, and S.L. Williams.

2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett.* 9:228–241. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>.

Heino, J., R. Paavola, R. Virtanen, and T. Muotka.

2005. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodivers. Conserv.* 14:415-428.

Heino, J.

2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 10:112-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.013>.

Hothorn, T., F. Bretz, and P. Westfall.

2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical. J.* 50:346-363.

Hill, B.J, and T.J. Wassenberg.

1990. Fate of discards from Prawn Trawlers in Torres Strait. *Aust. J. of Mar. and Fres. Res.* 41(1):53 - 64.

Jimenez, H., D. Pascal, D. Mouillot, L. Bigot and J. Ferraris.

2016. Harvesting effects on functional structure and composition of tropical invertebrate assemblages. *ICES J. Mar. Sci.* 73(2):420–428.

Legendre, P.

2008. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *J. Plant. Ecol.* 1:3-8. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtm001>.

Linoy Libini, C., and S. Ajmal Khan.

2012. Influence of lunar phases on fish landings by gillnetters and trawlers. *Indian. J. Fish.* 59:81-87

Mantelatto, F.L.M., and Christofolletti, R.A. 2001. Natural feeding activity of the crab *Callinectes ornatus* (Portunidae) in Ubatuba Bay (São Paulo, Brazil): Influence of season, sex, size and molt stage. *Mar. Biol.* 138:585–594. <https://doi.org/10.1007/s002270000474>.

Martins, D.E.G., M.C. Zorro, P.W. Souza Filho, I. H. A. Cintra and K.C. A. Silva

2011. Spatial distribution of southern brown shrimp (*Farfantepenaeus subtilis*) on

the Amazon continental shelf: a fishery, marine geology and GIS integrated approach. *Braz J Oceanogr.* 63(4):83-92.

Masson, S., and P. Delecluse.

2001. Influence of the Amazon River Runoff on the tropical Atlantic Offset requests to: Influence of the Amazon River Runoff on the tropical Atlantic. *Phys. Chem. Earth.* 26:137-142.

McArthur, M.A., B.P. Brooke, R. Przeslawski, D.A. Ryan, V.L. Lucieer, S. Nichol, A.W. McCallum, C. Mellin, I.D. Cresswell, and L.C. Radke.

2010. On the use of abiotic surrogates to describe marine benthic biodiversity. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 88:21-32. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.003>.

McCullagh, P., J.A. Nelder.

1989. *Generalized Linear Models*, 2nd edn. Chapman and Hall, London

Milton, D.A.

2001. Assessing the susceptibility to fishing of populations of rare trawl bycatch: Sea snakes caught by australia's northern prawn fishery. *Biol. Conserv.* 101:281-290. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00232-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00232-9).

Molleri, G.S.F., E.M.L. D.M. Novo, and M. Kampel.

2010. Space-time variability of the Amazon River plume based on satellite ocean color. *Cont. Shelf. Res.* 30:342–352. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2009.11.015>.

Moreira, F.N., M. Vianna, H.P. Lavrado, D.R. Silva-Junior, and K.A. Keunecke.

2011. Survival and physical damage in swimming crabs (Brachyura, Portunidae) discarded from trawling fisheries in an estuarine ecosystem in southeastern Brazil. *Crustaceana.* 84:1295-1306. <https://doi.org/10.1163/156854011X596937>.

Morgan, S.G.

1996. Plasticity in reproductive timing by crabs in adjacent tidal regimes. *Mar. Ecol. Prog. Progres.* 39:105-118.

Moura, R.L., G.M. Amado-Filho, F.C. Moraes, P.S. Brasileiro, P.S. Salomon, M.M. Mahiques, A.C. Bastos, M.G. Almeida, J.M. Silva, B.F. Araujo, F.P. Brito, T.P. Rangel, B.C.V. Oliveira, R.G. Bahia, R.P. Paranhos, R.J.S. Dias, E. Siegle, A.G. Figueiredo, R.C. Pereira, C.V. Leal, E. Hajdu, N.E. Asp, G.B. Gregoracci, S. Neumann-Leitao, P.L. Yager, R.B. Francini-Filho, A. Froes, M. Campeao, B.S. Silva, A.P.B. Moreira, L. Oliveira, A.C. Soares, L. Araujo, N.L. Oliveira, J.B. Teixeira, R.A.B. Valle, C.C. Thompson, C.E. Rezende, and F.L. Thompson.

2016. An extensive reef system at the Amazon River mouth - Supplementary. Material. *Sci. Adv.* 2:e1501252-e1501252. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501252>.

Müller-Karger, F.E., C.R. McClain, and P. Richardson.

1998. The dispersal of Amazon's water. *Nature*. 333:56-59.

Negreiros-Fransozo, M.L., and A.L.D. Reigada.

2001. Feeding activity of *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 and *Callinectes danae* Smith, 1869 (Crustacea, Brachyura, Portunidae) in Ubatuba, SP, Brazil. *Hydrobiologia* 449:249-252.

Nittrouer, C.A., S. Kuehl, D.J. Demaster, and R.O. Kowsmann.

1986. The deltaic nature of Amazon shelf sedimentation. *Bull. Geol. Soc. Am.* 97:444-458.

Pereira, R.T., G.M. Teixeira, G. Bertini, P.A. Lima, C.E.R.D. Alencar, and V. Fransozo.

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 Sao Paulo State, Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42:307-321. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue2-fulltext-3>.

Philippart, C.J.M.

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 J. Mar. Sci.* 55:342-352. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0321>.

Pinheiro, M.A.A., H. Boos, Á.L.D. Reigada, E.S. Rodrigues, S.S. Rocha, M.J. Hereman, and M.R. Souza.

2016. Avaliação dos Caranguejos Portunídeos (Decapoda: Portunoidea: Ovalipidae, Polybiidae e Portunidae). *In Livro Vermelho dos Crustáceos do Bras. avaliação 2010-2014.* 466.

Ramsay, K., M.J. Kaiser, and R.N. Hughes.

1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 224:73-89. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00170-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00170-6).

Rufino, M.M., F. Maynou, P. Abelló, and F. Sardá.

2006. Spatial and environmental factors affecting the distribution of the main decapod crustacean prey species in the NW Mediterranean. *Hydrobiologia.* 555:129-141. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1111-7>.

Silva, T.E., F.G. Taddei, G. Bertini, L.S Andrade, G.M. Teixeira, and A. Fransozo. 2017. Population structure of the swimming crab *Achelous spinicarpus* (Crustacea, Portunoidea) in São Paulo northern coast, Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 12:164-170. <https://doi.org/10.4013/nbc.2017.123.01>.

Smith, L. D.

1992. The impact of limb autotomy on mate competition in blue crabs *Callinectes sapidus* Rathbun. *Oecologia.* 89(4):494-501.

Skov, M.W., R.G. Hartnoll, R.K. Ruwa, J.P. Shunula, M. Vannini, and S. Cannicci.

2005. Marching to a different drummer: Crabs synchronize reproduction to a 14-month lunar-tidal cycle. *Ecology.* 86:1164–1171. <https://doi.org/10.1890/04-0917>.

Stobuzki, I., M. Miller, P. Jones, and P. Salini.

2001. Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery, the implications for monitoring. *Fish. Res.* 53:283-301.

Tillin, H.M., J.G. Hiddink, S. Jennings, and M.J. Kaiser.

2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Mar Ecol Prog Ser* 318:31-45. <https://doi.org/10.3354/meps318031>.

Tonks, M.L., S.P. Griffiths, D.S. Heales, D.T. Brewer, and Q. Dell.

2008. Species composition and temporal variation of prawn trawl bycatch in the Joseph Bonaparte Gulf, northwestern Australia. *Fish. Res.* 89:276-293. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.09.007>.

Vale, N.F., G.M. Amado-Filho, J.C. Braga, P.S. Brasileiro, C.S. Karez, F.C. Moraes, R.G. Bahia, A.C. Bastos, and R.L. Moura.

2018. Structure and composition of rhodoliths from the Amazon River mouth, Brazil. *J. South Am. Earth. Sci.* 84:149–159. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.03.014>.

Venables, W.N., and B.D. Ripley.

2002. *Modern applied statistics with S*. Springer, New York

Zeller, D., and D. Pauly.

2005. Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish. Fish.* 6:156-159. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00177.x>.

Zimmer-Faust, R.K.

1993. ATP: a potent prey attractant evoking carnivory. *Limnol. Oceanogr.* 38, 1271-1275.

Watanabe, T.T., B.S. Sant'Anna, G.Y. Hattori, and F.J. Zara.

2014. Population biology and distribution of the portunid crab *Callinectes ornatus* (Decapoda: Brachyura) in an estuary-bay complex of southern Brazil. *Zool.* 31:329-336. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000400004>.

Tomas, W., A. De Backer, T. Kerkhove, N.N. Dakriet, De Troch, M., M. Vincx, Magda, and K. Hostens.

2016. Trophic ecology of Atlantic seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri*: Intertidal benthic microalgae support the subtidal food web off Suriname. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 182:146-157.

O capítulo subsequente está formatado de acordo com as normas do periódico *Marine Biology Research*

Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/action/authorSubmission?show=instructions&journalCode=smar20>

Impacto da pesca de arrasto na assembleia de invertebrados na Amazônia Azul

Resumo

Em pescarias de grande impacto ecológico, o mapeamento espaço-temporal de habitats de grande biodiversidade e esforço pesqueiro vislumbra estabelecer condições ótimas para a sustentabilidade da atividade e preservação do ambiente. A pesca industrial camaroeira remove elevada diversidade biológica como fauna acompanhante, sendo frequentemente em proporções maiores do que a própria espécie-alvo. Neste sentido, investigamos a distribuição espaço-temporal dos descritores ecológicos da captura incidental de invertebrados (composição, riqueza, diversidade) e pesqueiros (esforço, produção, CPUE) onde atua a frota camaroeira na Amazônia Azul, identificando espécies que sejam boas indicadoras para o monitoramento e áreas prioritárias para o manejo. Os embarques da frota industrial de camarão-rosa na Costa Norte do Brasil ocorreram entre julho/2015 e maio/2017, totalizando 887,54 horas de observação, onde cada barco atuou com duas redes de arrasto com portas. A área de estudo foi dividida em quatro sub-regiões de distância geográfica e esforço de pesca (horas de arrasto) similares. A diversidade, a média do esforço pesqueiro e da riqueza de espécies aumentam gradativamente na direção noroeste da área pesqueira e diferem entre as regiões norte e sul. A riqueza de invertebrados e a produção de camarão são grandezas diretamente proporcionais, com alta correlação. A associação entre os descritores ecológicos e pesqueiros revela áreas e períodos de grande esforço e elevada diversidade, porém sem grande produtividade da espécie-alvo. Os padrões de riqueza são explicados majoritariamente pelas escalas espaciais e formam grupos distintos conforme a variação latitudinal. Dez espécies são elencadas como boas representantes da fauna bentônica, pois apresentam alta fidelidade e especificidade. A magnitude dos descritores ecológicos afetada pela pesca de arrasto é expressiva, sendo este o primeiro ensaio para uma abordagem de monitoramento holística na Amazônia Azul.

Palavras-chave: *by-catch*, manejo, Plataforma Continental do Amazonas, pescaria tropical, variação espaço-temporal.

Introdução

A pesca de arrasto ocorre em aproximadamente 75 % das plataformas mundiais (Kaiser et al. 2002), obtendo cerca de 23% dos recursos marinhos pesqueiros (FAO 2009). A atividade captura expressiva fauna acompanhante, acarretando efeitos ecológicos e econômicos negativos amplamente debatidos (Crowder e Norse 2008). Neste cenário, em torno de 30 % dos invertebrados tem médio e alto risco de serem retidos incidentalmente, abrangendo praticamente todos os taxa, com ênfase àqueles de maiores tamanhos, como alguns caranguejos, corais, equinodermatas, poríferos e cnidários (Jørgensen et al. 2016).

Estas comunidades comumente apresentam modificações espaço-temporal em sua estrutura, densidade e funcionalidade quando submetidas a intensas perturbações antrópicas ou naturais (Rosenberg et al. 2004). Contudo, no contexto da pesca, não apenas os descritores ecológicos variam nestas escalas, mas o esforço pesqueiro também é distribuído de forma não aleatória, visto que o objetivo é a captura monoespecífica. Como é esperado que a quantidade e diversidade de fauna acompanhante seja proporcional ao esforço de captura, é imprescindível a análise integrada de indicadores ecológicos e pesqueiros no tempo e espaço, a fim de fornecer subsídios concretos para o manejo (Sims et al. 2008).

Dada as várias dimensões da atividade pesqueira, o mapeamento conjunto da dinâmica de áreas e períodos de maior biodiversidade, esforço, produtividade, habitats e localização da espécie-alvo vislumbra estabelecer condições ótimas de onde é possível e desejável pescar de forma sustentável (Crowder e Norse 2008). Em várias pescarias de arrasto, a aplicabilidade deste modelo como ferramentas de gestão e zoneamento de parque marinhos tem suavizado o impacto à biota e criado um padrão de pesca essencialmente estável a longo prazo (Grech e Coles 2011). Contudo, todo manejo é delimitado em determinado espaço, o qual está inserido em uma complexa teia ecossistêmica e possui processos que transcendem suas barreiras, tornando crucial considerar que qualquer medida afetará áreas vizinhas que podem ou não sustentar tais transferências (Crowder e Norse 2008).

As respostas das espécies em relação à intensidade dos distúrbios são diversificadas e podem ser fortemente dependentes da variabilidade natural (Ortega et al. 2018). Alguns invertebrados desempenham papel chave na cadeia alimentar, de modo que a redução numérica ou funcional pode causar um efeito dominó, conhecido como

cascata trófica (Eddy et al. 2017), afetando a dinâmica e a produtividade dos ecossistemas marinhos (Marzloff et al. 2016). Isto, somado aos altos custos do monitoramento, torna estratégica a seleção de espécies que funcionem como boas indicadoras de condição ambiental. Para identificar o potencial indicador dos táxons são usadas várias combinações de atributos, sendo priorizados os que tem grande abundância, importância ecológica, tolerância e distribuição espaço-temporal mais restritas e bem conhecidas (Rosenberg et al. 2004). Adicionalmente, as comunidades mais estáveis também são melhores indicadoras de qualidade ambiental do que as em estágio de sucessão pioneiro ou aquelas em declínio (Freestone et al. 2011).

A Plataforma Continental Norte do Brasil, conhecida como Amazônia Azul, é altamente produtiva, contudo a sobrepesca, a poluição e o aumento da temperatura oceânica são ameaças concretas a sua soberania (Isaac e Ferrari 2017). O histórico de medidas de manejo implementadas na região não surtiu efeitos positivos ao estoque, que está em colapso. A ausência de monitoramento da fauna acompanhante impede a compreensão das consequências do problema e negligencia a premissa que o estoque-alvo estabelece relações de interdependência com todos os componentes bióticos (Crowder e Murawski, 1998). Uma sistemática incorporação de informações sobre a distribuição espaço-temporal da fauna acompanhante, bem como das atividades pesqueiras, provém oportunidades adicionais para que as agências regulatórias realizarem um plano de acompanhamento dos rejeitos afim de incluí-los em modelos do manejo ecossistêmico (Moreno-Báez et al. 2012). Neste âmbito, investigamos a distribuição espaço-temporal dos descritores ecológicos da fauna acompanhante de invertebrados (composição, riqueza, diversidade) e pesqueiros (esforço, produção, CPUE) onde atua a frota camaroeira na Amazônia Azul, identificando espécies que sejam boas indicadoras para o monitoramento e áreas prioritárias para o manejo.

Material e métodos

Área de estudo

A região de estudo são os locais de pesca onde atua a frota industrial camaroeira na Plataforma Continental do Amazonas (PCA), delimitada entre a foz do Rio Amazonas e o Cabo Orange, na fronteira entre Brasil e Guiana Francesa (Figura 1). A largura da plataforma varia espacialmente e atinge até ~330 metros próximo à foz do Rio Amazonas, com quebra para o talude entre aproximadamente 90 e 100 metros de profundidade

(Nittrouer e DeMaster 1986). A região possui elevados índices pluviométricos (até 3.300 mm) e altas temperaturas ($> 20^{\circ}\text{C}$), com ínfima variação ao longo do ano (Sombroek 2001)

O Rio Amazonas construiu uma característica subaquática de delta, que se estende por centenas de quilômetros ao largo e ao longo da costa de sua foz (Nittrouer et al. 1986). A PCA recebe a descarga do Rio Amazonas, que é considerada a maior do mundo, e por isso gera uma camada superficial de baixa salinidade, a qual se expande consideravelmente em direção noroeste do Oceano Atlântico e é controlada majoritariamente pela circulação oceânica, chegando até o Caribe (Masson e Delecluse 2001). A descarga do Rio influencia fortemente o ciclo hidrológico e a estabilidade termodinâmica das águas oceânicas (Chérubin e Richardson 2007). Com base na vazão do rio são estabelecidas as duas estações climáticas da região, sendo a chuvosa nos meses de cheia do rio (dezembro a maio) e a seca entre junho e novembro, marcada pela vazante (Rao e Hada 1990).

A área amostrada é compreendida entre as longitudes -47.85° e -51.17° W e os paralelos 0.8° e 4.7° N. Todavia, a pescaria varia espaço-temporalmente, pois nos primeiros meses do ano ocorre em menores latitudes e, conforme a progressão dos meses e chegada do período menos chuvoso, avança em direção noroeste, alcançando as maiores latitudes. Considerando a ampla escala de atuação da frota e para facilitar a comparação com os demais estudos, a área de pesca foi dividida em quatro sub-regiões, duas situadas na área norte (NA: lat. entre 4.7° e 3.7° N; e NB: lat. entre 3.7° e 2.8° N), que sofrem influência constante e mais intensa da pluma, e duas ao sul (SC: lat. entre 2.8° e 3.7° N; SD: 1.7° e 0.8° N), sobre atuação sazonal da pluma e influência direta da descarga do Rio Amazonas. A divisão das sub-regiões obedeceu a critérios de equidistância geográfica e de esforço, a fim de igualar a extensão e horas de arrasto.

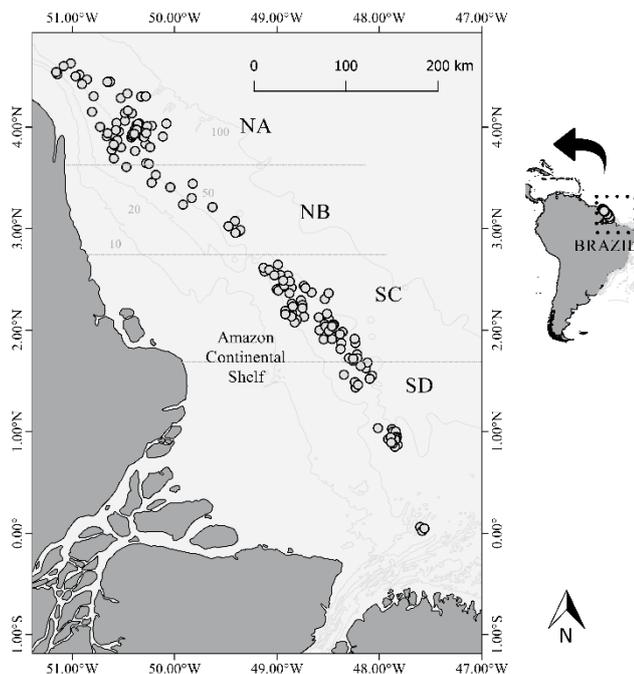


Figura 1. Locais de coleta dos invertebrados da frota camaroeira na Plataforma Continental do Amazonas, Brasil.

Procedimentos em campo e laboratório

Os invertebrados da fauna acompanhante foram coletados em embarcações da frota industrial de camarão-rosa, sendo separados do material total da rede por um amostrador de bordo contratado pelo Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte – CEPNOR/ICMBio. Os barcos possuem médio porte (17 a 28 metros) e utilizam duas redes de arrasto do tipo *double rig*, com dimensões 18 x 22,40 x 1,20 m e malha de 30 x 21 mm.

Cento e sessenta e nove arrastos foram monitorados bimestralmente entre julho de 2015 e maio de 2017, resultando em 887,54 horas de observação. No momento dos embarques, registrou-se as informações de data, hora, esforço (duração do arrasto, em horas), captura da espécie-alvo (camarão-rosa) e coordenadas geográficas por um GPS. Os parâmetros ambientais salinidade, temperatura e pH foram aferidos a bordo em amostras de água nos locais de coleta. O substrato foi categorizado de acordo com Nittroeur et al. 1986 para a região do estudo, que definem 3 principais tipos de sedimentos: lama mosqueada, lama intercalada com areia e lama fracamente laminada.

Os animais foram armazenados em gelo até o processamento em laboratório, onde foram identificados quanto à taxonomia e sexo, medidos e pesados. O termo “fauna

acompanhante” foi empregado para todos os animais que não são comercializados, inclusive para a espécie-alvo, *Farfantepenaeus subtilis*, quando era rejeitado devido ao tamanho reduzido para a comercialização.

Análise de dados

A riqueza (S) foi determinada como o somatório de espécies em determinado tratamento. A Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), dada em kg/hora, representa a divisão entre a captura de camarão-rosa (em Kg) e o esforço (horas de arrasto).

A normalidade e homocedasticidade das variâncias foram testadas por *Shapiro-Wilk* e *Bartlett*, mas como estes pressupostos não foram atendidos, o teste de *Mann-Whitney* foi utilizado para comparação das medianas da riqueza, esforço e CPUE entre os períodos seco e chuvoso. Já a comparação destes descritores entre as sub-regiões foi testada por *Kruskal -Wallis*, e nos casos de diferença significativa, utilizamos o teste post-hoc de *Student–Newman–Keuls* (SNK) para apontar quais tratamentos diferiam entre si.

Como a produtividade (kg de camarão) e riqueza possuem escalas diferentes, padronizamos as variáveis pelo método *Standardization* para análise de regressão. Esta padronização consiste na subtração do valor de cada observação pela média da variável, e este resultado é dividido pelo desvio padrão. A intensidade da correlação foi medida pelo coeficiente R, que varia entre 0 e 1. Valores acima de 0,7 foram considerados como alta correlação.

Nós usamos uma análise de partição de variância (RDA parcial) para mensurar a importância única e compartilhada de cada preditor (espaço, tempo ou ambiente) na riqueza de invertebrados. Na primeira análise, as frações ajustadas seguem as seguintes derivações: a) variação explicada unicamente pelos fatores ambientais; b) variação explicada pelo compartilhamento de ambiente e espaço e c) variação relacionada apenas ao espaço. A segunda análise seguiu a mesma lógica de partição, contudo os preditores foram tempo e espaço, respectivamente. A significância foi testada por um teste de permutação tipo ANOVA. A análise foi computada no programa R, com o pacote *vegan*.

O índice de Shannon-Weaver (H') foi empregado para estimar a diversidade entre as sub-áreas de pesca, e os valores obtidos foram testados *pairwise* com o teste *t* de *Student*, afim de identificar quais áreas diferiam entre si. A análise hierárquica de *Cluster*, através do método de *Ward*, foi usada para agrupar as unidades amostrais de acordo com

abundância (número de indivíduos) das espécies, após transformação de *Hellinger*. Para identificar diferença na proporção de filões e sub-filões entre as sub-regiões foi utilizado um teste G e análise de resíduos.

O método do valor indicador (IndVal) foi aplicado para identificar o potencial indicador das espécies aos grupos resultantes da análise de *Cluster*. O método combina a abundância e a frequência de ocorrência das espécies nos tratamentos, sendo boas indicadoras as com alto valor de IndVal (>60), pois apresentam alta fidelidade em determinado ponto amostral.

Os mapas de distribuição espacial de todos os descritores foram confeccionados no software *QGIS* 2.14. O nível de confiança de 95% foi adotado para todas as análises.

Resultados

Distribuição espaço-temporal dos descritores biológicos e pesqueiros

O esforço médio (horas de arrasto) oscilou entre 2,75 (abril-maio) a 4,37 h (junho), mas não diferiu significativamente entre períodos ($p=0,62$; $U=8$). A riqueza foi maior no período seco ($p=0,02$; $U=1$), com valor máximo de espécies em agosto ($24, \pm 16,38$ –desvio padrão) e mínimo em abril ($3,9, \pm 1,10$) (Figura 2). A CPUE média variou de 7,08 (junho/16) a 30,55 (julho/16), porém sem diferença significativa entre os períodos ($p=0,35$; $U=7$).

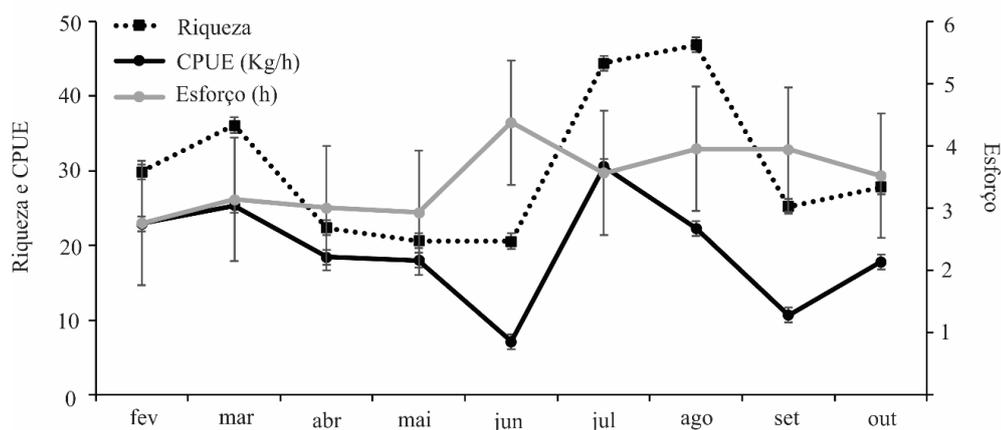


Figura 2. Valores médios da riqueza de invertebrados, esforço e CPUE entre julho de 2015 a maio de 2017 na Amazônia Azul. As barras representam o desvio-padrão.

A média do esforço pesqueiro e a riqueza de espécies aumentam gradativamente na direção noroeste da área pesqueira, diferindo significativamente entre as regiões norte e sul. Em contrapartida, as maiores CPUE são de NB e SD, apresentando diferenças significativas entre regiões. Apesar da produção de camarão aparentar ser maior próximo à Foz do Amazonas e à latitude 4°N, não há diferença estatística que sustente essa hipótese, sendo a produção aparentemente homogênea entre os pesqueiros (Tabela 1 e Figura 3)

Tabela 1. Resultado do teste de Student-Newman-Keuls (SNK) dos descritores biológicos e pesqueiros nas diferentes regiões

Regiões	Esforço		CPUE		S	
	dif. Postos	p	dif. Postos	p	dif. Postos	p
NA x NB	4.2602	0.7218	12.8688	0.2176	4.3754	0.6751
NA x SC	41.1549	0.0001	20.955	0.0394	39.5326	0.0001
NA x SD	47.7182	<0.0001	8.6884	0.2297	45.8659	< 0.0001
NB x SC	45.4152	0.0006	33.8238	0.0073	35.1571	0.0053
NB x SD	51.9784	<0.0001	21.5571	0.0378	41.4905	< 0.0001
SC x SD	6.5633	0.5327	12.2667	0.2251	6.3333	0.5311

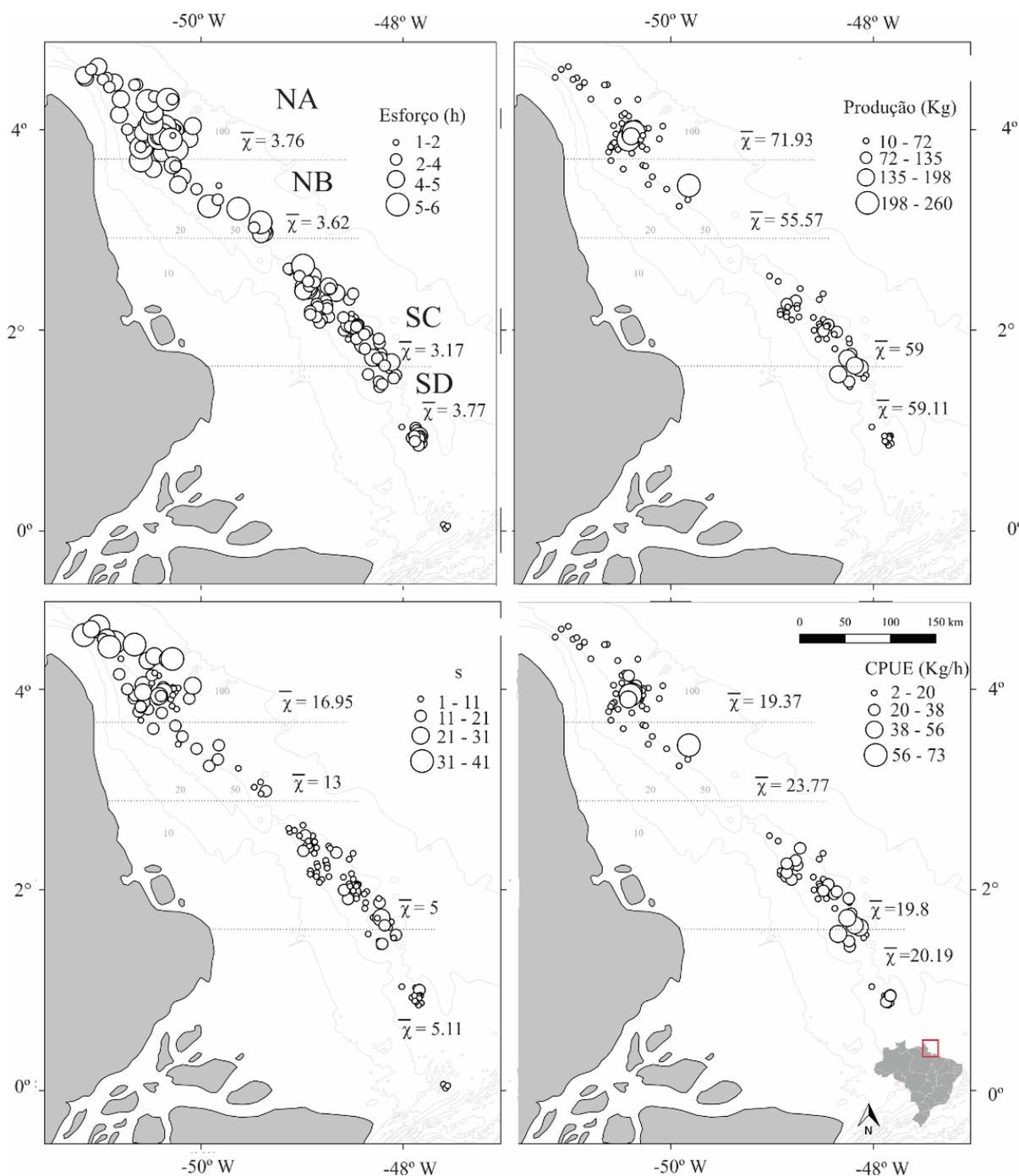


Figura 3. Distribuição espacial dos valores dos descritores nas sub-áreas da frota industrial camaroeira na Amazônia Azul brasileira esforço pesqueiro (horas de arrasto) (A), produção de camarão (em kg) (B), riqueza biológica (C) e (D) CPUE (kg/h) de camarão-rosa.

A riqueza biológica dos invertebrados bentônicos e a produção de camarão são grandezas diretamente proporcionais, com elevado grau de correlação ($R^2 = 0,89$; $p < 0,01$). Contudo, a análise da curva de regressão identifica grande variabilidade,

configurando quatro cenários distintos: a) o primeiro formado por locais abaixo da curva e à esquerda do eixo X, com baixa produtividade e riqueza, representados por vários meses e locais; b) o segundo está abaixo da curva e à direita da abscissa e apresenta alta produção camaroeira e baixa riqueza, sendo composto majoritariamente por NB e no período de junho a setembro (Figura 4); c) o terceiro apresenta os locais com baixa produção e alta riqueza, caracterizados por amostras de julho a setembro da região NA, situados acima da curva e à esquerda de X; d) o quarto, acima da curva e à direita de X, é formado majoritariamente pela região NA e pelos meses julho e agosto, com elevada riqueza e produção.

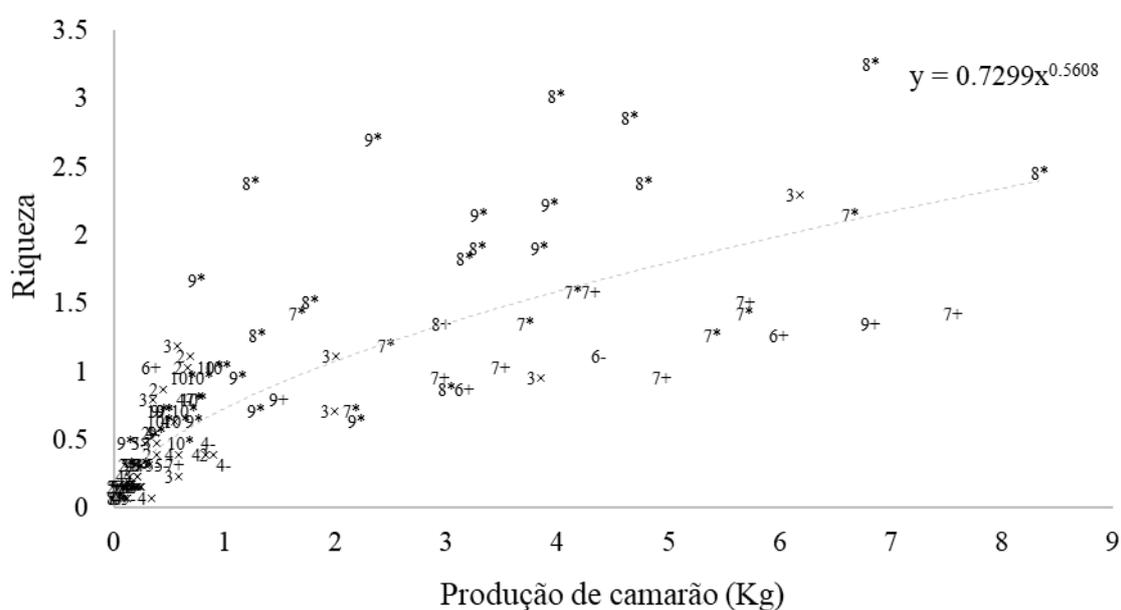


Figura 4: Dispersão entre produção (kg de camarão) e riqueza de invertebrados dos arrastos camaroeiros na Costa Norte do Brasil. Os números correspondem aos meses de coleta e os símbolos referem-se às áreas, sendo: *: NA; x: SD; +: NB e -: SC.

A análise de partição de variância realizada entre as variáveis ambientais x espaciais e temporais x espaciais demonstra que o espaço teve a maior proporção de explicação para a riqueza (23 e 38% de explicação, respectivamente), em ambas as análises, principalmente na última (Figura 5).

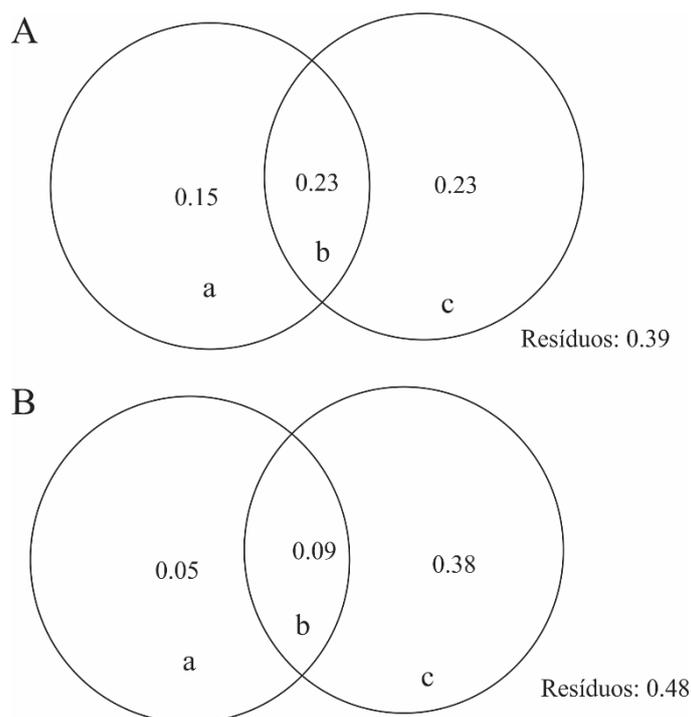


Figura 5. Percentuais de explicação da riqueza dos descritores da plataforma continental do Amazonas. A: a) ambiente, b) interação e c) espaço; B: a) tempo b) interação c) espaço.

Os índices de diversidade de Shannon foram significativamente diferentes ($p < 0,0001$; $t = 31,793$) entre as regiões NA ($H'_{NA} = 2,9156$) e NB ($H'_{NB} = 2,1115$), sendo NA mais diversa que NB. O mesmo foi encontrado ($p < 0,0001$; $t = 16,624$) para SC ($H'_{SC} = 1,4273$) e SD ($H'_{SD} = 2,141$), onde SC apresentou menores valores. O padrão observado foi $NA > NB > SD > SC$. Os resultados sugerem que a diversidade dos invertebrados nos locais dos extremos é significativamente maior que as diversidades das duas regiões intermediárias.

A riqueza de espécies entre as sub-áreas apresenta padrão semelhante ao da diversidade e os crustáceos dominam em todos os grupos. A região de maior riqueza (NA) apresenta maior número de espécies em quase todos os grupos, exceto Porifera, e destaca-se pela riqueza de Mollusca (44), significativamente maior que nas demais áreas ($gl = 3$; $G = 17,74$; $P = 0,0005$) (Figura 6).

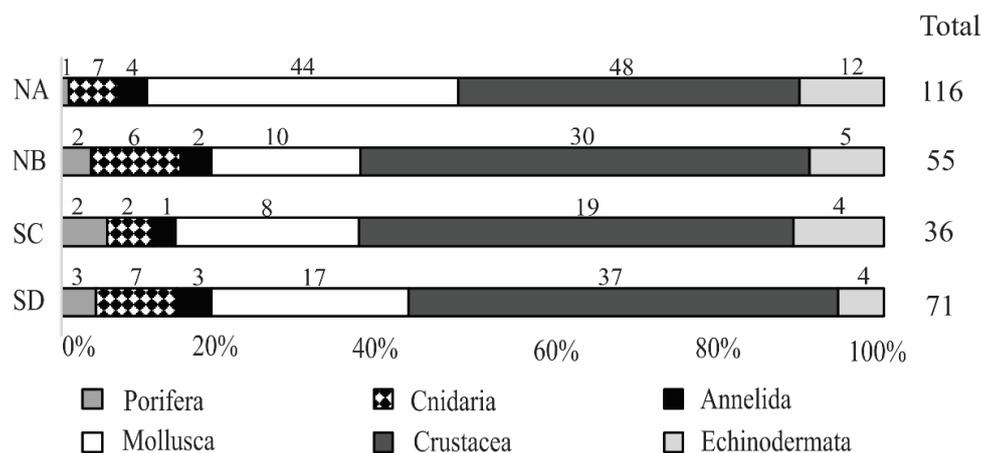


Figura 6. Composição taxonômica dos invertebrados nas sub-áreas da pesca camaroeira na Costa Norte brasileira

Distribuição espacial dos grupos taxonômicos

Foram capturados 20.730 espécimes de invertebrados, distribuídos em 6 filos (Annelida, Cnidaria, Arthropoda, Echinodermata, Mollusca e Porifera) e 154 espécies. A análise de agrupamento de acordo com a composição das espécies identificou 2 grupos de maior dissimilaridade (G1 e G2) e oito sub-grupos (g1 a g8). A maior diferença entre os primeiros está relacionada aos períodos do ano (chuvoso e seco) e à localização espacial (norte e sul da área de pesca). O grupo G1 foi composto exclusivamente por pescadores da Região Norte e coletados no período seco. Já o G2 foi formado pelas áreas ao sul da região e correspondem aos meses do período chuvoso, com exceção do grupo g7, que constitui-se de amostras do período seco e do setor norte. O mês de junho é o único que está presente tanto em G1 quanto em G2, representando um marco temporal de transição (Figura 7).

Os agrupamentos menores (sub-grupos) diferem predominantemente em relação aos meses, anos, homogeneidade dos grupos taxonômicos e distribuição espacial. Os crustáceos constituem o táxon mais numeroso em todos os grupos, contudo os padrões de dominância diferem, com destaque para g3, g7 e g8 que apresentam menor heterogeneidade na composição taxonômica, enquanto há um padrão inverso em g5 e g6. Os grupos g8 e g2 apresentam ampla distribuição espacial, diferentemente do encontrado em g6 e g7, os quais possuem distribuição espacial menor que 100 Km.

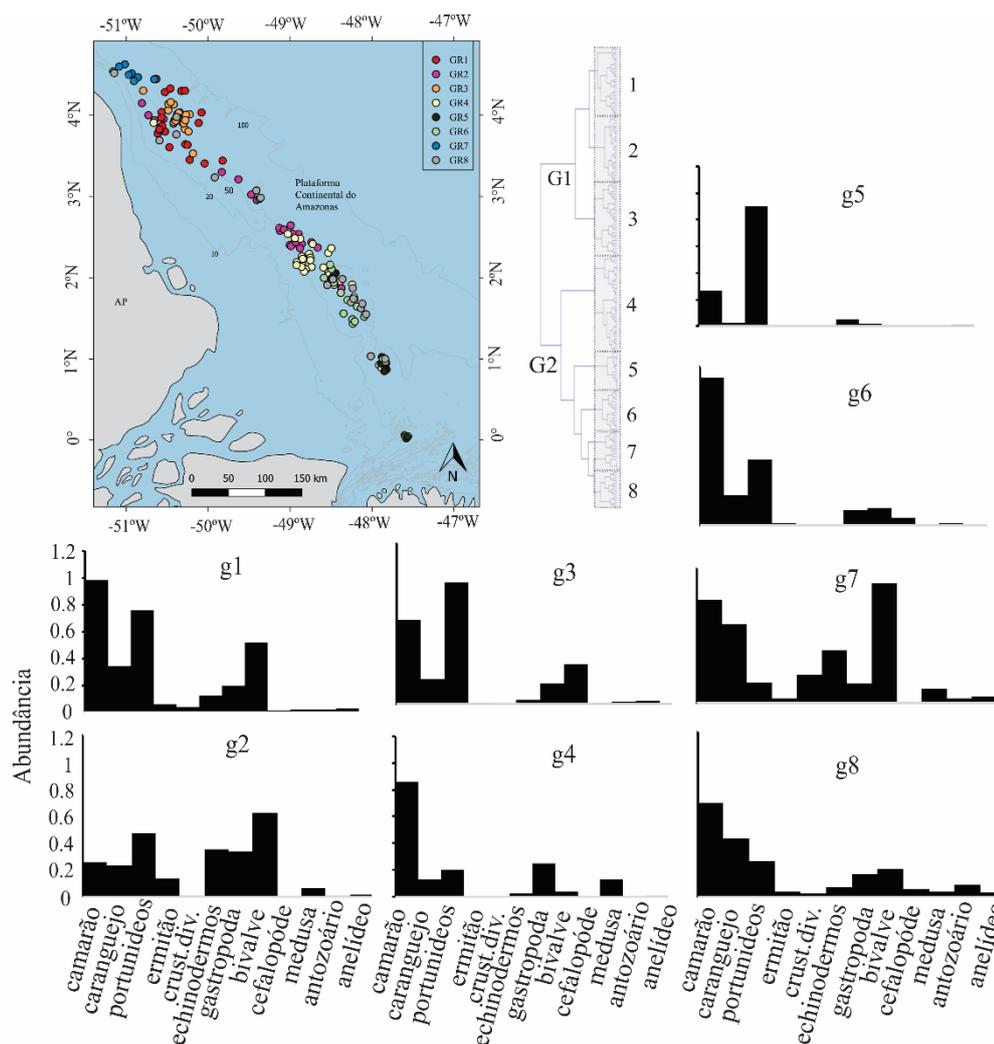


Figura 7. Distribuição geográfica e composição dos agrupamentos taxonômicos de invertebrados da Amazônia Azul.

Alguns agrupamentos apresentam espécies de alta fidelidade e especificidade no IndVal, as quais podem ser consideradas boas indicadoras. Dentre as 64 espécies analisadas, 10 apresentaram valores de IndVal altos (> 30) e significativos ($p < 0,05$). O grupo 7 destaca-se pelo maior número de espécies indicadoras (6) e com os maiores valores de IndVal, dentre os quais estão cnidários Renillidae, equinodermos Asteroidea, o bivalve *Adrana electa* e o gastrópode *Polystira* sp., que apresentou o maior índice (63,2) dentre todos os invertebrados. O anelídeo *Aphrodita* e o siri *Achelous spinicarpus* são representativos do grupo 1, enquanto o grupo 2 é caracterizado pela medusa *Chiropsalmus quadrumanus* e pelo crustáceo Isopoda (Figura 8).

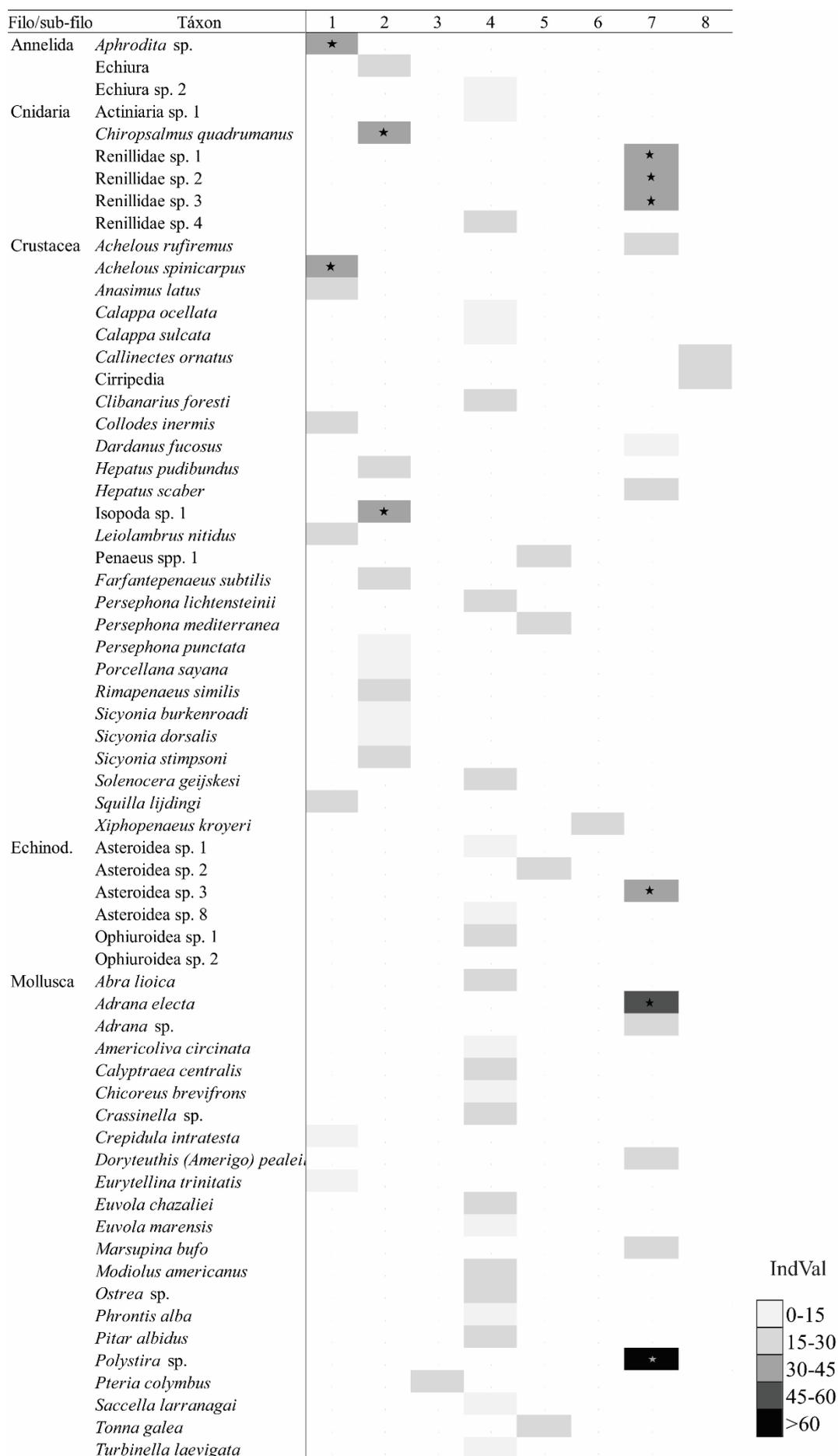


Figura 8. Valores de IndVal para cada agrupamento taxonômico da assembleia de invertebrados capturados na Plataforma Continental do Amazonas. A estrela representa os resultados significativos.

Discussão

A área de pesca da PCA é formada por sub-regiões com distintos padrões de riqueza, CPUE e esforço, sendo que esta estrutura de mosaico deve ser considerada para garantir estratégias de manejo eficientes, pelo menos no que tange ao âmbito biológico e ao grupo em questão. A grande diversidade de padrões de composição taxonômica sugere um ambiente complexo, dinâmico e biologicamente rico, o qual é equilibrado por múltiplos fatores, mas principalmente pelas variações espaciais.

A maior riqueza e diversidade em latitudes mais elevadas pode ser devido a maior complexidade e/ou estabilidade destes ambientes. A região possui maior variabilidade de substratos, pois, além de lama mosqueada, é composta por lama fracamente laminada e substratos mais duros (Nittrouer et al. 1986). Nesta área, a maior velocidade das correntes e menor velocidade dos ventos impede o aterramento das construções e recifes biológicos, o que permite a co-existência de formas de vida heterogêneas, como animais da infauna, meiofauna, escavadores e filtradores (Aller e Stupakoff 1996). Já nas regiões ao sul, a predominância de lama extremamente fluída associada às altas taxas de sedimentação da descarga do Rio Amazonas tornam o substrato bentônico instável (Moura et al. 2016) e limitado àquelas espécies de grande capacidade de locomoção e rápido período de recolonização (Aller e Stupakoff 1996).

O padrão acima é refletido nas distintas configurações taxonômicas ao longo do gradiente espacial. Embora camarões e braquiúros sejam dominantes em quase todos os locais, há maior abundância de bivalves nos pesqueiros do norte. A maioria dos bivalves é filtradora, pois outros modos tróficos não se diversificaram tão extensivamente (Berke et al. 2014). A presença de filtradores nesta área é esperada por estarem adaptados a fortes correntes e alto nível de material em suspensão (Moura et al. 2016). O grupo merece atenção da gestão, visto que são animais mais vulneráveis à pesca e podem ser utilizados como indicadores da intensidade de arrasto (Tillin et al. 2006). A captura excessiva de bivalves pode induzir mudanças na cadeia alimentar, pois a desorientação e danificação das estruturas internas reduz as estratégias de defesa contra predadores (geralmente

comportamento de fuga), e assim, a maior oferta de alimento beneficia a abundância de detritívoros e predadores (crustáceos e equinodermos) (Murillo et al. 2016).

A presença de substratos duros no setor norte favorece a alta frequência de ocorrência e exclusividade de antozoários *Renilla*, os quais também devem ser um importante pilar para o monitoramento. Estas espécies são endêmicas da América (Williams 2011) e representam uma pequena parcela de cnidários com hábito alimentar e comportamental especializado, sendo majoritariamente suspensívoros e com forma corpórea comprimida horizontalmente, adaptados a fortes turbulências (Clavico et al. 2013). Há também restrições ambientais relacionadas ao substrato, pois a abundância dessas espécies é correlacionada com a porcentagem de areia no sedimento e inversamente com a matéria orgânica (Williams 2011). Estas características permitem supor que o grupo deve apresentar grande sensibilidade a alterações na cadeia alimentar e no ambiente marinho.

A menor taxa de sedimentação ao norte favorece poliquetos móveis, que são caracterizados por grande redundância funcional, indicando adaptação a vários níveis de poluição e perturbação (Nasi et al. 2018). A fidelidade de poliquetas ao grupo taxonômico 1 (latitude entre 3 a 4° - Região Norte) pode ajudar no diagnóstico de condições ambientais anômalas, visto que geralmente ocorre aumento populacional dessas espécies oportunistas (Sukumaran e Devi 2009).

A menor riqueza e diversidade em latitudes inferiores a 2° N também pode ser em virtude do maior distúrbio antrópico do assoalho oceânico, pois, além da pesca de arrasto de camarão, a região também é impactada com a pescaria de peixes diversos (Silva et al. 2014). Embora o tamanho da malha seja maior e, portanto, mais seletivo, a rede de arrasto com portas desta pescaria promove perturbação física ao homogeneizar o substrato e destruir micro-habitats, que são imprescindíveis para manutenção das multiplicidades de formas de vida (Hall et al. 2000). Outra importante ameaça é a sobreposição entre a área de atuação da frota e os recém-descobertos recifes de coral da região (Moura et al. 2016), que possuem diversidade biológica pouco conhecida.

A magnitude dos descritores biológicos dos invertebrados na PCA traduz o modelo amplamente estudado de elevada riqueza, diversidade e baixa equitabilidade nos trópicos, atribuído principalmente à grande diversidade de nichos e moldado em parte pela dinâmica evolutiva e biogeográfica em larga escala dos clados (Berke et al. 2014).

A manutenção da estabilidade destes ambientes é primordial, visto que a maioria dos invertebrados tropicais (principalmente esponjas e corais) apresenta altas taxas de conservadorismo de nicho, ou seja, há grande tendência de um táxon permanecer estável em determinado espaço ao longo do tempo, repercutindo em vários aspectos da ecologia e evolução (Hopkins et al. 2014). A maior proporção de explicação do espaço na riqueza corrobora com a hipótese de que este fator é um recurso limitante primário para invertebrados (Stobuzki et al. 2001, Smith et al. 2014).

As distinções entre escalas espaciais vão além dos indicadores ecológicos, visto que, quando associados aos descritores pesqueiros, configuram cenários discrepantes na relação entre riqueza, CPUE, esforço e produção de camarão. A região intermediária ao sul- SC - representa uma condição menos preocupante para o manejo, pois a riqueza subtraída é diminuta, embora a CPUE e o esforço sejam intermediários. Já a área mais costeira (SD) tem a segunda maior riqueza e CPUE, apesar do menor esforço. Os pesqueiros de NB possuem importância tanto biológica quanto econômica, pois apresentam as maiores CPUE, assim como o segundo maior esforço, diversidade e quase 20% de toda a riqueza da área. A sub-região de maior latitude, NA, é a mais preocupante para conservação, pois há maior quantidade de horas de arrasto, o que acarreta máxima perda de diversidade e riqueza, contudo, sem compensação do rendimento, já que apresenta a menor média de CPUE. Além disto, o local apresenta menor distúrbio natural quando comparado aos demais, o que pode torná-la mais sensível aos arrastos (Hiddink et al. 2006a) A combinação destes fatores sugere que NA tem grande potencial como área estratégica para o manejo, pelo menos no que se refere aos invertebrados.

As medidas de gestão mais comuns em casos semelhantes ao de NA são o fechamento de áreas para exclusão de pesca e/ou a redução do esforço pesqueiro, sendo ambos interdependentes, devendo ser refletidos em conjunto (Broadhurst 2000). O fechamento de um espaço, por mais rico que seja, nem sempre resulta em benefícios para a fauna bentônica, uma vez que excluir locais de grande esforço implica, geralmente, deslocar estes arrastos para áreas vizinhas, o que pode resultar em um grande impacto, principalmente se as populações locais tiverem baixo potencial de resiliência (Hiddink et al. 2006b). Neste raciocínio, como o setor vizinho NB tem elevada diversidade e considerável riqueza, a exclusão de NA não é recomendada. Em contrapartida, reduzir o esforço poderia diminuir o impacto ecológico sem comprometer consideravelmente os lucros econômicos, já que a CPUE não é tão expressiva na maioria dos pesqueiros. Em

outras plataformas, experiências neste sentido reiteram que é possível ter eficiência na preservação de habitats e espécies através do manejo zoneado, em que a indústria pesqueira tem acesso diferenciado às áreas de pesca, mas sem comprometer a essência do estoque (Blyth et al. 2004, Turnbull et al. 2018).

É válido salientar que as recomendações deste estudo se limitam a assembleia de invertebrados, representando uma parcela importante, mas não completa do que se enseja para um manejo holístico, que deve considerar a integração entre todos os componentes bióticos do ecossistema. É pouco provável que protocolos unilaterais sirvam com o mesmo êxito para preservação de invertebrados e peixes, já que um estudo de capturas incidentais de peixes na região mostra um modelo contrário ao de invertebrados, em que a riqueza e diversidade crescem sempre no sentido da foz do Rio Amazonas (Maia et al. 2016). Esta divergência também deve ser ponderada para construção de uma nova concepção de manejo na Costa Norte, visto que as discussões sobre fauna acompanhante consideram apenas os peixes, negligenciando a necessidade primordial de diligências globalizantes dos demais grupos afetados pela pesca, especialmente os invertebrados, que são base de toda a cadeia trófica aquática.

Deliberações referentes a modificações no aparelho de pesca, período de defeso e fechamento de áreas já foram empregadas na tentativa de manejar os recursos da frota camaroeira na região, entretanto, raramente foram cumpridas pela indústria pesqueira, possivelmente por terem sido decisões centralizadas e não-participativas (Isaac e Ferrari 2017). Por conseguinte, as áreas de grande biodiversidade que recomendamos ao manejo devem contar com estudos socioeconômicos e culturais que embasem políticas públicas para prover estratégias de envolvimento comunitário positivo, no sentido de gerar apoio à gestão. Devido à limitação no número de embarcações, nossa investigação representa mais propriamente um ensaio sobre uma abordagem de monitoramento abrangente, que deve ser aperfeiçoada com o maior número de coletores possíveis.

Nosso estudo embasa a afirmação do quão grande é a magnitude dos recursos biológicos que são afetados pela pesca camaroeira industrial em uma extensa e peculiar plataforma tropical. A combinação de descritores pesqueiros e biológicos formam conjunturas distintas ao longo do espaço, as quais possuem áreas que estão sendo muito afetadas biologicamente e tem grande potencial para serem manejadas sem grandes transtornos à economia pesqueira. A proteção desses espaços pode assegurar a

manutenção da biodiversidade na zona costeira amazônica, visto que ambientes mais estáveis e diversos aumentam as chances de sucesso da grande maioria das populações e o equilíbrio do ecossistema como um todo.

Referências

Aller JY, Stupakoff I. 1996. The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the Amazon shelf as indicators of physical processes. *Cont Shelf Res.* 16:717–751.

Berke SK, Jablonski D, Krug AZ, Valentine JW. 2014. Origination and immigration drive latitudinal gradients in marine functional diversity. *PLoS One.* 9: e101494.

Blyth RE, Kaiser MJ, Edwards-Jones G, Hart PJB. 2004. Ecological implications of limited-access fishery management. *J Appl Ecol.* 41(5):951-96.

Broadhurst MK. 2001. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Rev Fish Biol Fish.* 10:27–60.

Chérubin LM, Richardson PL. 2007. Caribbean current variability and the influence of the Amazon and Orinoco freshwater plumes. *Deep Res Part I Oceanogr Res Pap.* 54:1451–1473.

Clavico EEG, Souza AT De, Gama BAP, Renato C, Pereira C. 2013. Antipredator Defense and phenotypic plasticity of clerites from *Renilla muelleri*, a tropical sea pansy. *Biol Bull*, 213:135-140.

Crowder LB, Norse E. 2008. Essential ecological insights for marine ecosystem-based management and marine spatial planning. *Mar Policy.* 32:772–778.

Crowder LB, Murawski AS. 1998. Fisheries bycatch: implications for management. *Fisheries.* 26:8-17.

Eddy TD, Lotze HK, Fulton EA, Coll M, Ainsworth CH, de Araújo JN, Bulman CM, Bundy A, Christensen V, Field JC, et al. 2017. Ecosystem effects of invertebrate fisheries. *Fish Fish.* 18:40–53.

[FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of world fisheries and aquaculture – 2008 (Sofia), Rome, Italy

Freestone AL, Osman RW, Ruiz GM, Torchin ME. 2011. Stronger predation in the tropics shapes species richness patterns in marine communities. *Ecology*. 92:983–993.

Grech A, Coles R. 2011. Interactions between a trawl fishery and spatial closures for biodiversity conservation in the Great Barrier reef World Heritage Area, Australia. *PLoS One*. 6:1–8.

Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI. 2000. By-Catch : Problems and Solutions. *Mar Pollut Bull*. 41:204-219.

Hiddink JG, Hutton T, Jennings S, Kaiser MJ. 2006. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES J Mar Sci*. 63:822–830.

Hiddink JG, Kaiser MJ, Queiros AM, Duplisea DE, Piet GJ. 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can J Fish Aquat Sci*. 63:721-731.

Hopkins MJ, Simpson C, Kiessling W. 2014. Differential niche dynamics among major marine invertebrate clades. *Ecol Lett*. 17:314–323.

Kaiser M, Collie J, Jennings S, Poiner I. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish Fish*. 3:114–136.

Isaac VJ, Ferrari SF. 2017. Assessment and management of the North Brazil Shelf Large Marine Ecosystem. *Environ Dev*. 22:97–110.

Jørgensen LL, Ljubin P, Thangstad TH, Certain G. 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. *ICES J Mar Sci*. 73(1):84–97.

Maia BP, Nunes ZMP, Holanda FCAF, Silva VH, Silva BB. 2016.[A latitudinal gradient of beta diversity in by catch of marine shrimps fisheries in Brazilian North Coast]. *Biota Amaz*. 6:31–39. Portuguese.

Marzloff MP, Melbourne-Thomas J, Hamon KG, Hoshino E, Jennings S, van Putten IE, Pecl GT. 2016. Modelling marine community responses to climate-driven species redistribution to guide monitoring and adaptive ecosystem-based management. *Glob Chang Biol*. 22:2462–2474.

- Masson S, Delecluse P. 2001. Influence of the Amazon River Runoff on the tropical Atlantic Offset requests to: Influence of the Amazon River Runoff on the tropical Atlantic. *Phys Chem Earth*. 26:137–142.
- Moreno-Báez M, Cudney-Bueno R, Orr BJ, Shaw WW, Pfister T, Torre-Cosio J, Loaiza R, Rojo M. 2012. Integrating the spatial and temporal dimensions of fishing activities for management in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ocean Coast Manag*. 55:111–127.
- Moura RL, Amado-Filho GM, Moraes FC, Brasileiro PS, Salomon PS, Mahiques MM, Bastos AC, Almeida MG, Silva JM, Araujo BF, et al. 2016. An extensive reef system at the Amazon River mouth - Supplementary Material. *Sci Adv*. 2:e1501252–e1501252.
- Murillo FJ, 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. *Deep Res Part I Oceanogr*. 109:99–122.
- Nasi F, Nordström MC, Bonsdorff E, Auriemma R, Cibic T, Del Negro P. 2018. Functional biodiversity of marine soft-sediment polychaetes from two Mediterranean coastal areas in relation to environmental stress. *Mar Environ Res*. 137:121–132.
- Nittrouer CA, DeMaster DJ. 1986. Sedimentary processes on the Amazon continental shelf: past, present and future research. *Cont Shelf Res*. 6:5–30.
- Nittrouer CA, Kuehl S, Demaster DJ, Kowsmann RO. 1986. The deltaic nature of Amazon shelf sedimentation. *Bull Geol Soc Am*. 97:444–458.
- Ortega I, Colling LA, Dumont LFC. 2018. Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary. *Estuar Coast Shelf Sci*. 207:142–153.
- Rao VB, Hada K. 1990. Characteristics of rainfall over Brazil: Annual variations and connections with the Southern Oscillation. *Theor Appl Climatol*. 42:81–91.
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: A proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar Pollut Bull*. 49:728–739.
- Sims M, Cox T, Lewison R. 2008. Modeling Spatial Patterns in Fisheries Bycatch:

- Improving Bycatch Maps To Aid Fisheries Management. *Ecol Appl.* 18:649–661.
- Silva LEO, Silva KCA, Cintra IRA. 2014. [Industrial fishing for other fish in the Continental Shelf Amazon]. *Rev Bras Eng Pesca.* 7(2):34-53. Portuguese
- Smith RS, Johnston EL, Clark GF. 2014. The role of habitat complexity in community development is mediated by resource availability. *PLoS One.* 9:1–13.
- Sombroek W. 2001. Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall. *Ambio.* 30:388-396.
- Stobuzki I, Miller M, Jones P, Salini P. 2001. Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery, the implications for monitoring. *Fish Res.* 53:283-301.
- Sukumaran S, Devi KS. 2009. Polychaete diversity and its relevance in the rapid environmental assessment of Mumbai Port. *Curr Sci.* 97:1439-1444.
- Tillin HM, Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ. 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Mar Ecol Prog Ser.* 318:31–45.
- Turnbull JW, Shah Esmaeili Y, Clark GF, Figueira WF, Johnston EL, Ferrari R. 2018. Key drivers of effectiveness in small marine protected areas. *Biodivers Conserv.* 27:2217–2242.
- Williams GC. 2011. The global diversity of sea pens (Cnidaria: Octocorallia: Pennatulacea). *PLoS One.* 6(7): e22747.

7. CONCLUSÕES GERAIS

O modelo atual da pesca camaroeira na Costa Norte representa um grande risco à diversidade taxonômica e funcional dos invertebrados na região, visto a grande riqueza e complexidade de padrões de composição e distribuição espaço-temporal da assembleia removida pela pesca de arrasto. Tais características consolidam o papel estruturador do grupo e apontam uma provável profunda redução de biodiversidade, a qual apesar da difícil quantificação, é primordial ser avaliada e mitigada para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Os crustáceos representam o grupo mais removido pela pesca, tanto em relação ao número de indivíduos quanto ao de espécies, o que compromete a resiliência do ambiente, pois são animais de múltiplas formas de vida e funcionalidade ecológica. A presença majoritária de espécies generalistas pode ser um dos maiores reflexos das alterações estruturadoras induzidas por mais de 50 anos de pesca ininterrupta, bem como a ínfima ocorrência e distribuição de espécies sensíveis. Outra importante ameaça é a sobreposição entre a área de atuação da frota e os recém-descobertos recifes de coral da região.

A pesca apresenta padrões ecológicos e produtivos dinâmicos no tempo e espaço, com locais de elevado esforço e extração biótica e sem compensação econômica que justifique sua manutenção nesses locais da forma como é realizada. Para manutenção da atividade pesqueira em uma área de extrema prioridade para conservação da fauna bentônica é imprescindível o estudo integrado dos demais taxa que compõe a fauna acompanhante, afim de estabelecer áreas estratégicas para redução do esforço pesqueiro, sempre considerando as peculiaridades das escalas espaciais que são preditoras fundamentais no ambiente em questão. É primordial a adoção de ações para redução da captura da fauna acompanhante por dispositivos de pesca e/ou de seu aproveitamento econômico. Torna-se igualmente necessário implementar programas de monitoramento permanente da fauna e inclusão de pesquisas de acompanhamento socioeconômico da atividade na Costa Norte do Brasil.