



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE – FURG
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA

Dissertação de Mestrado

IMPACTO DO ARRASTO ARTESANAL NA
DISPONIBILIDADE DE PRESAS E NA DIETA DE
ORGANISMOS MEGABENTÔNICOS
ESTUARINOS

Samanta da Silveira Borges

Orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont
Coorientadora: Dra. Ileana Margarita Ortega Ortega

RIO GRANDE

Janeiro/2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE – FURG
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA

IMPACTO DO ARRASTO ARTESANAL NA
DISPONIBILIDADE DE PRESAS E NA DIETA DE
ORGANISMOS MEGABENTÔNICOS
ESTUARINOS

SAMANTA DA SILVEIRA BORGES

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós- Graduação
em Oceanografia Biológica da
Universidade do Rio Grande,
como requisito parcial à
obtenção do título de
MESTRE.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont
Coorientadora: Dra. Ileana Margarita Ortega Ortega

RIO GRANDE

Janeiro/2019

DEDICATÓRIA

Eu dedico esse trabalho primeiramente ao grande mestre Jesus, visto que foi Ele que criou essa natureza maravilhosa na qual posso me dedicar a estudar hoje. Também ao meu pai Jemerson, minha mãe Giovana e meu irmão Wellington que foram minha base, minha força e tudo que precisei para estar aqui hoje.

“Um pouco de ciência nos afasta de Deus. Muito, nos aproxima”

Dr. Louis Pasteur

AGRADECIMENTOS

Gostaria de citar todos os envolvidos que me ajudaram a concluir mais essa etapa na minha vida. Porém são muitos nomes e tenho medo de deixar alguém de fora, pensando nisso vou tentar fazer da melhor forma possível.

Antes de tudo, quero agradecer aquele que me deu forças e coragem para seguir em frente todos os dias, ao Senhor Jesus que além de salvador é meu amigo mais fiel. Assim como gostaria de agradecer minha família, meu marido Jonas, meu pai Jemerson, minha mãe Giovana e meu irmão Wellington que sempre acreditaram em mim ainda que eu mesmo às vezes não acreditasse, a eles que não mediram esforços para me ajudar quando precisei e que em todas as situações foram meu suporte, meus amigos, conselheiros, parceiros (até mesmos nas coletas, dentro do barro).

Ao povo do laboratório de crustáceos decápodes e de ecologia molecular marinha, juntamente com os estagiários que me ajudaram nos experimentos, na triagem, no ensino, análises, tradução e em tudo que precisei para minha formação. Aos colegas que ganhei nesse tempo que aceitaram a difícil tarefa de me aguentar. Em especial a Roberta que me puxava as orelhas pelas placas de Petri quebradas mas estava sempre ali me auxiliando, ao meu orientador Felipe que confiou em mim, me aceitou como sua aluna e me orientou até aqui e ao Lucas que além de já me ajudar nas coletas se sentou comigo inúmeras vezes pra me ajudar com as análises.

Gostaria de fazer um agradecimento muito especial aquela que chamo de minha “madrinha científica”, a nossa venezuelana mais querida, Ileana. Ainda não entendo bem o porquê, mas desde o início ela me adotou como sua aprendiz, teve toda a paciência do mundo para tentar me ensinar e me orientar, me guiou em todas as etapas

da minha formação, desde o gosto pela lupa, projeto, experimentos, análises e vida científica em si.

O muito obrigado aos laboratórios adjacentes que me receberam para que eu possa cumprir as etapas do meu trabalho e aos professores que me ajudaram. Entre eles gostaria de destacar o Laboratório de Aquacultura Continental (LAC), onde foi executado o experimento e me deram todo suporte necessário para tal. A Estação Marinha de Aquacultura (EMA) que me concederam a malha de poliéster para os mesocosmos e a instrução de como construí-los. A Glória do Laboratório de Oceanografia Geológica (LOG) que me ajudou com as amostras de granulometria. Aos professores André e Mauricio do laboratório de *Ecologia do Macrobentos de Praias e Estuários com a identificação das espécies e análise estatística*. Ao professor Felipe Kessler do Laboratório de Físico-Química Aplicada e Tecnológica (LAFQAT) com as amostras de densidade da água.

Por fim, mas não menos importante meu agradecimento a FURG, PPGOB e CAPES pela a oportunidade de estudar e seguir em minha formação acadêmica.

Enfim, de coração, o muito obrigada a todos.

INDICE

DEDICATORIA	II
AGRADECIMENTOS	IV
RESUMO	VII
ABSTRAT	VIII
INTRODUÇÃO.....	1
OBJETIVO GERAL.....	4
Objetivos Específicos.....	4
MATERIAIS E MÉTODOS.....	4
Área de Estudo.....	4
Experimento.....	6
Laboratório.....	9
Dados abióticos.....	9
Dados bióticos.....	10
Biometria.....	10
Análise de Dados.....	13
Dados Abióticos.....	13
Dados Bióticos.....	14
RESULTADOS.....	15
Fatores abióticos.....	15
Zoobentos.....	19
<i>P. paulensis</i>	27
<i>C. sapidus</i>	31
Correlação dos principais resultados.....	36
DISCUSSÃO.....	37
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43
APÊNDICE 1.....	51
APÊNDICE 2.....	52
APÊNDICE 3.....	53

RESUMO

A pesca com redes de arrasto é amplamente praticada ao redor do mundo. Capturas oriundas dessa arte representam um quarto da produção pesqueira mundial. Essa prática ocasiona inúmeros impactos, incluindo efeitos diretos e indiretos sobre o bentos, assim como a alteração da disponibilidade de alimento para organismos que se alimentam nessa região. O objetivo desse estudo foi avaliar o impacto causado pelas redes de arrasto artesanais na disponibilidade de alimento para as espécies *Penaeus paulensis* e *Callinectes sapidus*, e seu possível efeito sobre a dieta desses predadores. Foram construídos dois mesocosmos (1 controle e 1 com pesca simulada) e coletadas amostras de sedimentos para analisar o zoobentos, a granulometria e matéria orgânica. Os procedimentos de coleta foram sempre realizados antes, imediatamente após o arrasto e dois dias depois, sendo feito o experimento em triplicata. As amostras de sedimento foram separadas em dois Estratos verticais (0-5 e 5-10 cm de profundidade) para avaliar a estratificação da fauna, a disponibilidade de presas e a alteração que estas poderiam sofrer depois do arrasto. Para a análise de conteúdo estomacal foi utilizado o Índice de Importância Relativa de Presas Específicas (PSIRI). Foi detectada uma diminuição significativa da matéria orgânica ($P=0,001$) entre Antes e Depois do arrasto. A abundância total de zoobentos apresentou aumentos e decréscimos significativos no Estrato 0-5 após o arrasto ($P=0,02$), ressaltando a vulnerabilidade dos organismos que ocupam as camadas superficiais do sedimento frente a esta perturbação. Foram observadas alterações nos principais itens encontrados no conteúdo estomacal do *P. paulensis* e *C. sapidus* com diminuições e aumentos não constantes nas diferentes presas, assim como aumento na ingestão de vegetação superior em ambas espécies após o arrasto. Foi constatado que algumas alterações da abundância e riqueza de organismos do zoobentos causada pela pesca de arrasto refletiram na dieta do camarão rosa e do siri azul. Portanto pode se concluir que o arrasto tem um efeito indireto nas tramas tróficas estuarinas.

ABSTRACT

Trawling is widely practiced around the world. Catches from this art account for a quarter of world fish production. This practice causes uncounted impacts, including direct and indirect effects on benthos thereby the alteration of the availability of food to organisms that feed on that region. The objective of this study was to evaluate the impact of artisanal trawls on the availability of food for the species *Penaeus paulensis* and *Callinectes sapidus*, and their possible effect on the diet of these predators. Two mesocosms were constructed (1 control and 1 with fishing simulated) and sediment samples were collected to analyze the zoobenthos, sediment grain sizes and organic matter. The samples procedures were always performed before, immediately after the trawling and two days later, the experiment was carried out in triplicate. The sediment samples were separated into two vertical Strata of the sediment (0-5 and 5-10 cm depth) to evaluate the stratification of the fauna, the availability of prey and the alteration that they could suffer after trawling. The Prey-Specific Index of Relative Importance (PSIRI) was used to stomach contents analyses. Significant decreases in the organic matter percentage ($P = 0.001$) were detected between Before and After trawling. The total abundance of zoobenthos presented significant increase and decrease in Stratum 0-5 after the trawling ($P = 0,02$), emphasizing the vulnerability of the organisms that occupy the most superficial layers of the sediment to the disturbance. Some alterations in the abundance and richness of zoobenthic organisms caused by trawling were reflected in the diet of pink shrimp and blue crab. Therefore, it can be concluded that the trawling there are an indirect effect on the estuarine trophic weaves.

I. INTRODUÇÃO

A pesca com redes que arrastam no fundo é muito comum, extraindo um quarto da captura de peixes a nível global (Pauly & Zeller 2016). Conhecida principalmente como pesca de arrasto é praticada em pelo menos 75% da área de plataforma continental global (Kaiser et al. 2002). Essa pescaria está destinada a capturar organismos na interface água-sedimento, utilizando cordas e correntes pesadas para ressuspender o fundo e portas de madeira ou ferro para manter a rede aberta (Hiddink et al. 2006, Queirós et al. 2006). Essa atividade, junto com as dragagens, está entre as perturbações antrópicas mais prejudiciais ao ambiente bentônico (Rumohr & Krost 1991). A intensidade da perturbação está relacionada com a velocidade, peso e frequência com que é utilizada a rede durante as temporadas de pesca, mas em alguns casos pode resultar na depleção total da fauna bentônica em uma região específica (Costa & Neto 2014, Sköld et al. 2018).

A pesca de arrasto pode ocasionar alterações na diversidade e na abundância de espécies bentônicas, alterações na estrutura vertical de organismos infaunais, diminuição da complexidade de habitats e mortalidade de fauna não alvo (Kaiser & Spencer 1996, Auster & Langton 1998, Collie et al. 2016, Hiddink et al. 2016, Romano et al. 2016). Também entre as consequências da pesca, pode-se perceber que além das áreas intensamente arrastadas serem menos complexas, elas apresentam menor biomassa e produção que comunidades sem este impacto, ou nas quais a intensidade do arrasto é menor (Hemersen et al. 2003, Blyth et al. 2004, Engel & Kvitek 2008, Mangano et al. 2014). Além disso, também têm sido avaliados efeitos indiretos nas tramas tróficas, como o aumento na taxa de consumo pelos peixes em locais arrastados comparado com áreas não arrastadas (Collie et al. 2016, Romano et al. 2016).

O arrasto é a arte mais utilizada para a captura de camarões, sendo que ela sustenta uma porção substancial de aproximadamente 3,5 milhões de toneladas da captura anual deste crustáceo (FAO 2016). Ao longo do litoral do Oceano Atlântico Sudoeste e em regiões estuarinas, o camarão-rosa *Penaeus paulensis* está entre os principais recursos pesqueiros (Costa & Neto 2014). A distribuição do *P. paulensis* se dá no Atlântico Ocidental a partir da Bahia (Brasil) até Mar del Plata (Argentina) (D’Incao 1999). O camarão rosa, assim como outros peneídeos, se reproduz no oceano e as larvas demersais produzidas eclodem e se tornam larvas planctônicas. Quando atingem a fase de pós-larvas adentram no estuário onde se desenvolvem até sua fase pré-adulta quando iniciam a migração de volta ao oceano (Iwai 1978).

O siri azul *Callinectes sapidus* é uma espécie também ecológica e comercialmente importante no Atlântico Ocidental, apresentando neste oceano uma distribuição de forma disjunta, dos Estados Unidos até a Venezuela e do Brasil até a Argentina (William 1974). É uma espécie considerada estuarina dependente, visto que os adultos habitam nas zonas estuarinas (Yeager et al. 2007) enquanto que as larvas se desenvolvem no oceano (Epifanio 2007). A espécie tem um papel fundamental na estrutura e função de cadeias tróficas bentônicas costeiras, sendo uma espécie-chave por induzir cascatas tróficas (Hines 2007). Na época reprodutiva, as fêmeas de *C. sapidus* migram para a parte mais externa do estuário após a cópula para realizar a desova (Aguillar et al. 2005, Rodrigues & D’Incao 2014). As larvas se desenvolvem no plâncton e através do uso seletivo das correntes são transportadas para o interior do estuário, onde assentam geralmente em áreas rasas e com presença de vegetação (Tankersley & Forward 2007, Ruas et al. 2014).

O camarão *P. paulensis* é o recurso pesqueiro mais valioso no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP; D’Incao & Reis 2002) tendo sua captura liberada apenas com redes passivas e no período de fevereiro a maio (Benedet et al. 2010). Outra espécie de elevada importância econômica e ecológica no ELP é o siri-azul que com o colapso de outras pescarias, vem se tornando um alvo da pesca artesanal, não só no Brasil, mas no mundo (FAO 2018). Devido aos seus hábitos alimentares generalistas oportunistas ambas espécies são muitas vezes consideradas espécie-chave para o ecossistema (Gonçalves 1997, Fantle et al. 1999, Soares et al. 2008), sendo, portanto, boas indicadoras de possíveis efeitos ecossistêmicos causados pelo arrasto (Haimovici et al. 2016).

Uma das principais formas de captura de ambas espécies no ELP é com redes de arrasto, que, apesar de proibido é amplamente utilizado principalmente entre as profundidades de 1,5 e 14 m, sendo intensificadas na época da safra do camarão (Benedet et al. 2010). A liberação do arrasto em áreas estuarinas é um tema muito discutido entre a comunidade de pescadores e a científica, fazendo-se necessários mais estudos que subsidiem essa questão. A safra do camarão coincide com a intensificação dos eventos reprodutivos e de recrutamento da maioria dos macroinvertebrados bentônicos (Rosa & Bemvenuti 2006), podendo tornar maior o efeito do impacto nesses organismos (Ortega et al. 2018).

O camarão *Penaeus paulensis* é classificado como onívoro, sendo sua alimentação influenciada principalmente pela disponibilidade de presas no ambiente

(D’Incao 1991, Soares et al. 2005). Quando em altas densidades, podem controlar comunidades de invertebrados bentônicos sendo organismos como ostracodas, o poliqueta *Laeonereis acuta* e o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii* exemplos de espécies frequentemente encontrados na sua alimentação no ELP (Soares et al. 2005, Jorgensen et al 2009).

Callinectes sapidus se alimenta de uma grande variedade de organismos tanto da infauna como da epifauna, tais como bivalves, poliquetas, crustáceos, entre outros (Tagatz 1968, Hines et al. 1990, van Heukelem 1991). A alimentação está relacionada com a disponibilidade do que está no ambiente podendo variar de acordo com o habitat (Oliveira et al. 2006). Os juvenis do siri azul são altamente dependentes de fundos vegetados, assim como juvenis do camarão rosa e da maioria dos crustáceos decápodes, pois essas áreas propiciam proteção à predação e apresentam maior abundância de presas (Heck & Coen 1995, Garcia et al. 1996, Copertino & Seeliger, 2010, Ruas et al. 2014).

Embora se tenha um conhecimento abrangente da importância econômica do camarão rosa e do siri azul, sua ecologia, alimentação e impacto da pesca, ainda faltam estudos da integração desses componentes, e como o impacto em determinados fatores podem influenciar esses organismos. Há diferentes métodos de avaliar esses fatores, uma alternativa favorável é a construção de experimentos controlados em ambiente natural, mesocosmos (Odum 1984). Os mesocosmos apresentam, entre outros, benefícios como: a) fornecer uma ligação entre pesquisas de campo e experimentos de laboratório altamente controlados; b) fornecer um grau de realismo não possível no laboratório; c) investigação simultânea das partes integrantes do ecossistema. Esses estudos com abrangência ecossistêmica, como estudo das teias tróficas e seu impacto no estoque e na dinâmica da comunidade, tem o intuito de atribuir para o gerenciamento da pesca com políticas de manejo pesqueiro e implementação de princípios de desenvolvimento sustentável.

Baseado no exposto para avaliar o impacto do arrasto na alimentação de dois importantes componentes das teias tróficas de zonas estuarinas, foi proposto realizar uma avaliação experimental utilizando mesocosmos dentro do ELP. Nestes foram avaliados tanto os organismos macrobentônicos (presas) como os estômagos de organismos megabentônicos (predadores).

Visto isso, levantaram-se as seguintes hipóteses:

- 1- Espera-se que ocorra redução na abundância e biomassa do zoobentos entre o mesocosmo controle, sem a influência da pesca de arrasto, e do mesocosmo impactado, local onde foi simulado o arrasto.
- 2- Espera-se que exista diferença entre a composição e abundância da macrofauna bentônica nos dois estratos amostrados do sedimento, sendo maior no estrato superficial, e que após o arrasto essa diferença seja alterada, identificando soterramento de organismos zoobentônicos.
- 3- Espera-se que as alterações observadas na composição e abundância do zoobentos fiquem refletidas no conteúdo estomacal do *P. paulensis* e *C. sapidus* com maior ingestão de presas que ficaram disponíveis devido ao arrasto.

II. Objetivo Geral

Avaliar o impacto causado pela rede de arrasto artesanal na disponibilidade de alimento para organismos megabentônicos assim como o seu efeito na dieta destes organismos.

II.1 Objetivos Específicos

- 1- Avaliar experimentalmente as diferenças na abundância e diversidade de organismos zoobentônicos entre a área controle (Área1) e área impactada (Área 2) e em escala temporal, comparando antes, imediatamente após e depois de 48 horas do arrasto.
- 2- Analisar a variação da abundância, riqueza, equitatividade e diversidade do zoobentos e sua estrutura vertical no substrato, comparando mesocosmos controle e impactado.
- 3- Investigar como possíveis alterações da abundância, riqueza, equitatividade e diversidade do zoobentos, causadas pela pesca de arrasto, se refletem no conteúdo estomacal das espécies predadoras: *P. paulensis* e *C. sapidus*.

III. MATERIAIS E MÉTODOS

III.1 Área de Estudo

A Lagoa dos Patos, localizada na região costeira do extremo sul do Brasil (30-32° S e 50-52° O), é uma laguna tipo estrangulada com 10.360 km² de extensão e uma única conexão com o Oceano Atlântico (Asmus & Garreta-Harkot 1994, Fernandes et al. 2002, Figura 1). A hidrodinâmica, a dinâmica dos sedimentos, as condições físico-

químicas da água e a dinâmica das comunidades da biota são determinadas pela descarga dos rios, a entrada de água salgada e ação dos ventos (Fernandez et al 2002, Seeliger et al. 2004, Seeliger & Odebrecht 2010). O efeito de ventos com direção sudoeste, que ocorrem principalmente em outono e inverno, força a entrada de águas marinhas para o interior da laguna, quanto que o efeito de ventos com direção noroeste, predominantes em primavera e verão, beneficia a saída de água da laguna para o mar (Möller et al. 1991, Möller et al. 2001, Fernandes et al. 2002). A região estuarina apresenta uma hidrodinâmica variável em função dos parâmetros meteorológicos e a sua morfometria, apresentando a maior parte da sua área profundidades menores do que 1 m (Souza & Hartmann 2008).

No estuário da Lagoa dos Patos são formadas diversas enseadas denominadas sacos (Wolfe & Kjerfve 1986, Asmus & Garreta-Harkot 1994) como o saco do Justino, onde foi realizado o experimento. Esse saco é uma enseada rasa semi-fechada de baixa hidrodinâmica que se situa ao noroeste do município de Rio Grande (Baumgarten et al. 2005). Esta enseada apresenta pradarias de fanerógamas submersas, constituídas principalmente pela espécie estuarina *Ruppia maritima* e a espécie oligohalina *Zanichellia palustris* (Seeliger & Odebrecht 2010). A distribuição das pradarias de fanerógamas ocorre até, aproximadamente, 2 m de profundidade e depende do gradiente salino, do tipo de sedimento e da exposição à ação de ondas (Costa & Seeliger 1989, Mazo 1994).

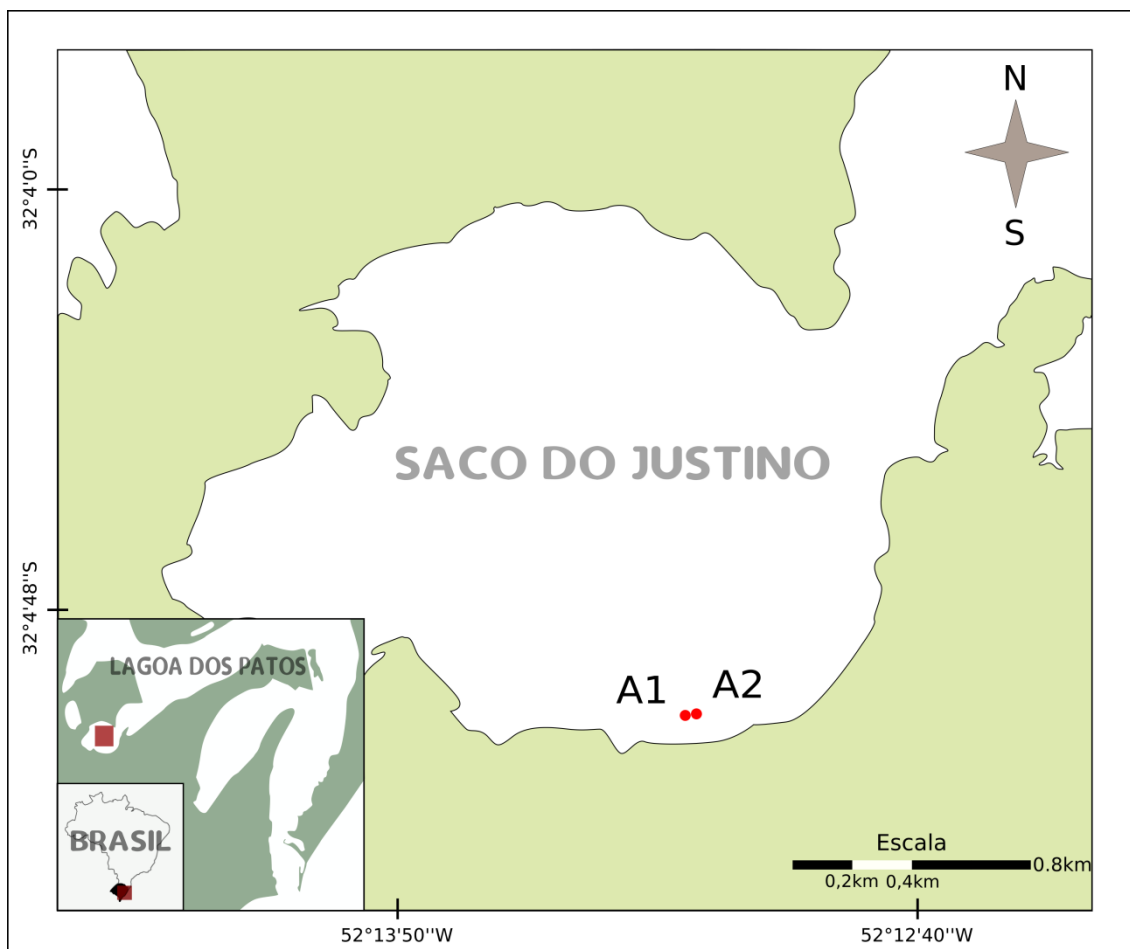


Figura 1 - Mapa da área de estudo. Saco do Justino, Lagoa dos Patos, Brasil. A1 e A2: Área 1 e Área 2.

III.2 Experimento

O experimento foi realizado em triplicata a uma profundidade média de 1,5 m. Foram construídos dois mesocosmos circulares abertos de aproximadamente 4 m de diâmetro ($12,56 \text{ m}^2$), cercados com malha de poliéster revestida com PVC (aberturas de $0,5 \times 0,5 \text{ mm}$). Em cada experimento os mesocosmos foram espaçados em aproximadamente 70 metros para evitar efeitos acumulativos. No primeiro mesocosmo, que serviu como controle (Área 1), não foi realizado nenhum tipo de tratamento de arrasto. No outro mesocosmo (Área 2) foi testado o impacto do arrasto intensivo com 6 arrastos consecutivos previamente executados à montagem do mesocosmo (Figura 2). O impacto foi simulado usando uma rede típica de pesca no local (Benedet et al. 2010) com 8 m de largura na boca e 10 m de comprimento, com malha de 13 milímetros entre nós opostos e portas de madeira parafusada em uma armação de ferro de $80 \times 50 \text{ cm}$, pesando ao todo 15 kg cada porta. A pesca foi realizada a bordo de um barco de pescador artesanal de 8 m de comprimento a uma velocidade aproximada de 2 nós. Os

arrastos foram feitos com a devida licença (SISBIO n° 57173-1) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO. Simultaneamente, as variáveis salinidade e temperatura (°C) foram medidas com uso de refratômetro manual e termômetro de mercúrio, respectivamente.



Figura 2 – Imagem dos dois mesocosmos montados (Área 1- Controle, a esquerda e Área 2- Impactado, a direita), na enseada do Saco do Justino, estuário da Lagoa dos Patos. Foto de Mariana Amorim.

No mesmo dia do experimento foram coletados, com a mesma rede de arrasto, os exemplares das espécies *P. paulensis* e *C. sapidus* a serem utilizadas no experimento. Após a construção dos dois mesocosmos foram colocados, em cada um deles aproximadamente 30 exemplares de cada espécie (Tabela 1), os quais foram recapturados após 48 h para análise do conteúdo estomacal. Devido à maior captura do camarão no terceiro experimento e ao perceber que a recaptura de camarão eram baixas, foram colocados aproximadamente 60 indivíduos de *P. paulensis* em cada mesocosmo para garantir o mínimo de 30 estômagos. A recaptura foi realizada com a utilização de puçás. Os exemplares foram preservados em formol 10% em sacolas plásticas devidamente identificadas, para a sua posterior análise no laboratório.

Tabela 1 - Abundância total de exemplares (número de indivíduos) de *C. sapidus* e *P. paulensis* introduzidos e recuperados após 48 h em cada Área por cada réplica de experimento realizada.

Exemplares introduzidos			Exemplares recuperados após 48hs				
	Área 1	Área 2	Total		Área 1	Área 2	Total
<i>C. sapidus</i>				<i>C. sapidus</i>			
17/04/2017	25	25	50	19/04/2017	28	18	46
05/05/2017	31	31	62	07/05/2017	33	8	41
29/03/2018	30	30	60	31/03/2018	21	24	45
<i>P. paulensis</i>				<i>P. paulensis</i>			
17/04/2017	25	25	50	19/04/2017	0	13	13
05/05/2017	35	35	70	07/05/2017	16	7	23
29/03/2018	67	67	134	31/03/2018	36	38	74

Previamente ao arrasto (Tempo: Antes) foram coletadas duas amostras de sedimento de cada área para análise de granulometria e matéria orgânica e três para análise do zoobentos (macrofauna + ostracodas). Imediatamente após o arrasto (Tempo: Impactado 1) foram coletadas mais duas amostras de sedimento para granulometria e matéria orgânica, e três para análise do zoobentos, apenas na Área 2. Após 48h de experimento e anteriormente à recuperação dos exemplares de *C. sapidus* e *P. paulensis* (Tempo: Impactado 2), foram coletadas mais duas amostras de sedimento para análise da granulometria e matéria orgânica e três para análise do zoobentos em cada uma das áreas. As amostras foram coletadas com um tubo de PVC de 10 cm de diâmetro (0.0078 m²) e divididas em dois estratos: os primeiros 5 cm de profundidade (Estrato 0-5) e os seguintes 5 cm (Estrato 5-10). As amostras coletadas para zoobentos em cada um dos estratos foram lavadas separadamente em malhas de 300 µm e preservados em sacos plásticos devidamente etiquetados com formol 10%. Para as amostras de granulometria e matéria orgânica as amostras foram colocadas em sacos plásticos previamente etiquetados e congelados para posterior análise em laboratório.

III.3 Laboratório

III.3.1 Dados abióticos

Granulometria

As amostras foram secas em estufa a aproximadamente 50 °C por 24hs. Posteriormente, foram separados aproximadamente 30 g, com a utilização de balança digital (precisão $\pm 0,01$ g) e lavados com água destilada sobre uma peneira (0,063 mm) para separar as frações de silte e argila (Figura 3 a). As frações maiores ao 0,063 mm foram secas novamente e analisadas pelo método de peneiramento sequencial através de peneiras com intervalo entre 4 mm e 0,063 mm seguindo a escala de Wenworth a intervalo de um phi (Figura 3 b). A análise dos tamanhos menores que 0,063 mm foi realizada por método de pipetagem (Suguio 1973, Figura 3 a).

a**b**

Figura 3 – a) Proveta de 1 litro com material sedimentar menor que 0,063 mm em processo de decantação. b) peneiras empilhadas de acordo com os tamanhos 4, 2, 1, 0,5, 0,25, 0,125, 0,062 mm e fundo juntamente com a balança utilizada.

Matéria orgânica

O teor de matéria orgânica foi calculado pela diferença de peso depois de calcinação por 120 minutos a ~ 750 °C, utilizando aproximadamente 5 g de sedimento (Schumacher 2002).

III.3.2 Dados bióticos

Zoobentos e vegetação superior

Com o auxílio de uma lupa estereoscópica, os macroinvertebrados foram separados, quantificados e identificados até o menor grau taxonômico possível. Adicionalmente, foram quantificados os indivíduos da classe Ostracoda que estavam presentes nas amostras, por ser um item alimentar importante na dieta do *P. paulensis* (Soares et al. 2004) e *C. sapidus* (Oliveira 2006).

Quando vegetação superior esteve presente nas amostras, foi separada e determinou-se a sua biomassa, tanto em peso úmido como em peso seco (balança, precisão $\pm 0,01$ g). Para o cálculo do peso seco, as amostras foram secas em estufa a aproximadamente 50 °C durante um período de 48h.

III.3.2.1 Biometria

Penaeus paulensis

A biometria constituiu em duas medidas, ambas com auxílio de paquímetro ($\pm 0,01$ mm): (1) medida da parte anterior do rostro até o fim do cefalotórax (CC) e (2) da parte anterior do rostro até a parte posterior do télson (CT, Figura 4). O peso dos indivíduos foi medido com auxílio de uma balança digital (precisão $\pm 0,01$ g). O sexo dos indivíduos foi verificado através da observação da presença ou ausência do apêndice masculino no segundo par de pleópodos (Soares et al. 2004).

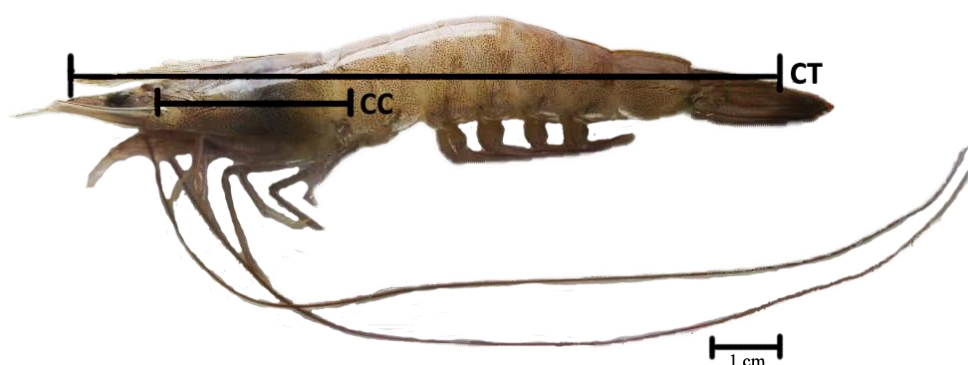


Figura 4 - Vista lateral de *Penaeus paulensis*, destacando os locais de medidas do comprimento da carapaça (CC) e do comprimento total (CT).

Para a retirada do estômago foi feito um corte na parte anterodorsal da carapaça do animal, iniciando na fenda na região da órbita ocular até a margem posterior da carapaça. Após a retirada, foi avaliado o grau de repleção estomacal, separando os estômagos em 3 classes: Classe 0 – vazio, Classe 1 - médio, Classe 2 - cheio (Pereira dos Santos 1978; Figura 5). Posteriormente, foi realizada a secagem do excesso de umidade do estômago com auxílio de papel toalha e calculada a diferença do peso cheio e peso vazio (após remoção do conteúdo). Os itens foram colocados em álcool 70% até o momento da identificação em lupa estereoscópica.

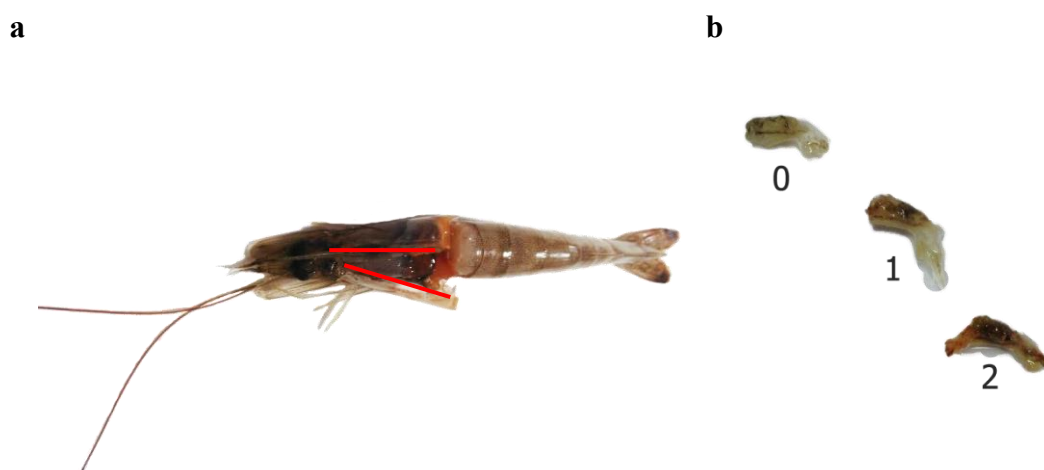


Figura 5– a) Espécime de *Penaeus paulensis* com corte destacado em vermelho realizado na carapaça para retirada do estômago b) Estômagos de *P. paulensis* de acordo com seu grau de repleção, 0 – vazio, 1 - médio, 2 - cheio.

O material encontrado no conteúdo estomacal foi separado, identificado e medido por item alimentar, juntando as peças de cada item. Para estimar o volume que representava o conjunto de indivíduos e partes de cada espécie/táxon encontrada foi utilizada uma placa de acrílico de 1 mm de altura com fundo milimetrado e contado o número de milímetros que ocupava o conjunto de indivíduos e partes.

Nos conteúdos estomacais foram identificados indivíduos de Ostracodas inteiros e em partes (valvas e indivíduos fora das valvas). Quando encontrados dois lados da valva era considerado como um (1) organismo, em casos de valvas muito quebradas que dificultasse a identificação era considerada apenas a presença do mesmo e medido as partes juntas. Foi incluído no item Vegetação as partes de vegetação superior sendo nesse caso grama marinha, como partes da haste, folhas e sementes. No item Crustácea foi incluído principalmente partes de carapaça, partes de pereópodos, maxilípedes e etc. Como PNI (partículas não identificadas) foram classificados aqueles itens que não possuíam caracteres diagnóstico necessários para a sua identificação.

Callinectes sapidus

Foram registradas a largura da carapaça na base dos espinhos laterais (LC1) e a largura da carapaça entre espinhos seguintes (LC2) com auxílio de paquímetro ($\pm 0,01$ mm, Figura 6). Foi registrado o peso total dos indivíduos com o auxílio de uma balança digital (precisão $\pm 0,01$ g). O sexo e a maturidade dos animais foram verificados, sendo identificados pela observação do formato do abdômen (Taissoun 1969).

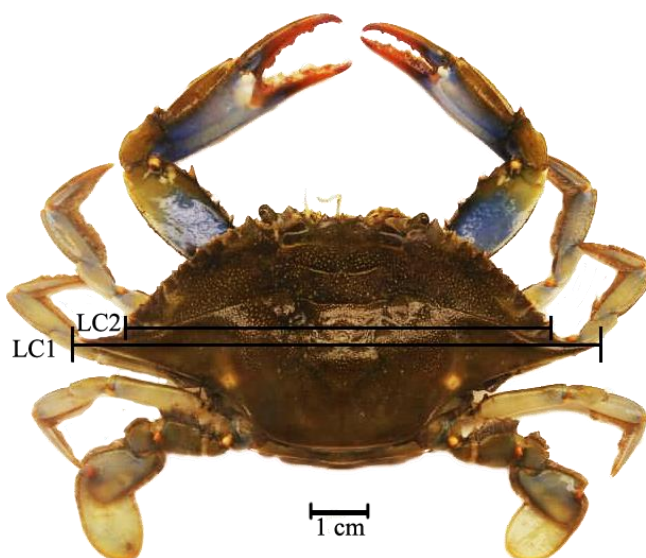


Figura 6 - Vista dorsal de *Callinectes sapidus*, destacando as medidas de largura da carapaça na base dos espinhos laterais (LC1) e largura da carapaça entre espinhos (LC2).

Para a retirada do estômago foi feito um corte em seguimento à fissura na carapaça, como demonstrado na Figura 7 a. Após a retirada, determinou-se o grau de repleção estomacal separando os estômagos em 4 classes de acordo com o observado: Classe 0 – vazio, Classe 1 - semi-vazio, Classe 2 – semi-cheio e Classe 3 – cheio (Figura 7 b, Oliveira 2005). Posteriormente, foi realizada a secagem do excesso de umidade do estômago com auxílio de papel toalha e calculada a diferença do peso cheio e peso vazio (após remoção do conteúdo). Os itens foram colocados em álcool 70% até o momento da identificação em lupa estereoscópica.

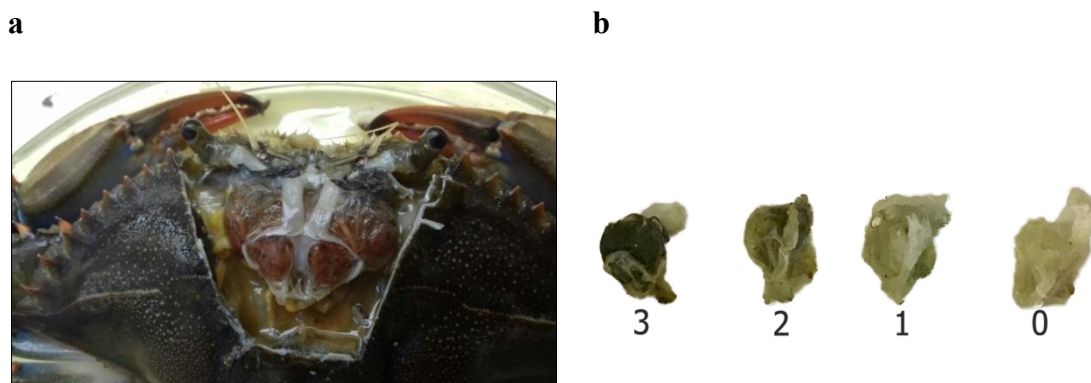


Figura 7 – a) Espécime de *Callinectes sapidus* com corte realizado na carapaça para retirada do estômago. b) Estômagos de *C. sapidus* de acordo com seu grau de repleção, 0 – vazio, 1 - semi-vazio, 2 – semi-cheio e 3 – cheio.

O material encontrado no conteúdo estomacal foi separado, identificado e medido por item alimentar, juntando as peças de cada item. Foi utilizada a mesma metodologia adotada para o conteúdo dos itens de *P. paulensis*. Com exceção do item Crustácea, que nos estômagos do siri pôde ser separado em grandes grupos. Desta forma, o item Brachyura se refere a partes de caranguejos e siris encontradas nos estômagos, como pedaços de quela, pereópodo, carapaça, etc.

III.4 Análise de Dados

III.4.1 Dados abióticos

Os valores dos diferentes tamanhos de sedimento foram expressados em porcentagem. Para avaliar a significância das variações nos tamanhos de grão como consequência do arrasto utilizou-se a análise de variância multivariada permutacional (Permanova, Anderson et al. 2008) com permutações dos resíduos sob um modelo reduzido, a partir de uma matriz de distância Euclidiana. O desenho incluiu os fatores Mesocosmo (Área 1 e Área 2 – fator fixo), Estrato (0-5 cm e 5-10 cm – fator fixo), Tempo (Antes, Impactado 1 e Impactado 2 – fator fixo) e Experimento (Experimento 1, Experimento 2 e Experimento 3- fator fixo).

III. 4.2 Dados bióticos

Zoobentos

Para avaliar as possíveis variações na estrutura da assembleia do zoobentos, foi construída uma matriz de similaridade de Bray-Curtis a partir dos dados de densidade das espécies/táxons (ind. m⁻²) transformados por raiz quadrada. A transformação foi usada para diminuir a importância das espécies dominantes. Foram somados valores de um (+1) para reduzir o efeito da ausência de indivíduos em algumas amostras (Clarke et al. 2006). A partir da matriz de similaridade foi realizada uma Permanova com o seguinte modelo: Mesocosmo (Área 1 e Área 2 – fator fixo), Estrato (0-5 cm e 5-10 cm – fator fixo), Tempo (Antes, Impactado 1 e Impactado 2 – fator fixo) e Experimento (Experimento 1, Experimento 2 e Experimento 3- fator fixo). Foram realizadas 999 permutações de resíduos sob um modelo reduzido. A significância estatística das relações foi avaliada através do teste de permutação de Monte Carlo (P <0,05) (Anderson & Robinson 2003, Anderson 2005). Testes par a par foram realizados para os fatores que resultaram significativos (P < 0,05), usando a correção de Monte Carlo. Para a análise da abundância total, riqueza, equitatividade e diversidade de Shannon foi realizada uma Permanova com o mesmo desenho da análise da estrutura da assembleia, mas usando uma matriz de distância euclidiana, e 4999 permutações com o método de permutação irrestrita de dados brutos.

III.4.3 Importância relativa presa específica (%PSIRI)

Para demonstrar quais os itens mais importantes na dieta, foi utilizado o Índice de Importância Relativa de Presas Específicas (%PSIRI) através da fórmula:

$$\%PSIRI = \%FO * \frac{\%FN + \%FV}{2}$$

A frequência de ocorrência (FO) corresponde à frequência percentual do número de estômagos onde ocorre determinada presa, em relação ao número total de estômagos com alimento, sendo calculada segundo a fórmula:

$$\%FO = \frac{\sum Fn}{\sum I}$$

onde $\sum Fn$ = somatória de frequência de ocorrência relativa a presa específica $\sum I$ = somatório de exemplares (indivíduos) com estômago cheio.

A frequência numérica (FN) corresponde à abundância relativa que determinado item alimentar ocorreu em relação ao número total de estômagos com alimento, sendo calculada segundo a fórmula:

$$\%FN = \frac{Fn}{\sum Fn}$$

onde Fn= abundância de presa específica no estômago $\sum Fn$ = somatório da abundância total das presas no estômago correspondente.

A frequência de volume (FV) corresponde ao volume relativo em mm³ que determinado item alimentar ocupou em relação ao volume total de itens alimentares encontrado no total de estômagos com alimento, sendo calculada a fórmula:

$$\%FV = \frac{Fv}{\sum Fv}$$

onde Fv= volume ocupado por presa no estômago $\sum Fv$ = somatório do total de volume ocupado pelas presas no correspondente estômago.

IV. RESULTADOS

IV.1 Fatores abióticos

A temperatura e salinidade foram semelhantes nos três experimentos, mas com valores ligeiramente menores no Experimento 1: Experimento 1 - temperatura média de $21 \pm 1,4$ °C e salinidade média de $15,5 \pm 2,1$, Experimento 2 - temperatura média de 22 ± 0 °C e salinidade média 20 ± 0 e Experimento 3 - temperatura média de $24 \pm 1,4$ °C e salinidade média de $21,5 \pm 0,7$.

Ao realizar a Permanova para o teor de matéria orgânica (MO), considerando simultaneamente os três Experimentos, foram observadas diferenças significativas no Tempo (Pseudo-F= 15,268, P= 0,001) indicando que a matéria orgânica variou entre antes e depois do arrasto. Também foram identificadas diferenças na interação entre Tempo e Experimento (Pseudo-F= 8,3176, P= 0,001) indicando que o tempo variou de forma diferente em cada Experimento (Tabela 2). No Experimento 1 houve diminuição na matéria orgânica após o arrasto sendo significativas tanto entre os tempos Antes e Impactado 2 (P= 0,001) como entre Impactado 1 e Impactado 2 (P= 0,003). No Experimento 2 houve uma diminuição da matéria orgânica entre os tempos Antes e Impactado 1 (P=0,033). Já no Experimento 3 as diferenças observadas entre os diferentes tempos não foram significativas.

Tabela 2 - Resultados da Permanova para analisar ao teor de matéria orgânica. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te) e Experimento (Ex).

Fonte	DF	Pseudo-F	P(MC)
Ar	1	1,0273	0,334
Es	1	2,7404	0,103
Te	2	15,268	0,001*
Ex	2	2,2472	0,126
ArxEs	1	0,96804	0,344
ArxTe	1	9,87E-02	0,759
ArxEx	2	3,0811	0,076
EsxTe	2	0,79925	0,471
EsxEx	2	0,84032	0,474
TexEx	4	8,3176	0,001*
ArxEsxTe	1	8,77E-02	0,769
ArxEsxEx	2	0,62874	0,552
ArxTexEx	2	1,953	0,159
EsxTexEx	4	1,7792	0,157
ArxEsxTexEx	2	0,56071	0,566

Apesar de não ter sido detectado um resultado significativo, visualmente se pode destacar algumas alterações como consequência do arrasto (Figura 8). Nos Experimentos 1 e 2 houve uma redução de, aproximadamente, 50% do teor de matéria orgânica na Área 1 entre os tempos Antes e Impactado 2, enquanto na Área 2 a redução foi de, aproximadamente, 80% no Experimento 1 e de, aproximadamente, 20% no Experimento 2. Já no Experimento 3 houve diminuição de aproximadamente 20% na Área 1 entre os tempos Antes e Impactado 2, mas houve um aumento de cerca do 40% do teor de matéria orgânica na Área 2 quando comparado o tempo Antes com Impactado 2 (Figura 8).

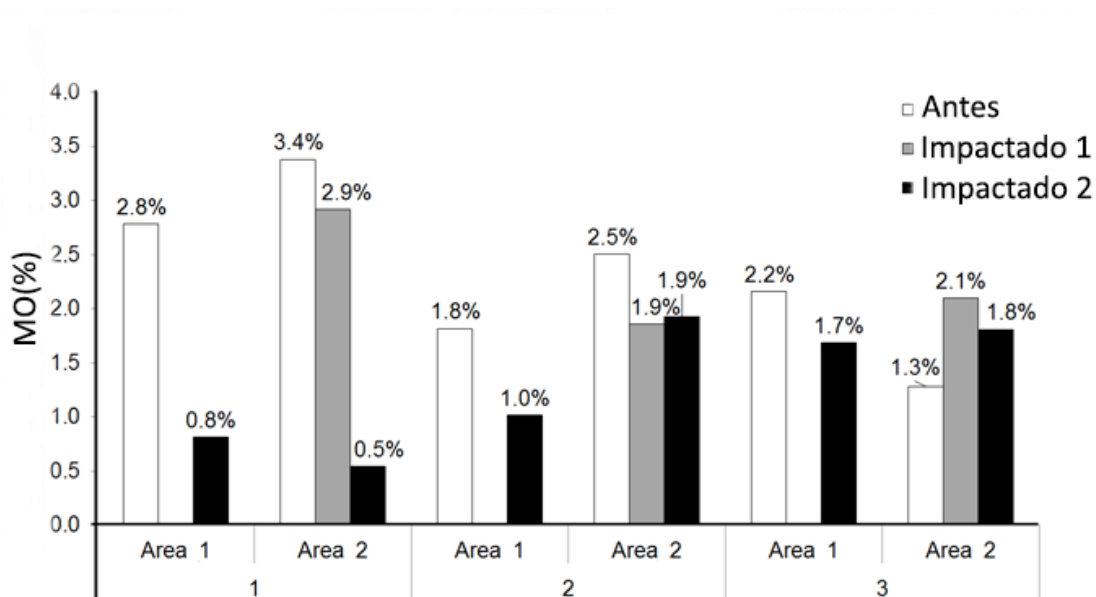


Figura 8 - Porcentagem média de matéria orgânica por Experimento em relação ao Tempo para Área 1 e Área 2.

A granulometria esteve constituída em aproximadamente 70% por areia fina (0,250 - 0,125 mm), 20% por areia muito fina (0,125-0,063 mm) e 10% distribuídos pelos demais tamanhos de grãos (Figura 9). Ao realizar a Permanova para os diferentes tamanhos de grãos foi detectada diferença significativa entre os Estratos (Pseudo-F 8,2167, $P=0,001$). O Estrato 0-5 apresentou maior proporção de silte e argila (<0,063 mm) do que no Estrato 5-10 e menor proporção de areia fina. Também foi detectada diferença entre Experimentos (Pseudo-F 15,524, $P=0,001$) indicando que a composição granulométrica foi diferente para cada Experimento. O Experimento 2 apresentou maior proporção de areia fina quanto que o Experimento 3 apresentou maior proporção de areia muito fina, silte e argila. Apesar de não ser detectada diferença significativa entre os Tempos, foi possível observar graficamente diminuição na porcentagem de Silte (3,75% a 3,27%) e Argila (2,44% a 2,16%) no Estrato 0-5 entre Antes e Impactado 1 na Área 2. E aumento dos mesmos no Estrato 5-10, Silte (2,26% a 3%) e Argila (1,22% a 1,51%; Tabela 3).

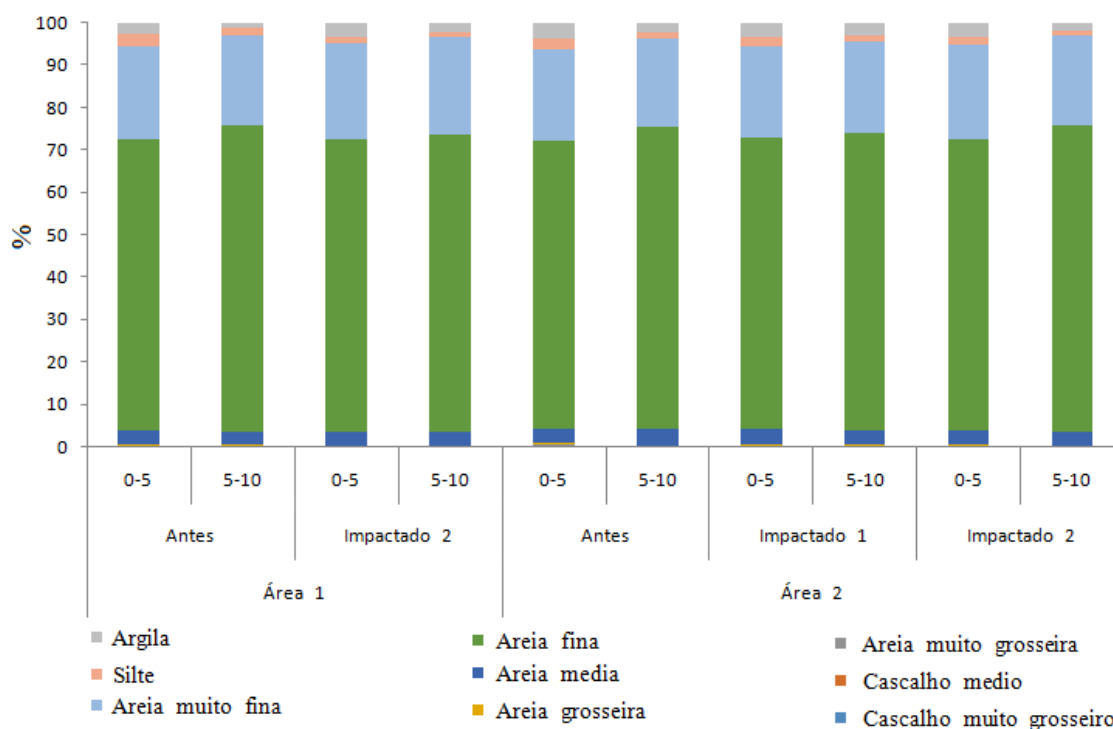


Figura 9 - Porcentagem dos diferentes tamanhos de grãos na Área 1 e Área 2 em relação ao Tempo e a estratificação (0-5 e 5-10 cm profundidade).

Tabela 3 - Resultados da Permanova para analisar a granulometria. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te) e Experimento (Ex).

Fonte	df	Pseudo-F	P(MC)
Ar	1	1,3856	0,236
Es	1	8,2167	0,001*
Te	2	1,9574	0,107
Ex	2	15,524	0,001*
ArxEs	1	0,83135	0,46
ArxTe	1	1,6233	0,172
ArxEx	2	2,0554	0,073
EsxTe	2	0,60155	0,715
EsxEx	2	1,0866	0,358
TexEx	4	1,6288	0,109
ArxEsxTe	1	0,37264	0,745
ArxEsxEx	2	1,21	0,275
ArxTexEx	2	1,2281	0,282
EsxTexEx	4	1,3945	0,2
ArxEsxTexEx	2	0,76373	0,602

IV.2 Zoobentos

Foram analisadas 90 amostras de macrobentos, totalizando 60.688 indivíduos, pertencentes a 11 grandes grupos: Nemertea, Bivalvia, Gastropoda, Hirudinea, Polychaeta, Ostrácoda, Amphipoda e Isopoda. Foram identificados 4 filos, 6 classes, 8 gêneros e 8 espécies (Tabela 4). As classes Ostracoda e Polychaeta representadas pelas espécies *Heteromastus similis* e *Laeonereis acuta* foram os taxa mais abundantes enquanto a espécie *Uromunna peterseni* pertencente à classe Malacostraca foi o menos abundante (Tabela 4). Os ostracodas e o *L. acuta* foram os únicos organismos que apareceram em todos os Experimentos realizados (FO=100%), enquanto que o *U. peterseni* foi o que apresentou menor frequência de ocorrência (FO = 6,6%), estando presente em apenas uma ocasião (Tabela 4).

Tabela 4 - Abundância total (ind.m⁻²) ± desvio padrão e frequência de ocorrência (FO) das espécies encontradas nas Áreas amostradas do Saco do Justino no decorrer dos três Experimentos.

Phylum	Classe	Ordem	Gênero	Espécie / Táxon	Abundância Total (ind.m ⁻²)	FO(%)
Anellida	Polychaeta	Phyllodoceida	<i>Alitta</i>	<i>Alitta succinea</i>	169,8 ± 73,5	13,3
Anellida	Polychaeta	Phyllodoceida	<i>Laeonereis</i>	<i>Laeonereis acuta</i>	3485,9 ± 4832,6	100,0
Anellida	Polychaeta	Phyllodoceida	<i>Nephytys</i>	<i>Nephytys fluviatilis</i>	499,5 ± 549,8	93,3
Anellida	Polychaeta	Capitellidae	<i>Heteromastus</i>	<i>Heteromastus similis</i>	18251,7 ± 22204,5	93,3
Anellida	Clitellata			Hirudinea ni.	178,3 ± 69,7	20,0
Nemertea				Nemertea ni.	159,2 ± 79,1	46,7
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	<i>Heleobia</i>	<i>Heleobia</i> sp.	3297,7 ± 4399,8	93,3
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	<i>Heleobia</i>	<i>Heleobia australis</i>	254,6 ± 207,9	60,0
Mollusca	Bivalvia	Myida	<i>Erodona</i>	<i>Erodona mactroides</i>	980,8 ± 1250,8	93,3
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	<i>Apolochus</i>	<i>Apolochus neapolitanus</i>	288,6 ± 212,3	46,7
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	<i>Uromunna</i>	<i>Uromunna peterseni</i>	127,3 ± 0	6,6
Arthropoda	Ostracoda			Ostracoda ni.	75869,0 ± 88766,6	100,0

As maiores abundâncias e riquezas de organismos foram encontradas no Estrato 0-5, independentemente do Experimento. A abundância média diminuiu consecutivamente entre os três Experimentos, particularmente no Estrato 0-5 (Figura 10 a).

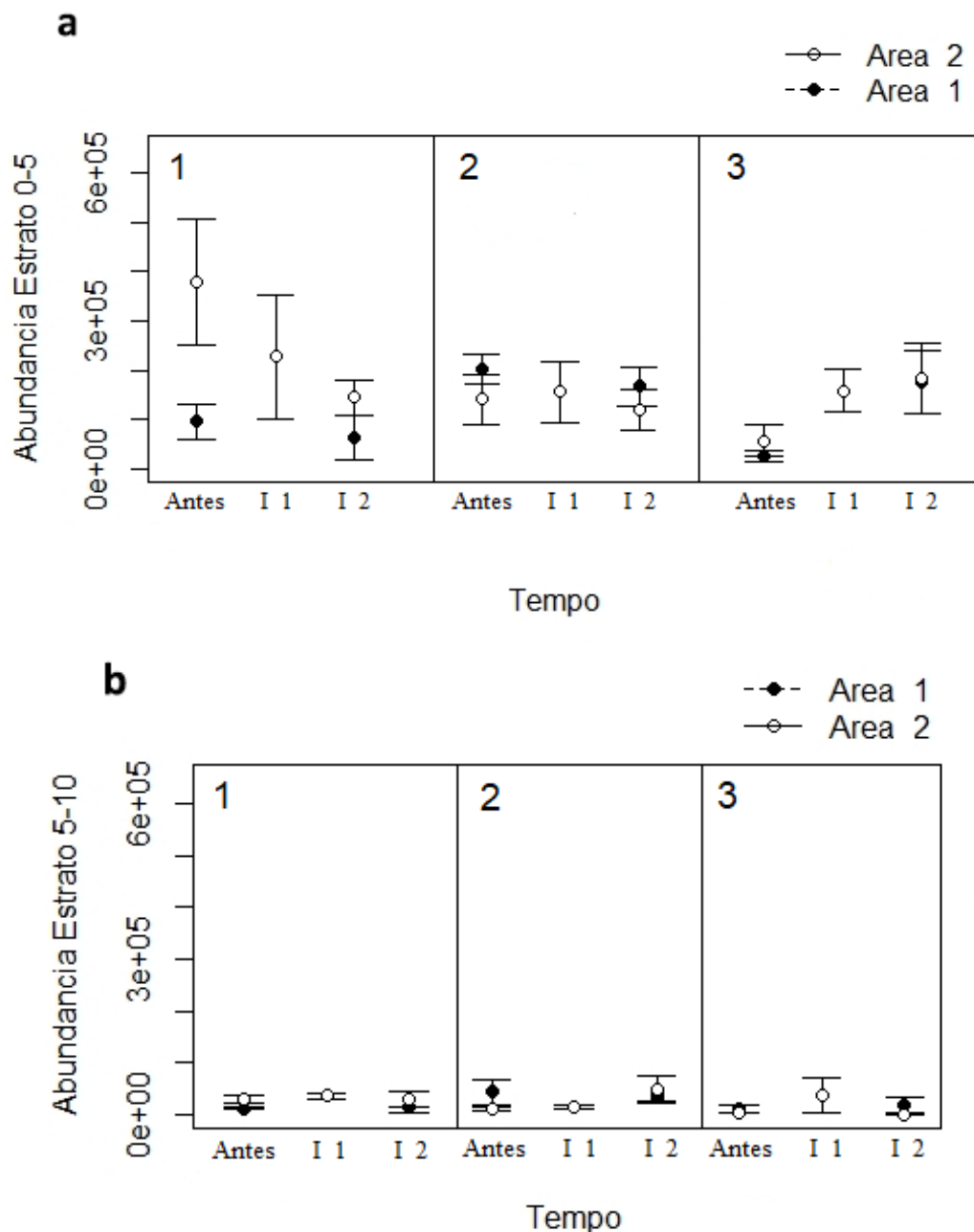


Figura 10- Abundância total de macrobentos (ind.m⁻²) em relação ao tempo em de cada Experimento e em suas respectivas Áreas de estudo. As barras verticais indicam o erro estándar. a – Estrato 0-5 e b – Estrato 5-10

Ao realizar a Permanova para a abundância total foram detectadas diferenças significativas na interação entre os fatores Estrato, Tempo e Experimento (Pseudo-F= 3,6337, P= 0,015), indicando que a estratificação varia de forma diferente em cada Experimento e em relação ao Tempo (Tabela 5). No Experimento 3 houve aumento significativo no Estrato 0-5 (P=0,0238) entre Antes e Impactado 2 (Figura 10 a). Para o

Estrato 5-10 não foi detectada diferença significativa entre os Tempos para nenhum Experimento (Figura 10 b).

Também foram identificadas diferenças significativas na abundância total na interação entre os fatores Áreas e Experimentos (Pseudo-F= 5,5367, P=0,007), no Experimento 1 houve diferença significativa entre Área 1 e Área 2 (P= 0,004) onde na Área 1 foi detectada maior abundância total de organismos que na Área 2. Nos três Experimentos houve diferença significativa entre os Estratos (P= 0,001) sendo sempre maior a abundância de organismos no Estrato 0-5 (Tabela 5).

Tabela 5 – Resultados da Permanova ao analisar a abundância total de organismos. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te) e Experimento (Ex).

Fonte	df	Pseudo-F	P(MC)
Ar	1	1,697	0,1988
Es	1	87,633	0,0002*
Te	2	7,55E-03	0,9914
Ex	2	3,3159	0,0434
ArxEs	1	1,2305	0,2784
ArxTe	1	0,49484	0,4872
ArxEx	2	5,5367	0,0074*
EsxTe	2	0,18141	0,8238
EsxEx	2	6,61E-02	0,9392
TexEx	4	1,6438	0,1822
ArxEsxTe	1	0,29168	0,5932
ArxEsxEx	2	1,3605	0,262
ArxTexEx	2	1,1217	0,3368
EsxTexEx	4	3,6337	0,015*
ArxEsxTexEx	2	0,60958	0,5404

A riqueza de espécies variou entre 0 a 9 espécies por amostra nos três Experimentos. Este índice de espécies variou entre as Áreas e Experimentos (Pseudo-F= 41,455, P= 0,0002). Ostracodas e *H. similis* dominaram o Estrato 0-5 no Experimento 1 e 2 em ambas Áreas. No Experimento 3 somente Ostracodas dominaram a fauna. Em todos os Experimentos o Estrato 0-5 apresentou uma riqueza de espécies maior que o Estrato 5-10. Houve também diferença significativa na riqueza de espécies na interação Estrato, Tempo e Experimento (Pseudo-F= 3,9712, P= 0,0062) onde no Experimento 1, foi detectado aumento de riqueza entre Antes e Impactado 1 (P= 0,0368) e entre Antes e

Impactado 2 no Estrato 0-5 ($P= 0,012$), com uma diminuição na riqueza de espécies e no Estrato 5-10.

Tabela 6 - Resultados da Permanova ao analisar a riqueza de espécies. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te) e Experimento (Ex).

Fonte	df	Pseudo-F	P(MC)
Ar	1	0,11295	0,728
Es	1	53,304	0,0002*
Te	2	2,5812	0,084
Ex	2	41,455	0,0002*
ArxEs	1	1,818	0,1932
ArxTe	1	0,68568	0,4142
ArxEx	2	6,0205	0,003*
EsxTe	2	0,273	0,7574
EsxEx	2	5,1725	0,0092*
TexEx	4	1,0817	0,3666
ArxEsxTe	1	0,34949	0,5568
ArxEsxEx	2	1,0287	0,3666
ArxTexEx	2	6,3844	0,0032*
EsxTexEx	4	3,9712	0,0062*
ArxEsxTexEx	2	1,0458	0,358

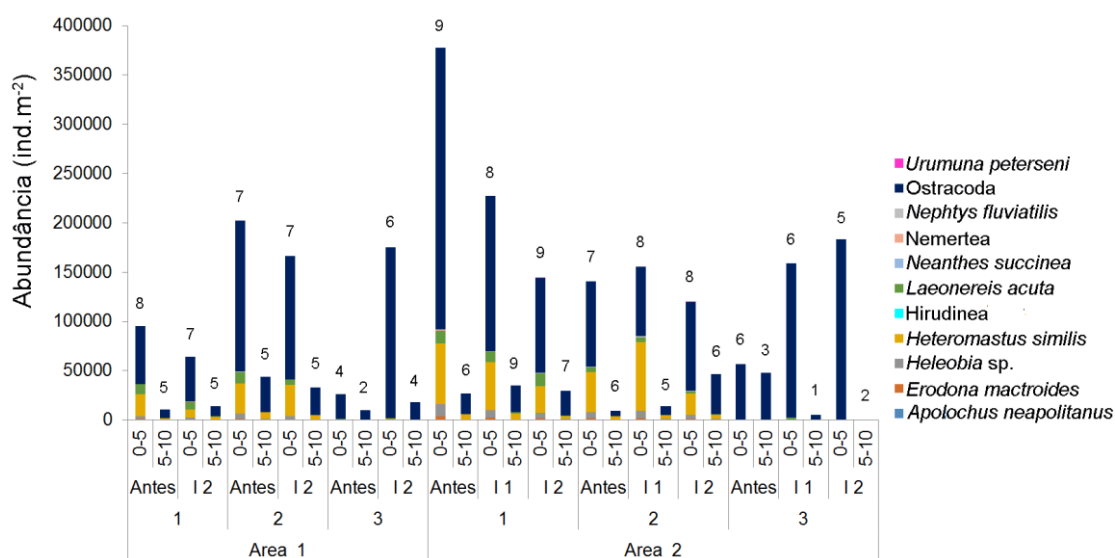


Figura 11 – Abundância média (ind.m^{-2}) das espécies encontradas por Estrato (0-5 e 5-10 cm), Tempo (Antes, I1 – Impactado 1 e I2 Impactado 2) e Experimento. Os números acima das barras indicam a riqueza de espécies

Detalhando as espécies, apenas três apresentaram diferenças significativas nas suas abundâncias como consequência do arrasto. Foram detectadas diferenças

significativas na abundância de Ostracodas na interação entre Estrato, Tempo e Experimento (Pseudo-F= 2,5954, P=0,044) e entre Área e Experimento (Pseudo-F= 4,6329, P=0,011). Estes organismos resultaram sempre mais abundantes no Estrato 0-5. Na Área 2 houve uma maior densidade destes organismos nos Experimentos 1 e 3, enquanto que na Área 1 foi no Experimento 2. Em relação ao Tempo, na Área 1 houve um aumento de Ostracodas entre Antes e Impactado 2 no Experimentos 3 e uma diminuição no Experimento 1 e 2. Na Área 2 houve uma diminuição no Experimento 1 e 2 e aumento no Experimento 3 (Figura 11).

O poliqueta *Heteromastus similis* apresentou diferenças na interação entre os fatores Estrato, Tempo e Experimento (Pseudo-F= 3,1285, P= 0,0222) e na interação entre Área e Experimento (Pseudo-F=7,6354, P=0,0006). Estes poliquetas foram mais abundantes durante os Experimentos 1 e 2 em ambas as Áreas, sendo maior a sua densidade na Área 2. A sua abundância sempre foi maior no Estrato 0-5. O padrão de variabilidade entre as duas áreas foi diferente, enquanto na Área 1 a sua abundância diminuiu entre o Antes e o Impactado 2 no primeiro Experimento e se manteve semelhante nos outros dois; na Área 2 durante nos primeiros Experimentos houve um aumento no Impactado 1 e logo um decréscimo no Impactado 2, e o padrão oposto no Experimento 3.

O poliqueta *Nephtys fluviatilis* apresentou diferenças significativas na interação dos fatores Área, Estrato e Experimento (Pseudo-F=3,7123, P=0,034). Estes poliquetas encontraram-se principalmente no Estrato 0-5, sendo mais abundantes na Área 2. A maior abundância destes organismos foi observada nos Experimentos 1 e 2. Em ambas as Áreas houve decréscimo da abundância destas espécies (*H. similis* e *N. fluviatilis*) entre o Antes e o Impactado 2, no entanto o decréscimo na Área 2 foi o dobro que na Área 1 (~25% na Área 1 e ~50% na Área 2).

O bivalve *Erodona mactroides* não apresentou diferenças significativas em relação ao Tempo, porém pode-se detectar que para a Área 2 houve aumento na sua abundância no Estrato 5-10 (abundância média de ~85 para ~170 ind.m⁻² e de ~85 para 225 ind.m⁻²) nos 2 primeiros Experimentos após o arrasto. Para o Estrato 0-5 foi observado que no Experimento 2 e 3 houve aumento da abundância entre Antes e Impactado 1 (abundância média de ~1118 para ~1952 ind.m⁻² e de ~84 para 413 ind.m⁻²).

Para a equitatividade foi detectada diferença significativa entre Estratos (Pseudo-F= 6,8545, P= 0,12) e na interação entre os fatores Estrato e Experimento (Pseudo-F= 3,1145, P= 0,0432). Ao realizar o Pair-wise test foi constatado que apenas no Experimento 3 houve diferença significativa, onde foi detectado equitatividade maior no Estrato 0-5 do que no Estrato 5-10 (P= 0,044, Tabela 7). Para o índice de Shannon foi detectada diferença significativa entre os Experimentos (Pseudo-F= 18,219, P= 0,0002), com o Experimento 3 apresentando diversidade diferente dos demais Experimentos (P= 0,0002, Tabela 8). A diversidade do Experimento 3 foi menor que nos outros (Figura 11).

Tabela 7 - Resultados da Permanova ao analisar a equitatividade das amostras coletadas. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te) e Experimento (Ex).

Fonte	df	Pseudo-F	P(MC)
Ar	1	1,6562	0,2006
Es	1	6,8545	0,012*
Te	2	1,6436	0,1972
Ex	2	0,39976	0,6936
ArxEs	1	0,53574	0,4522
ArxTe	1	0,72238	0,403
ArxEx	2	0,45881	0,6446
EsxTe	2	1,2956	0,281
EsxEx	2	3,1145	0,0432*
TexEx	4	2,2047	0,0756
ArxEsxTe	1	1,4975	0,2244
ArxEsxEx	2	1,1853	0,314
ArxTexEx	2	0,30655	0,7294
EsxTexEx	4	1,5818	0,1898
ArxEsxTexEx	2	0,9551	0,3824

Tabela 8 – Resultados da Permanova ao analisar o índice de Shannon. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te) e Experimento (Ex).

Fonte	df	Pseudo-F	P(MC)
Ar	1	0,91273	0,3504
Es	1	2,938	0,0896
Te	2	2,1686	0,12
Ex	2	18,219	0,0002*
ArxEs	1	0,68887	0,4072
ArxTe	1	0,82416	0,3678
ArxEx	2	1,6443	0,2004
EsxTe	2	0,72158	0,4946
EsxEx	2	2,14E-02	0,9796
TexEx	4	1,1737	0,3346
ArxEsxTe	1	1,743	0,1952
ArxEsxEx	2	1,8718	0,1658
ArxTexEx	2	2,7832	0,0696
EsxTexEx	4	1,3515	0,2598
ArxEsxTexEx	2	1,725	0,19

Ao realizar a Permanova para a estrutura da assembleia foram detectadas diferenças significativas na interação entre o Estrato e o Experimento (Pseudo-F= 5,6921, P= 0,001, Tabela 9). No entanto, nos três Experimentos houve diferença significativa entre os Estratos (P= 0,001), sendo maior a diversidade e abundância de organismos no Estrato 0-5. Também foram identificadas diferenças significativas na interação entre Áreas e Experimentos (Pseudo-F=2,2199, P=0,044). Ao realizar o Pair-wise test foi constatado que apenas no Experimento 1 houve diferença significativa entre Área 1 e Área 2 (P=0,018). Foi constatado que os três Experimentos apresentaram diferença significativa no Estrato 0-5 e Estrato 5-10 (P= 0,001, P=0,001 e P=0,001) indicando que no Estrato 0-5 apresentou estrutura com maior abundância e riqueza de espécie do que no Estrato 5-10.

Igualmente foram observadas diferenças significativas entre os Experimentos (Pseudo-F= 13,348, P= 0,001; Tabela 9), sendo que a estrutura da assembleia no Experimento 3 foi diferente aos restantes Experimentos. Estas diferenças se devem principalmente à diminuição da diversidade de espécies (Figura 11). Também foi verificado através de uma PCO esta diferenciação no Experimento 3 (Figura 12). Nesta

gráfica o eixo 1 representou o 26,7% de variação enquanto que o eixo 2 representou o 36,4% sendo que no todo a gráfica representou o 63,15% da variação da estrutura da assembleia. Como antes expressado, essa diferença se deve principalmente à diminuição da diversidade de espécies no último Experimento, onde a maioria dos indivíduos identificados pertencia à classe Ostracoda.

Tabela 9- Resultados da Permanova para analisar a estrutura da assembleia. Números com asterisco indicam resultados significativos. Área (Ar), Estrato (Es), Tempo (Te), Experimento (Ex).

Fonte	df	Pseudo-F	P (MC)
Ar	1	1,2072	0,33
Es	1	30,759	0,001*
Te	2	1,0583	0,383
Ex	2	13,348	0,001*
ArxEs	1	0,44031	0,789
ArxTe	1	1,056	0,382
ArxEx	2	2,2199	0,044*
EsxTe	2	0,35785	0,945
EsxEx	2	5,6921	0,001*
TexEx	4	1,364	0,169
ArxEsxTe	1	0,33615	0,862
ArxEsxEx	2	1,0889	0,383
ArxTexEx	2	1,5487	0,146
EsxTexEx	4	1,0106	0,44
ArxEsxTexEx	2	0,3875	0,917

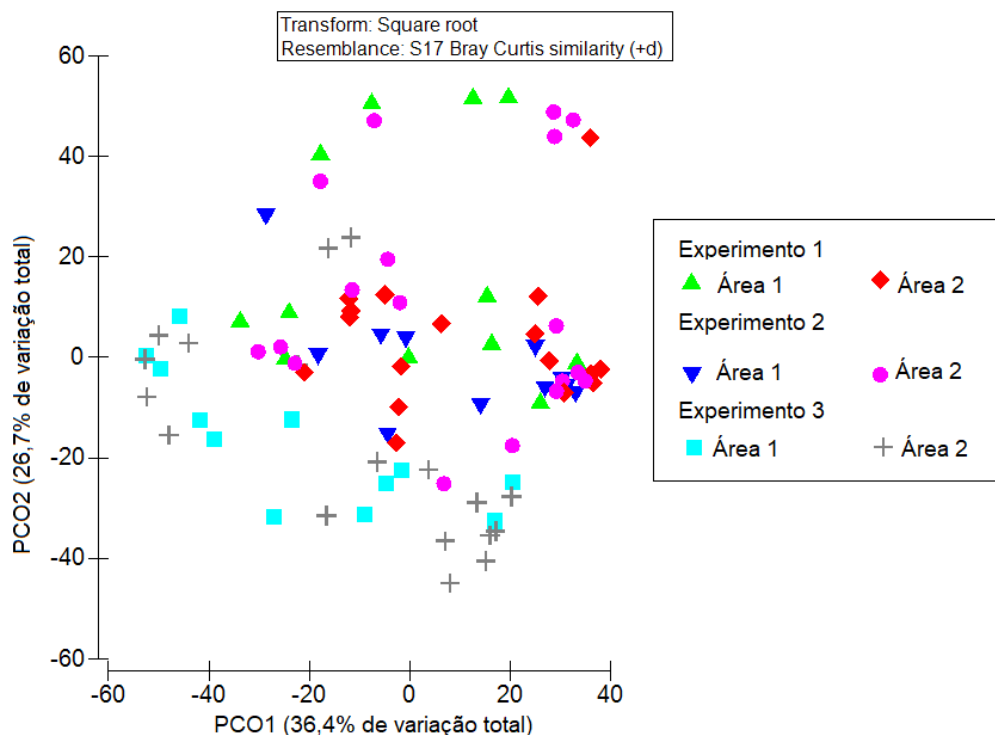


Figura 12 – Análise de Coordenadas principais (PCO) demonstrando a diferença de Área por Experimento.

IV.3 *Penaeus paulensis* (camarão-rosa)

Foram identificadas 50 fêmeas e 57 machos. O sexo de três indivíduos não pôde ser identificado devido à má condição do mesmo. Em média, os camarões apresentaram um comprimento de carapaça (CC) de $16,35 \pm 2,56$ mm, um comprimento total (CT) de $97,2 \pm 21,87$ mm e um peso de $7,44 \pm 1,52$ g.

IV.3.1 Conteúdo estomacal

No total das três réplicas do experimento foram analisados 110 estômagos de *P. paulensis*, onde 102 (92,72 %) apresentaram pelo menos algum item alimentar. Quando separados pelos graus de repleção foram quantificados da seguinte forma: 59 estômagos (53,63%) como pertencentes à Classe 2, 45 (40,90%) a Classe 1 e 6 (5,45%) a Classe 0, que representavam os estômagos vazios. Não foram observadas grandes diferenças na proporção de repleção entre tratamentos (Figura 13).

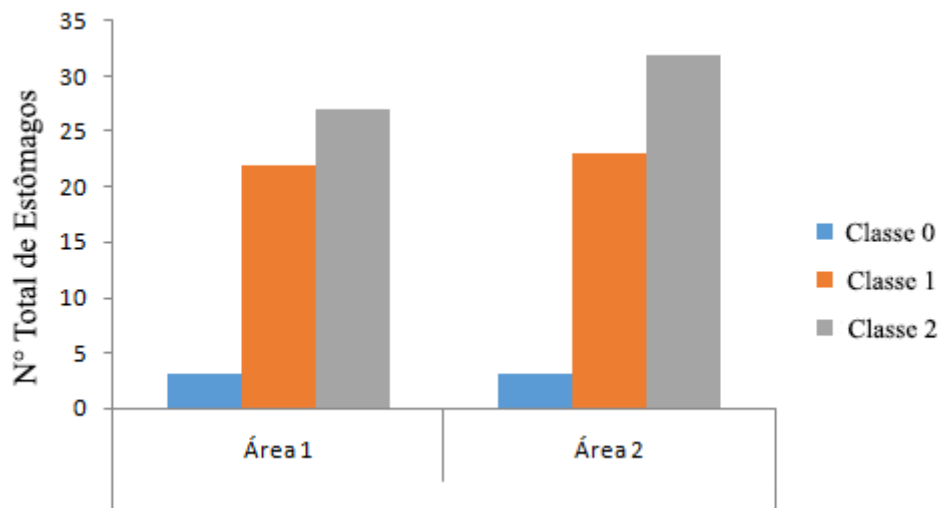


Figura 13 - Abundância total de indivíduos de *Penaeus paulensis* por classe de repleção em cada uma das Áreas analisadas.

Foram identificados 14 tipos de itens: Peixe, Insecta, Arachnida, Crustácea, Copépodes Bentônicos, Copépodes Planctônicos, Ostracoda, Cirripedia, Polychaeta, Acari, Vegetação, Microalgas, Matéria Orgânica (MO) e Partículas Não Identificadas (PNI).

A maior porcentagem relativa de presas encontradas foi a MO (38,2%) e Copépodes Bentônicos (22,1%, Figura 14). No entanto, o item Copépodes Bentônicos aparece no Experimento 3 de forma mais abundante, estando presente em praticamente todos estômagos analisados. Esse aumento de copépodes refletiu na porcentagem final, resultando em um dos itens mais encontrado no conteúdo estomacal do camarão.

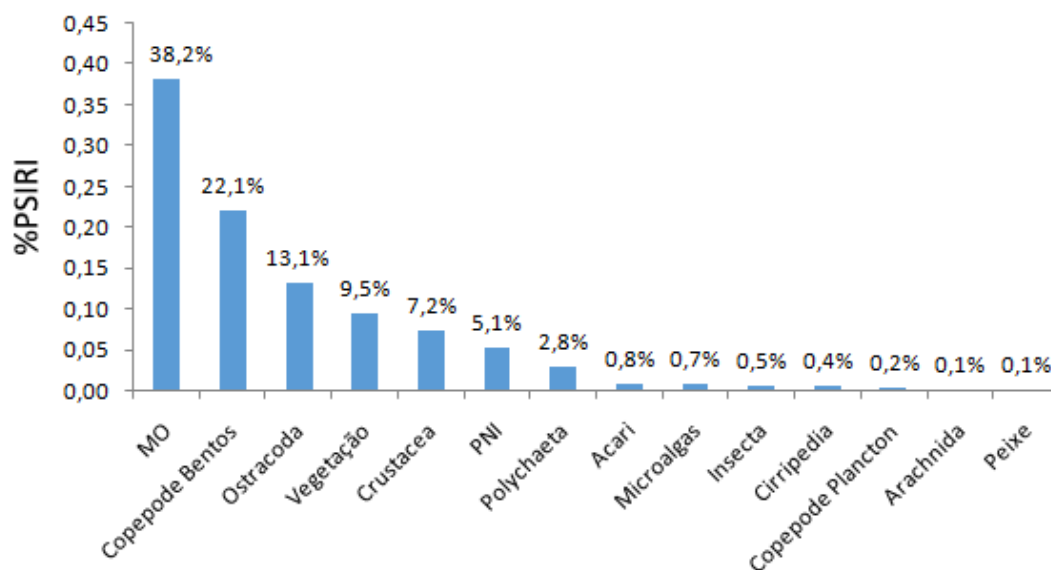


Figura 14 - Índice de importância relativa presa específica (PSIRI) do conteúdo estomacal de *Penaeus paulensis* considerando os 3 três Experimentos e as duas Áreas.

Houve diferença na porcentagem relativa de presas entre a Área 1 e Área 2 principalmente nos itens: MO, Ostracoda, Vegetação, Crustácea e Polychaeta. Foi observado, para o item Vegetação, um aumento de aproximadamente 4% entre Área 1 e 2 (PSIRI= 7% na Área 1 e 11,8% na Área 2), para MO o aumento também foi de aproximadamente 4% (PSIRI = 35,9% na Área 1 para 40,2% na Área 2) e para Polychaeta 1,4% (PSIRI= 2,1% na Área 1 e 3,5% na Área 2). Em contra partida foi observada uma diminuição de Crustácea em aproximadamente 4% (PSIRI= 9,5% Área 1 e 5,2% na Área 2) e para Ostracoda de 2% (PSIRI= 14,2% na Área 1 a 12,2% na Área 2; Figura 15).

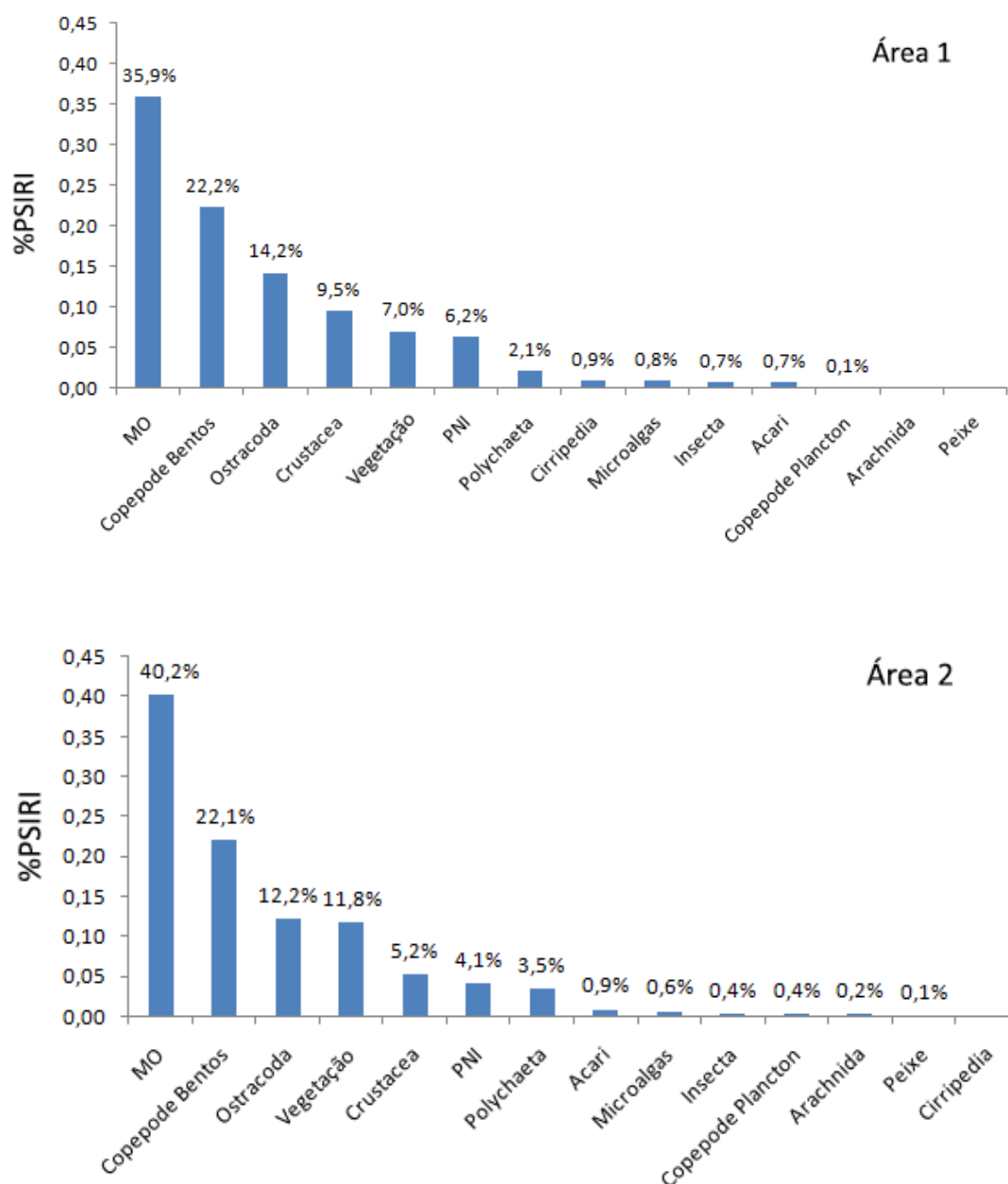


Figura 15 - Índice de importância relativa presa específica (PSIRI) do conteúdo de *Penaeus paulensis* comparando a Área 1 e a Área 2.

Detalhando cada experimento, observa-se que a matéria orgânica é um item muito importante na dieta do camarão e se manteve independentemente dos efeitos do arrasto na ressuspensão da matéria orgânica e os sedimentos finos. Cabe ressaltar a presença de copépodes bentônicos como item importante na dieta apenas no Experimento 3, representando junto com a matéria orgânica mais do 50% dos itens. Apesar de não ter sido possível recapturar camarões no Experimento 1, ostracodas e MO representaram os principais itens após o arrasto, semelhante com o Experimento 2. No entanto no Experimento 2 observa-se que houve uma diminuição na importância

relativa dos ostracodas passando de 40% na Área 1 a apenas 19%, contrastando com o aumento na ingestão de matéria orgânica que passou de 29% na Área 1 a 59% na Área 2. Neste Experimento também se observou um aumento na representação de poliquetas na zona arrastada (Figura 15).

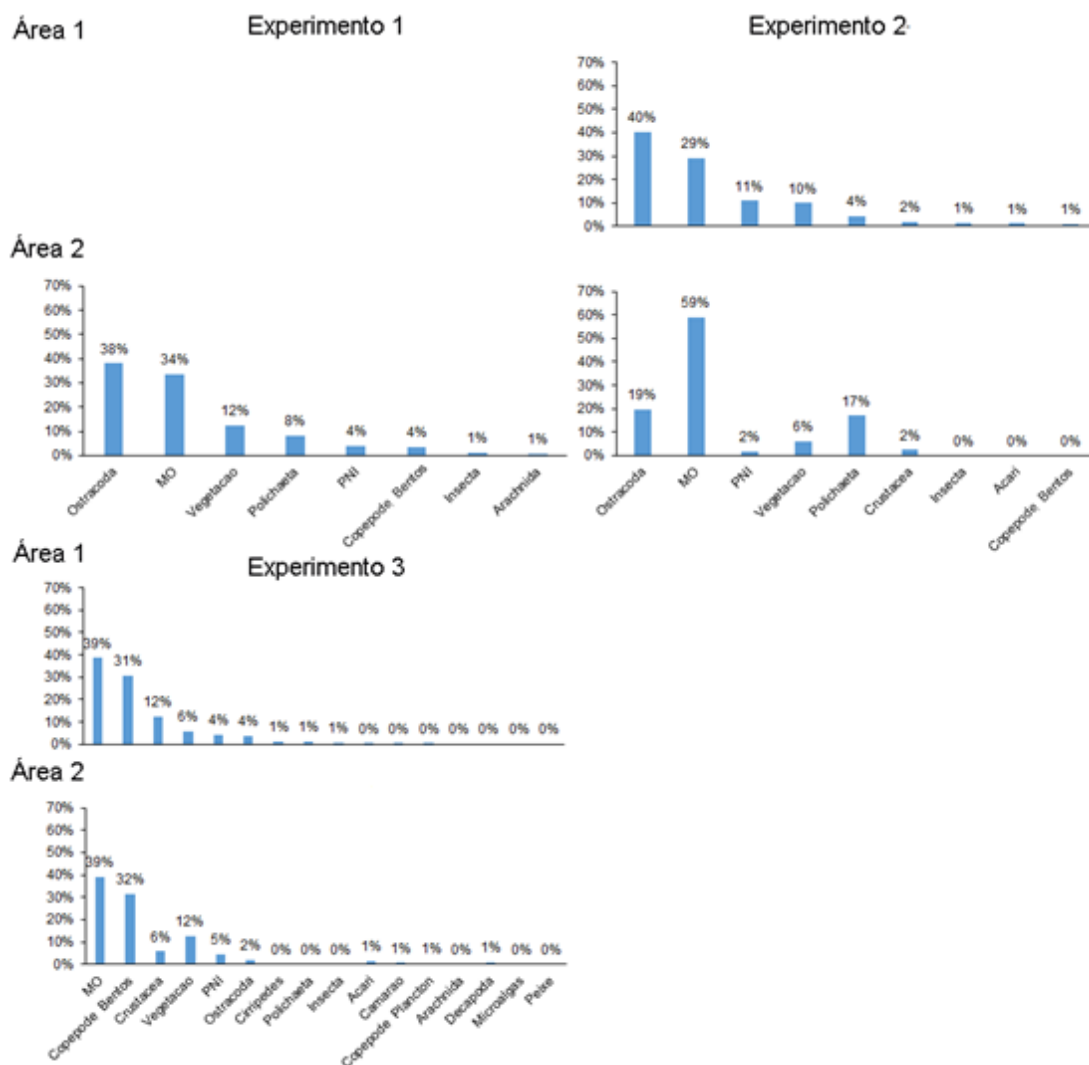


Figura 16 - Índice de importância relativa presa específica (PSIRI) do conteúdo de *Penaeus paulensis* comparando a Área 1 e a Área 2 de cada um dos 3 Experimentos.

IV.3.2 *Callinectes sapidus* (siri-azul)

Foram identificadas 35 fêmeas, sendo 12 maduras e 23 imaturas, e 97 machos sendo 59 maduros e 38 imaturos. Em média, os siris apresentaram largura de carapaça (LC1) de $102,65 \pm 21,17$ mm, largura entre espinhos (LC2) $84,37 \pm 17,27$ mm e peso de $204,79 \pm 43,66$ g.

IV.3.3 Conteúdo estomacal

No total das três réplicas do experimento foram analisados 132 estômagos de *C. sapidus*, onde 81 (61,36%) apresentaram pelo menos algum item alimentar. Quando separados pelos seguintes graus de repleção foram quantificados 51 (38,63%) dos estômagos pertencentes à Classe 0 que representavam os estômagos vazios, 33 (25%) à Classe 1, 25 (18,93%) à Classe 2 e 23 (17,42%) à Classe 3. Não foram observadas grandes diferenças na proporção de repleção entre tratamentos (Figura 17).

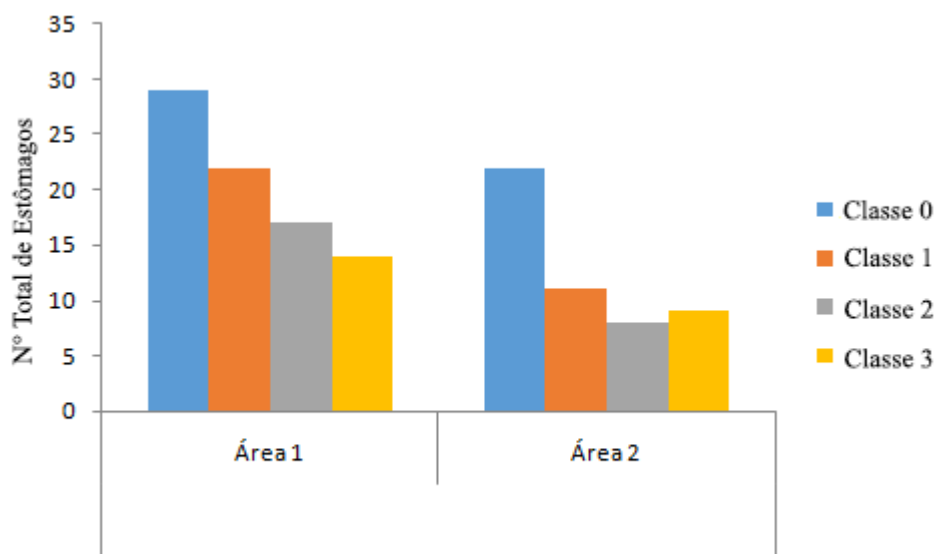


Figura 17- Abundância total de indivíduos de *Callinectes sapidus* por classe de repleção em cada uma das Áreas analisadas.

Foram identificados 16 tipos de itens alimentares: Peixe, Cnidaria, Insecta, Acari, Brachyura, Penaeidae, Copépoda, Ostracoda, Cirripedia, Polychaeta, *Apolochus neapolitanus*, *Erodona mactroides*, *Heleobia australis*, Vegetação, Matéria Orgânica (MO) e Partículas Não Identificadas (PNI). A maior porcentagem relativa de presas encontradas foi a Vegetação (19,2%), Brachyura (18,9%) e *E. mactroides* (16,9%). (Figura 18), contrastando com as maiores abundâncias do macrobentos onde ostracodas e poliquetas foram os principais itens encontrados.

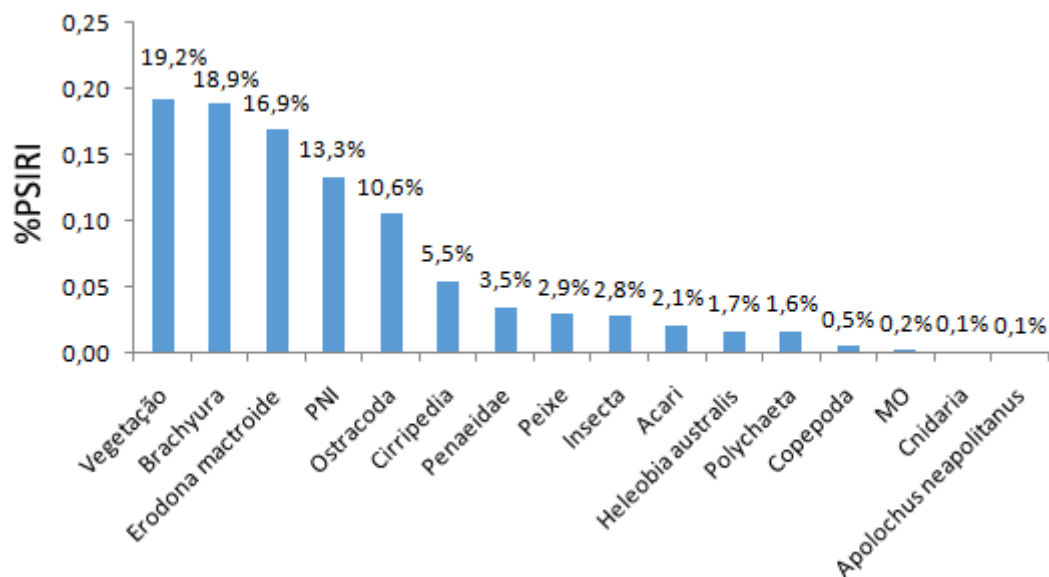


Figura 18 - Índice de importância relativa presa específica (PSIRI) do conteúdo estomacal de *Callinectes sapidus* considerando os 3 três Experimentos e as duas Áreas.

Houve diferença na porcentagem relativa de presas entre a Área 1 e a Área 2 principalmente nos itens: Brachyura, Cirripedia, Penaeidae e Vegetação. Os Penaeidae aumentaram de 6% (PSIRI= 1,8% na Área 1 e 7,9% na Área 2), a Vegetação aumentou 3% (PSIRI= 19,6% na Área 1 e 22,5% na Área 2). Em contra partida, houve uma diminuição de Cirripedia em 9% (PSIRI= 9,7% na Área 1 e 0,3% na Área 2) e de 5% para Brachyura (PSIRI= 30% na Área 1 e 25,5% na Área; Figura 19).

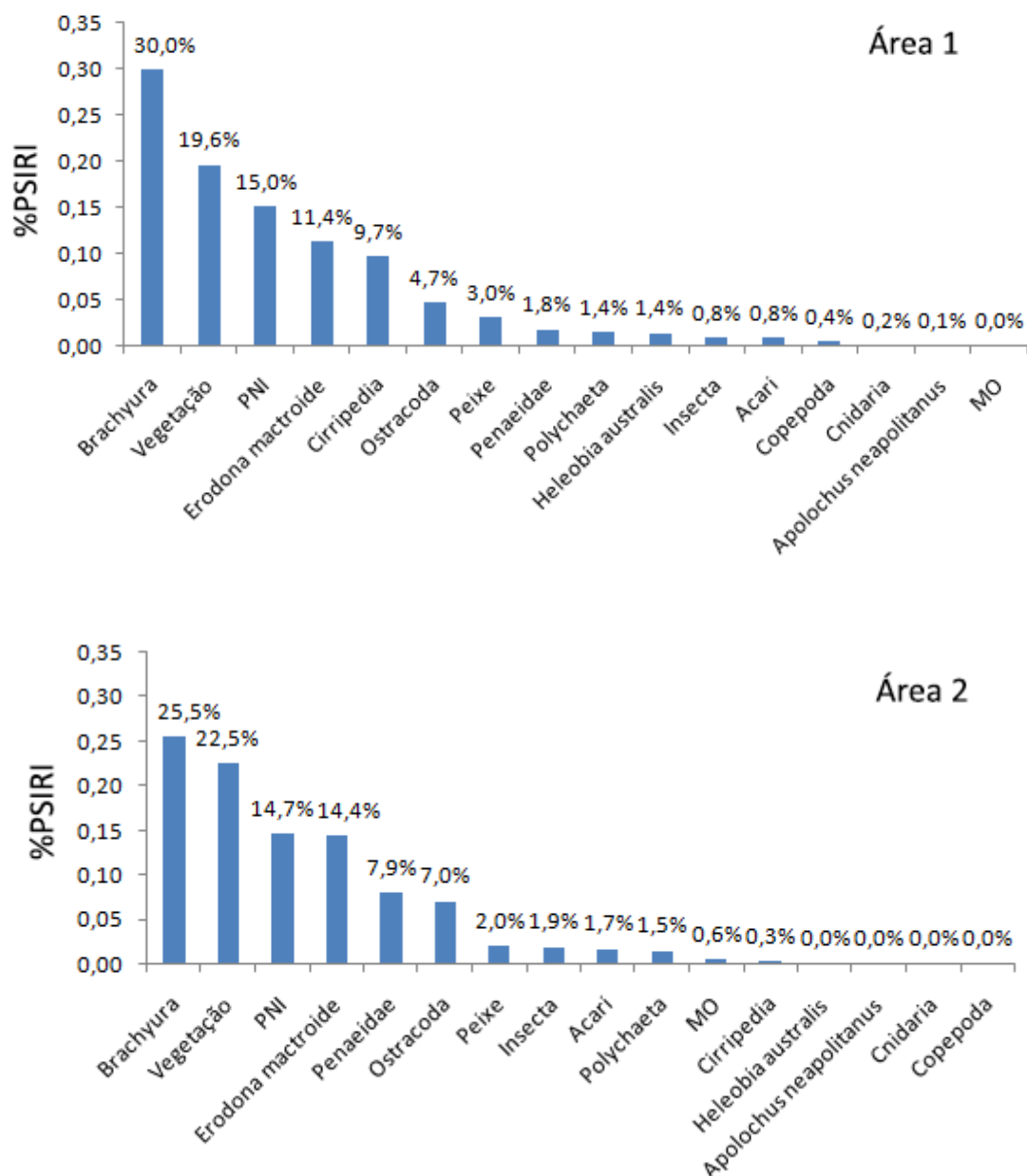


Figura 19- Índice de importância relativa presa específica (PSIRI) do conteúdo estomacal de *Callinectes sapidus* comparando a Área 1 e a Área 2.

Detalhando as diferenças na importância relativa das presas por Experimento entre ambas as Áreas, pôde se notar que apesar das diferenças na composição da dieta entre um Experimento e outro, esta se viu alterada na Área 2 (Figura 19). Apesar das alterações sofridas na sua abundância relativa na Área 2, crustáceos (Decapoda/Brachyura), detritos (PNI) e a vegetação se mantêm como os principais itens na dieta no siri. Entre estas alterações cabe se destacar que no Experimento 1 houve diminuição na representatividade do item Brachyura (de 24% a 3%). Assim como o aumento na ingestão de Vegetação (de 13% a 25%) e diminuição da ingestão de

Erodona mactroides (de 13% a 7% após o arrasto). No Experimento 2 também houve um aumento na ingestão de vegetação após o arrasto (de 22% a 31%). Os crustáceos (Brachyura e Decapoda juntos) também diminuíram a sua importância relativa na Área 2 e a *Erodona mactroides* passou de representar o 10% da ingestão a apenas 3%. Já no Experimento 3 as mudanças foram um pouco diferentes com diminuição da importância relativa da vegetação (de 26% a 18%) e um aumento na ingestão de crustáceos e *Erodona mactroides*. Estes aumentos podem estar relacionados com a drástica diminuição na ingestão de Cirripedes (de 31% a apenas 1%; Figura 19).

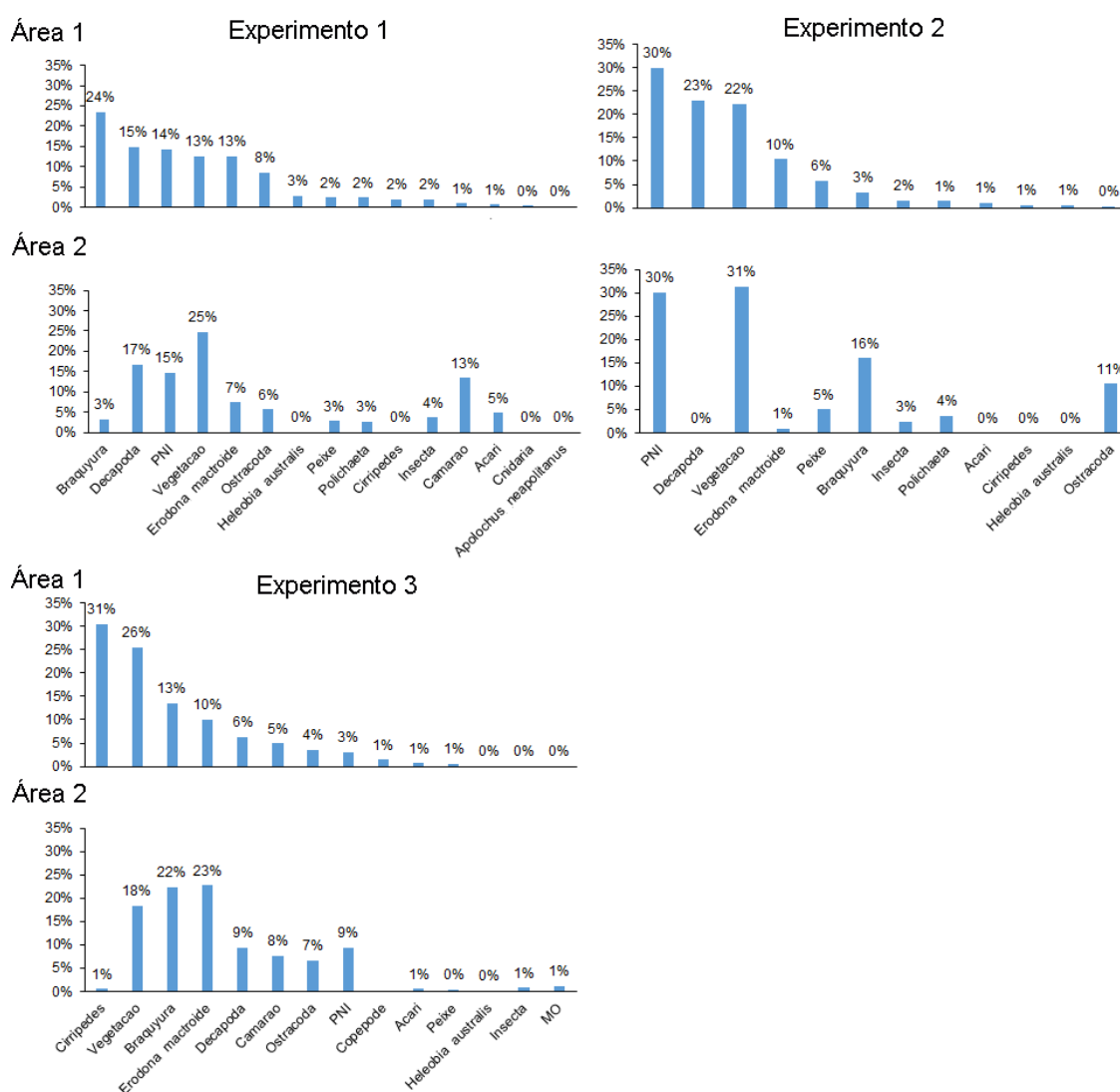


Figura 20 - Índice de importância relativa presa específica (PSIRI) do conteúdo de *Callinectes sapidus* comparando a Área 1 e a Área 2 de cada um dos 3 Experimentos.

IV.3.4 Correlação dos principais resultados

Levando em consideração o impacto ocasionado pelo arrasto por experimento podemos observar: Experimento 1 para zoobentos, considerando as espécies mais representativas, houve aumento seguido de diminuição da abundância de *Heteromastus similis* e da abundância de *Nephyts fluviatilis* após o arrasto e diminuição da abundância de Ostracodas. O siri azul *C. sapidus* aumentou a ingestão de Polychaeta e diminuiu de *Erodona mactroides* e Ostracoda. No Experimento 2 para zoobentos houve aumento da abundância de *H. similis* seguida de diminuição, aumento de Ostracoda e diminuição de *N. fluviatilis*. Observamos que o *P. paulensis* aumentou o consumo de Polychaeta e MO e diminuiu a de Ostracodas. Já o *C. sapidus* diminuiu o consumo de *E. mactroides* e aumentou o consumo de Polychaeta e Ostracodas. No Experimento 3, observamos para o zoobentos aumento da abundância de Ostracoda e redução seguida de aumento da abundância de *H. similis*. Para o consumo dos predadores observamos que o *P. paulensis* diminuiu a ingestão de Ostracoda e Polychaeta e aumentou a de MO, e o *C. sapidus* aumentou a ingestão de *E. mactroides* e de Ostracoda (Tabela10).

Tabela 10 – Comparação do impacto do arrasto no zoobentos e matéria orgânica com o impacto causado na ingestão dos principais itens consumidos pelo *Penaeus paulensis* e *Callinectes sapidus*. O símbolo de soma (+) refere-se ao aumento da abundância e o símbolo de subtração (-) à diminuição da abundância. O aumento/diminuição da abundância do Impactado 1 é comparado com o tempo Antes quanto que o Impactado 2 com o tempo Impactado 1 e a Área 2 com a Área 1.

Zoobentos e Matéria Orgânica		Ingestão <i>P. paulensis</i>	Ingestão <i>C. sapidus</i>
Experimento 1			
	Impactado 1	Impactado 2	Área 2
<i>Heteromastus similis</i>	+	-	+
<i>Nephyts fluviatilis</i>	+	-	
<i>Erodona mactroides</i>	-	-	-
Ostracoda	-	-	-
MO	-	-	
Experimento 2			
	Impactado 1	Impactado 2	Área 2
<i>Heteromastus similis</i>	+	-	+
<i>Nephyts fluviatilis</i>	-	-	
<i>Erodona mactroides</i>	+	-	-
Ostracoda	+	+	+
MO	-	+	+
Experimento 3			
	Impactado 1	Impactado 2	Área 2
<i>Heteromastus similis</i>	+	+	-
<i>Nephyts fluviatilis</i>	-	-	
<i>Erodona mactroides</i>	+	-	+
Ostracoda	+	+	+
MO	+	-	+

V. DISCUSSÃO

A variabilidade espacial da macrofauna bentônica, a hidrodinâmica de ambientes estuarinos e a pressão da predação podem mascarar o impacto ocasionado pela pesca de arrasto nas comunidades bentônicas (Alves et al. 2015, Romano et al. 2016, Ortega et al. 2018). Por esse motivo, foi importante criar um ambiente relativamente controlado (mesocosmo) para ser possível observar os fatores que estão influenciando a disponibilidade de presas e a dieta frente ao arrasto.

A região do Saco do Justino é influenciada em grande escala pelo depósito de nutrientes oriundos da ação antrópica. Em razão disso, há um grande conteúdo de

matéria orgânica depositado na região mais superficial do substrato (Baumgarten et al. 2005). Desta forma, os valores determinados na Área 1 (1,3-3,4%) encontram-se no limite superior do determinado para áreas próximas no Saco do Arraial onde tem se determinado valores entre 0,09-3,5% (Rosa & Bemvenuti 2004, Rosa & Bemvenuti 2006, Colling et al. 2010). A variação da matéria orgânica entre antes e depois do arrasto reflete a desestruturação dos estratos após a passagem da porta e da tralha inferior. Após o impacto do arrasto foi observado que os valores de matéria orgânica diminuíram. A diminuição pode estar atrelada principalmente pelo efeito de soterramento causado pelo arrasto. Foram detectadas diferenças significativas em relação ao tempo apenas no Experimento 1 e Experimento 2. Um fator que pode ter influenciado a diferença é que os dois primeiros Experimentos foram executados no ano de 2017, ano posterior ao evento de El Niño que ocorreu em 2015 e 2016 (NOAA 2018) enquanto o Experimento 3 foi realizado em 2018, ano sem eventos. O Evento de El Niño pode levar a anomalias de precipitação positivas que aumentam as descargas no Uruguai, Argentina e sul do Brasil (Robertson & Mechoso 1997, Grimm 2009). Essas altas descargas fluviais desencadeadas por eventos El Niño podem aumentar entrada de água doce em estuários e, subseqüentemente, a entrada de detritos continentais (Netto & Lana 1999, Possamai et al. 2018). No entanto, para distinguir os efeitos de maior aporte de matéria orgânica em decorrência a eventos como El Niño, seria necessário realizar um estudo específico a longo prazo.

Foi possível observar a diminuição na porcentagem de Silte e Argila entre Antes e Impactado 1 na Área 2, apesar de não resultarem em diferenças significativas. Em conformidade a isto, foi percebido em campo a alta ressuspensão de sedimentos ocasionado pela ação do arrasto. Estes sedimentos podem sedimentar posteriormente em lugares levados pela corrente natural dependendo da hidrodinâmica local ou eventos meteorológicos que podem afetar a circulação de água (Moller & Fernandes 2010), ou serem soterrados, visto que se observou aumento na porcentagem de Silte e Argila no Estrato 5-10.

Assim como os sedimentos, se sugere que os organismos epifaunais também podem ser ressuspensos após o arrasto, e assentar em outros lugares, visto que estão presentes no estrato mais superficial do sedimento (Estrato 0-5) o qual resultou com maiores alterações. Foi determinada uma maior riqueza e abundância total de organismos no Estrato 0-5, como esperado. Na baía de Chesapeake (USA) foi determinado que as densidades de organismos eram maiores perto da superfície (81% da fauna encontrava-

se nos primeiros 2 cm de profundidade do sedimento) e diminuía em camadas mais profundas (Schaffner 1990). Resultados semelhantes com maior abundância e riqueza de organismos nos primeiros 5 cm de profundidade também foram encontrados no estuário do Douro (Portugal) (Mucha et al. 2004) e no ELP (Ortega et al. 2018). No Experimento 3 houve aumento significativo na abundância do zoobentos nesse Estrato entre Antes e Impactado 2. Isso pode deve-se ao assentamento dos organismos ressuspensos (Prantoni et al. 2013), às alterações ocasionadas pela remobilização do substrato em consequência das tralhas de rede (Rijnsdorp et al. 2015). Assim como também pelo acúmulo de sedimento na lateral da marca deixada pela porta (Rezende et al. 2016), que pode aumentar as densidades de organismos associados ao substrato.

Além do efeito direto da predação sobre a comunidade das presas outros efeitos de perturbação no substrato podem ser gerados pelos camarões e os siris na procura de alimento e até mesmo para o próprio enterramento (Soares et al. 2005). Foi detectado no conteúdo estomacal de *C. sapidus* itens referentes à Penaeidae, como esperado para espécies oportunistas. Entretanto, o possível consumo de camarões dentro dos mesocosmos pelos siris não comprometeu o desenvolvimento do experimento, já que foram recuperados quase a metade dos camarões e apenas 3,5% da porcentagem relativa de presas encontradas no conteúdo estomacal de *C. sapidus* eram referentes à Penaeidae. A agressividade dos siris na procura de alimento também não impediu a alimentação dos camarões restantes visto que 92,72% dos conteúdos estomacais analisados de *P. paulensis* apresentaram pelo menos algum item alimentar.

Comparando as classes de repleção estomacal de *P. paulensis*, apesar de não se observar diferenças significativas, houve um aumento na abundância de estômagos classificados com pelo menos algum item alimentar (Classe 1 e Classe 2) entre o controle e o mesocosmo impactado. Como mencionado anteriormente se supõe que esse aumento se deva ao fato do arrasto modificar a estrutura do ambiente, prejudicando organismos infaunais que vivem protegidos no substrato até vários centímetros de profundidade, como o poliqueta *Heteromastus similis* (Bemvenuti, 1978), assim como retirar áreas de proteção, como a vegetação, alterando a disponibilidade de organismos zoobentônicos e a facilitação do consumo de partes cortadas da vegetação.

A enseada do Saco do Justino é caracterizada pela presença de pradarias de fanerógamas submersas (Seeliger & Odebrecht 2010), as quais se encontravam presentes durante o período de estudo. Por isto, a vegetação constituiu um item comumente encontrado nos conteúdos estomacais de *P. paulensis* (FO: 9,5%) e *C.*

sapidus (FO: 19,2%) considerando os três Experimentos. Em associação às fanerógamas submersas tem se determinado altas abundâncias de invertebrados bentônicos, quando comparado com áreas sem vegetação, que as utilizam como proteção e alimento tanto de forma direta como indireta fornecendo a vegetação suporte de detritos (Bemvenuti & Colling 2010, Castello & Krug 2015). Por consequência do arrasto a vegetação é impactada pela ação física da pesca, ocasionando desenterramento dos rizomas, corte de tecido vegetal e soterramento (Fraser et al. 2017). Foi possível observar *in situ* o impacto parcial ocasionado na vegetação após o arrasto, pois parte da vegetação arrancada ficou retida na rede (Ver apêndice II, figura F). Observando o resultado do aumento da porcentagem relativa de vegetação consumida pelo *P. paulensis* e *C. sapidus* da Área 1 em relação a Área 2, se supõe que essa diferença esteja na acessibilidade da vegetação após o impacto do arrasto. Isto pode ter consequências na nutrição destes organismos já que os itens de origem animal tradicionalmente consumidos apresentam um maior conteúdo protéico que os vegetais (Garcia et al 2016). Belgrad e Griffen (2016) documentaram que as condições fisiológicas, fecundidade e comportamento de *C. sapidus* são significativamente influenciados pela sua dieta. Desta forma siriis com dietas constituídas exclusivamente de tecidos animais tiveram uma mortalidade acentuadamente menor do que aqueles que se alimentaram exclusivamente de macroalgas.

Ainda que ambas as espécies estudadas, *P. paulensis* e *C. sapidus*, são conhecidas por ter hábitos oportunistas generalistas (D’Incao 1991, Soares et al. 2005, Oliveira et al. 2006) se observa certa seletividade na sua alimentação. Observando as gráficas de PSIRI da Área 1 e Área 2 o *C. sapidus* apresentou preferência por crustáceos, vegetação e detritos (PNI). Ostracodas e poliquetas, que constituíram os organismos mais abundantes no zoobentos, tiveram pouca representatividade no conteúdo estomacal desta espécie, confirmando a seletividade por certas presas. O bivalve *E. mactroides*, representou entre 10-15% da importância relativa de presas nos três experimentos, aparentemente contradizendo o previamente reconhecido, um dos principais itens na dieta do siri azul (Oliveira 2006, Ferreira 2011). No entanto, esta espécie não constituiu um elemento importante no zoobentos da região, indicando que apesar da baixa abundância no ambiente, o siri procura seletivamente esta presa.

A seletividade ou disponibilidade destas presas ficou alterada como consequência do arrasto, observando-se um aumento na ingestão de vegetação e diminuição na de crustáceos e *E. mactroides* nos dois primeiros experimentos e o

padrão inverso no segundo, aumento na ingestão de *E. mactroides* e diminuição da vegetação. Esta inversão no padrão no terceiro experimento reflete que o aumento antes explicado na ingestão de vegetação pode se dever a diminuição da disponibilidade das presas, enquanto que, quando a remobilização do sedimento expõe as presas preferidas disponibiliza-as para o predador (Hiddink et al. 2016). Foi possível observar que o conteúdo estomacal de *C. sapidus* apresentou aumento na porcentagem relativa do item Ostracoda e de Penaeidae como consequência do arrasto.

O mesmo padrão ocorreu com o *P. paulensis*, cuja dieta esteve baseada principalmente por ostracodas e matéria orgânica. Embora no conteúdo estomacal de *P. paulensis* foi detectado uma diminuição na porcentagem de Ostracoda foi possível observar aumento na porcentagem relativa de Polychaeta na área arrastada. No Experimento 3, onde no zoobentos o principal organismo encontrado foram os ostracodas, a representatividade da ingestão esteve constituída por uma alta abundância de copépodos bentônicos (aproximadamente 31%), acarretando que os ostracodas representaram apenas 4% da ingestão, no qual adicionalmente se reduz como consequência do arrasto. A alta abundância de copépodos bentônicos no conteúdo alimentar do camarão pode ter sido acidental devido a uma possível abundância destes organismos no ambiente. Estes copépodes possuíam um tamanho muito menor aos itens alimentícios comumente encontrados na dieta do camarão como os previamente descritos por Soares et al. (2005), assim como os observados nos dois primeiros experimentos do presente estudo. Observou-se adicionalmente, que a sua variabilidade está correlacionada com a variabilidade da MO no conteúdo estomacal.

O impacto imediato do arrasto ocasionou alterações diferentes para cada espécie e em cada réplica, demonstrando que o efeito da perturbação é diferente para cada espécie e varia de acordo com as condições ambientais prevalecentes. As espécies estudadas apresentaram dois comportamentos alimentares diferentes. Primeiro comportamento oportunista, como esperado, e o segundo comportamento que sugere seletividade de presas. Mesmo assim, houve mais ocasiões em que as abundâncias das principais espécies diminuíram, principalmente no Experimento 1. A abundância de poliquetas teve um aumento após o arrasto, e logo depois uma diminuição, esta diminuição ficou refletida no aumento da ingestão destes organismos por parte do siri e o camarão. Isto implica que além dos efeitos diretos sobre os poliquetas, estes organismos ficam mais expostos a predadores. No caso da *E. mactroides*, item consumido apenas pelo siri foi observado que nos experimentos onde a diversidade de presas era maior (E1 e E2), as

perdas de abundância observadas na espécie não ficou refletido na dieta. Isto implica que as perdas observadas na abundância da espécie foram causadas diretamente pelo arrasto. Neste sentido puderam ser observados os efeitos diretos da pesca de arrasto sobre a mortalidade ou ressuspensão e deslocamento de alguns organismos infaunais assim como sua exposição para a predação. Assim como observado por Ortega et al. 2018, que detectaram alternância entre incrementos e diminuições do bivalve *Erodona mactroides* assim como decréscimos consistentes na abundância de poliquetas e gastrópodes, confirmando que ambos os processos, de soterramento de alguns organismos e exposição de outros, acontecem em função do arrasto. Ficou refletido que as alterações no substrato e na estrutura da assembleia macrobentônica afeta diretamente os organismos dependentes destes, podendo ter consequências nas tramas tróficas.

O aumento de 4% na importância relativa da MO no conteúdo estomacal de *P. paulensis* após o arrasto é provavelmente consequência da remobilização do substrato pelo desenterramento da vegetação que ocasionou no aumento da concentração de MO no local. Quando outros alimentos estão reduzidos ou ausentes no ambiente a MO se torna o principal item alimentar de algumas espécies de decápodes (Chong & Sasekumar 1981, Zainal 2013).

Ao longo do desenvolvimento deste estudo identificaram-se questões relacionadas que permitirão o desenvolvimento de mais trabalhos para ampliar o entendimento do fenômeno estudado. Como por exemplo, a avaliação do valor energético de cada presa e o potencial de assimilação pelo predador. Um método sugerido é o uso de isótopos estáveis para avaliar como a diferença na disponibilidade de presas, causada pela pesca de arrasto, pode afetar a fisiologia de predadores como o camarão e o siri.

Neste trabalho foi possível observar diferentes respostas ao impacto ocasionado pela rede de arrasto. Entre elas podemos citar: a) desestruturação dos estratos e conseqüentemente alteração da riqueza e diversidade de espécies associados a ele; b) realojamento de organismos zoobentônicos em outros locais por assentamento após ressuspensão ou pelo acúmulo de sedimento e organismos associados ao substrato na lateral da marca deixada pela porta; c) retirada de estruturas de proteção, como a vegetação, alterando a exposição de presas zoobentônicas; d) mudança na abundância de espécies epifaunais e infaunais, principalmente dos Ostracodas, *Heteromastus similis* e *Nephyts fluviatilis*. O *P. paulensis* demonstrou certa preferência pelos itens citados, mesmo quando os mesmos não foram substancialmente abundantes no ambiente, sendo

afetado diretamente com alvo da pesca e indiretamente por afetar suas principais presas. Foram observadas alterações nos principais itens encontrados no conteúdo estomacal do *P. paulensis* e *C. sapidus* com diminuições e aumentos não constantes nas diferentes presas, assim como aumento na ingestão de vegetação superior em ambas espécies após o arrasto. Em suma, a perturbação do ambiente afetando o zoobentos, reflete na dieta do *P. paulensis* e do *C. sapidus*. Dessa forma, o presente trabalho fornece informações que fazem parte dos subsídios científicos que auxiliam os tomadores de decisão em políticas de manejo pesqueiro.

VI. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar R, Hines AH, Wolcott TG, Wolcott DL, Kramer MA, Lipcius RN (2005) The timing and route of movement and migration of post-copulatory female blue crabs, *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), from the upper Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 319: 117-128.
- Alves AS, Caetano A, Costa JL, Costa MJ, Marques JC (2015) Estuarine intertidal meiofauna and nematode communities as indicator of ecosystem's recovery following mitigation measures. *Ecological Indicators* 54: 184–196
- Anderson MJ, Robinson J (2003) Generalized discriminant analysis based on distances. *Aust. N. Z. J. Stat* 45, 301–318.
- Anderson MJ (2005) PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, 24 pp.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK, 214 pp.
- Asmus E, Garreta-Harkot PF (1994) Laguna dos Patos. In: Espino, G, Salaya, JJ, Varsi, E, Ed. Manejo y aprovechamiento acuicola de lagunas costeras en America Latina y el Caribe. FAO (<http://www.fao.org/docrep/field/003/ab485s/AB485S00.htm#TOC>)
- Auster PA, Langton RW (1998) The Effects of Fishing on Fish Habitat. American Fisheries Society Symposium.
- Baumgarten MGZ, Niencheski LFH, Martins BAD (2005) Saco do Justino (RS-Brasil): Amônio e Fosfato na Coluna D'água e na Água Intersticial de uma Enseada Não Contaminada. *Atlântica*.

- Belgrad BA, Griffen BD (2016) The Influence of Diet Composition on Fitness of the Blue Crab, *Callinectes sapidus*. PLOS one 11(1): e0145481. doi:10.1371/journal.pone.0145481
- Bemvenuti CE, Capitoli RR, Gianuca NM (1978) Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos II – Distribuição Quantitativa do macrobentos infralitoral. Atlântica 3: 23-32.
- Bemvenuti CE, Cooling LA (2010) Relações tróficas na comunidade bentônica da região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Cadernos de Ecologia Aquática 5 (1) :1-8.
- Benedet RA, Dolci D, D’Incao F (2010) Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Atlântica.
- Blyth R, Kaiser MJ, Edwards-Jones G, Hart PJB (2004) Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. Journal of Applied Ecology.
- Buckup L, Bond-Buckup G (1999) Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Editora da Universidade, Universidade Federal do Rio Grande do Sul 7: 116-143
- Castello JP, Krug LC (2015) Introdução a ciências do mar. Editora Textos Pelotas 280-312.
- Chong VC, Sasekumar A (1981) Food and feeding habitats of the white prawn *Penaeus merguensis*. Marine Ecology Progress 5(2): 185-191.
- Clarke KR, Somerfield PJ, Chapman MG (2006) On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. Tribute Richard M Warwick 330, 55–80. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.017>
- Collie J, Hiddink JG, Kooten TV, Rijnsdorp DV, Kaiser MJ, Jennings S, Hilborn R (2016) Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. Fish and Fisheries.
- Copertino M, Seeliger U (2010) Habitats de *Ruppia maritima* e de macroalgas. In: U. Seeliger and C. Odebrecht (eds), O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. FURG, Rio Grande, Brasil, 179p.
- Costa CS, Seeliger U (1989) Vertical distribution and resource allocation of *Ruppia maritima* L. in a southern Brazilian estuary. Aquatic Botany, 33(1-2): 123-129.

- Costa KG, Netto AS (2014) Effects of small-scale trawling on benthic communities of estuarine vegetated and non-vegetated habitats. *Biodiversity and Conservation*.
- D’Incao F (1991) Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 13: 159–169.
- D’Incao F (1999) Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). L. Buckup & G. Bond-Buckup Edição Os Crustáceos do Rio Grande do Sul 275-299
- D’Incao F, Reis EG (2002) Community-based management and technical advice in Patos Lagoon estuary (Brazil). *Ocean Coast. Manag* 45: 531–539.
- Engel J, Kvitek R (2008) Effects of Otter Trawling on a Benthic Community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conservation Biology*.
- Epifanio CE (2007) Biology of larvae. In: V.S. Kennedy and L.E. Cronin (eds), *The blue crab Callinectes sapidus*. Maryland Sea Grant College, Maryland, USA, 774p.
- Fantle MS, Dittel AI, Schwalm SM, Epifanio CE, Fogel ML (1999) A food web analysis of the juvenile blue crab, *Callinectes sapidus*, using stable isotopes in whole animals and individual amino acids. *Oecologia*.
- FAO (2016) *The state of world fisheries and aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*. Rome.
- FAO (2018) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Rome.
- Fernandes EHL, Dyer KR, Moller OO, Niencheski LFH (2002) The Patos lagoon hydrodynamic during an El Niño event (1998). *Continental Shelf Research* 22: 1699-1713.
- Fraser MW, Short J, Kendrick G, McLean D, Keesing J, Byrne M, Caley MJ, Clarke D, Davis AR, Erfteneijer PLA, Field, S Gustin-Gaig S, Huisman J, Keough M, Lavery PS, Masini R, Mahom K, Mengersen K, Rasheed M, Statton J, Stoddart J, Wu P (2017). Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological indicators* 78: 229-242.
- Ferreira, L., S., Barros, A., Barutot, R.A., D’Incao, F., 2011. Comparação da dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) em dois locais no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil.

- Garcia AM, Vieira JP, Bemvenuti CE, Geraldi RM (1996) Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius* 4 (1): 113-128.
- Garcia AM, Claudino MC, Mont'Alverne R, Pereyra PER, Copertino M, Vieira JP (2016) Temporal variability in assimilation of basal food sources by an omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014). *Marine Biology Research*.
- Gonçalves AA (1997) Ontogenia trófica e Morfológica da corvina *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto de Oceanografia, FURG, Brasil.
- Grimm AM (2009) Variabilidade interanual do clima no Brasil. In: Cavalcanti, I.F.A., Ferreira, N.J., Silva, M.G.A.J. and Dias, M.A.F.S. (Eds.) *Tempo e Clima no Brasil*. Oficina de Textos, São Paulo 353-374
- Heck Jr KL, Coen LD (1995) Predation and the abundance of juvenile blue crabs: a comparison of selected east and gulf coast (USA) studies. *Bulletin of Marine Science* 57(3), 877-883.
- Haimovici M, Cardoso LG (2016) Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research (Online)*, v. 13, p. 135-150.
- Hemersen JM, Collie JS, Valentine PC (2003) Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series*.
- Hiddink JG, Jennings S, 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 721–736.
- Hiddink JG, Moranta J, Balestrini S, Sciberras M, Cendrier M, Bowyer R, Kaiser MJ, Skold M, Jonsson P, Bastardieand F, Hinz H (2016) Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology*.
- Hines AH, Haddon AM, Wiechert LA (1990) Guild structure and foraging impact of blue crabs and epibenthic fish in a subestuary of Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 67 (2): 105-126

- Iwai M (1978) Desenvolvimento larval e pós larval de *Penaeus (Melicertus) paulensis* Pérez Farfante, 1967 e o ciclo de vida dos camarões do gênero *Penaeus* da região centro-sul do Brasil. Universidade de São Paulo.
- Jennings S, Pinnegar J, Polunin N, Warr K (2001) Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series* 213: 127–142
- Jorgensen P, Bemvenuti CE, Hereu CM (2009) Feeding of *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) (Crustacea: Penaeidae) inside and outside experimental pen-culture in Southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*.
- Kaiser MJ, Spencer BE (1996) The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology*.
- Mangano MC, Kaiser MJ, Porporato EMD, Lambert GI, Rinelli P, Spanò N (2014) Infaunal community responses to a gradient of trawling disturbance and along-term Fishery Exclusion Zone in the Southern Tyrrhenian Sea. *Continental Shelf Research*.
- Mazo AMM (1994) Distribuição e biomassa da fanerógama submersa *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande-RS, Brasil. Tese de doutorado FURG, Brasil.
- Möller OO, Paim PSG, Soares ID (1991) Effects and mechanisms of water circulation in the Patos Lagoon Estuary. *Bull. Inst. Géologique*, 49: 5–21.
- Möller OO, Castaing, Salomon P, Lazure JCP (2001) The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries* 24 (2): 297–311.
- Möller O, Fernandes E (2010). Hidrologia e Hidrodinâmica. In: Seeliger, U. and Odebrecht, C. (Eds.). *O estuário da Lagoa dos Patos um século de transformações*. FURG, Rio Grande 17-27.
- Mucha AP, Vasconcelos MTS, Bordalo AA (2004) Vertical distribution of the macrobenthic community and its relationships to trace metals and natural sediment characteristics in the lower Douro estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59(4): 663-673.
- Netto SA, Lana PC (1999) The role of above- and below-ground components of *Spartina alterniflora* (Loisel) and detritus biomass in structuring macrobenthic associations of Paranaguá Bay (SE, Brazil). *Hydrobiologia* 400: 167–177.

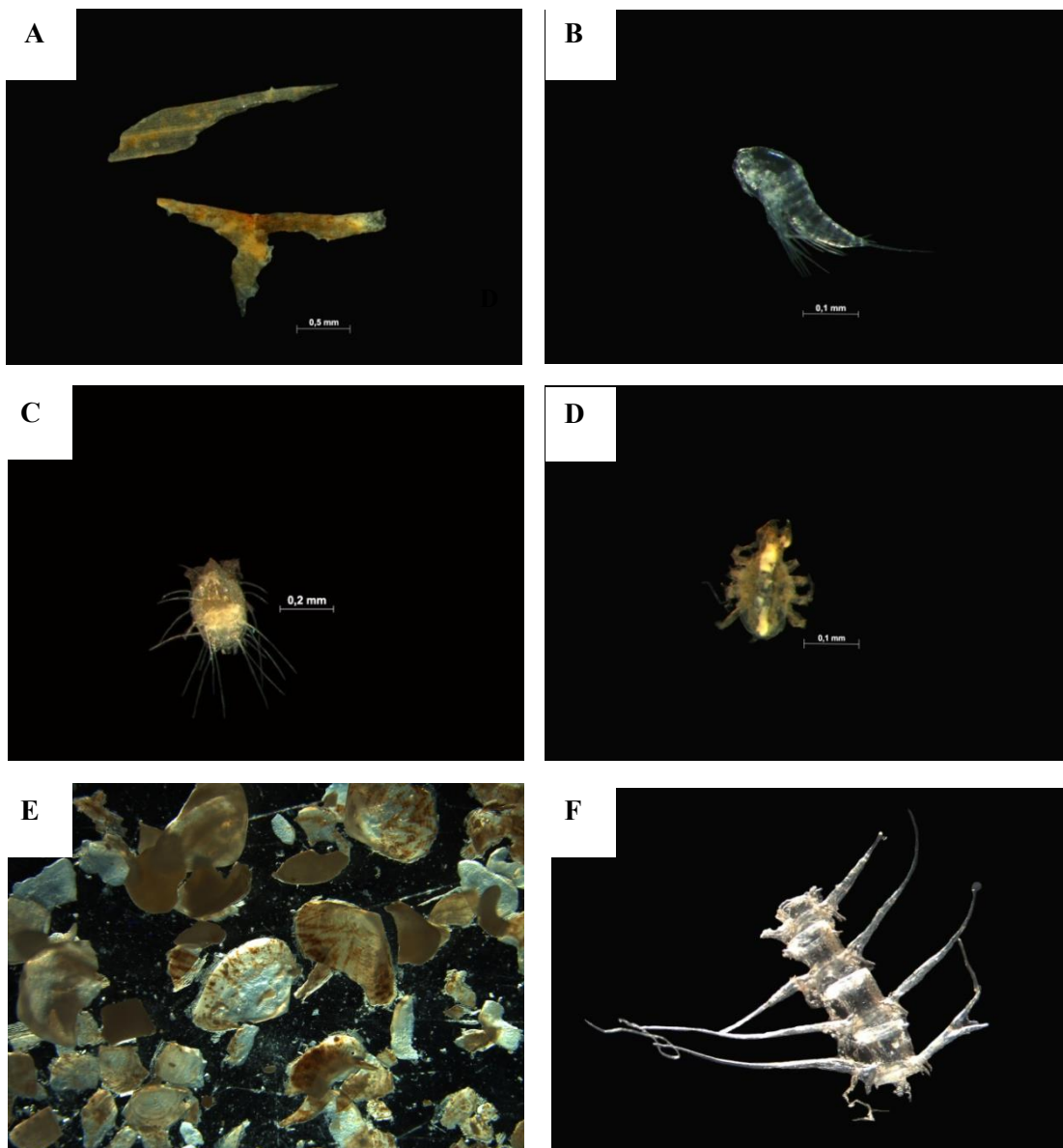
- NOAA, 2018. Historical El Niño / La Niña episodes (1950-present). http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php (Accessed on 08-01-2019).
- Odum EP (1984) *The Mesocosm BioScience*, 34(9): 558–562. doi:10.2307/1309598
- Oliveira A, Pinto TK, Santos DPD, D’Incao F (2006) Dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*.
- Ortega I, Colling LA, Dumont, LFC (2018) Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Doi: 10.1016/j.ecss.2018.04.007.
- Pauly D, Zeller D (2017) Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). *Marine Policy*, 77, 176-181.
- Prantoni AL, Lana PC, Neto LS, Filho OAN, Oliveira VM (2013) An experimental evaluation of the short-term effects of trawling on infaunal assemblages of the coast off southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- Possamai B, Vieira JP, Grimm AM, Garcia AM (2018) Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with El Niño events in a subtropical estuary DOI: 10.1016/j.ecss.2017.12.019
- Queirós AM, Hiddink JG, Kaiser MJ, Hinz H (2006) Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335: 91–103
- Reiss H, Greenstreet SP, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F, Robinson L, Wolff WJ, Kröncke I (2009) Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394: 201-213.
- Rezende GA (2016) Avaliação do impacto da pesca de arrasto artesanal do camarão-rosa, *Farfantepenaeus paulensis* (pérez farfante, 1967), no estuário da Lagoa dos Patos. Tese de doutorado FURG, Brasil.
- Rijnsdorp AD, Bastardie F, Bolam SG, Buhl-Mortensen L, Eigaard OR, Hamon KG, Hiddink JG, Hintzen NT, Ivanovic A, Kenny A, Laffargue P, Nielsen JR, GO’Neill F, Piet GJ, Polet H, Sala A, Smith C, Denderen PD van, Kooten T van, Zengin M

- (2015) Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES J. Marine Science* 15.
- Hines AH (2007) "Chapter 14: Ecology of juvenile and adult blue crabs." in *Biology of the Blue Crab*, edited by Kenney, V. S. and E. Cronin., 575–665. College Park, MD: Maryland Sea Grant Program.
 - Robertson AW, Mechoso CR (1997) Interannual and Decadal Cycles in River Flows of Southeastern South America. *Journal of Climate* 11: 2570-2581.
 - Rodrigues MA, D’Incao F (2014) Biologia reprodutiva do siri-azul, *Callinectes sapidus* no Estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo* 40: 223–236.
 - Romano C, Fanelli E, D’anna G, Pipitone C, Vizzini S, Mazzola A, Badalamenti F (2016) Spatial variability of soft-bottom macrobenthic communities in northern Sicily (Western Mediterranean): contrasting trawled vs. untrawled areas. *Marine Environmental Research*.
 - Rosa LCD, Bemvenuti CE (2004) Infaunal recruitment patterns in soft bottom habitats of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: influence of *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae) disturbance. *Iheringia. Série Zoologia* 94(3): 301-305.
 - Rosa LC, Bemvenuti, CE (2006) Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 41, 1–9.
 - Ruas VM, Rodrigues MA, Dumont LFC, D’Incao F (2014) Habitat selection of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus* in an estuary in southern Brazil: influence of salinity and submerged seagrass meadows. *Nauplius* 22: 113-125.
 - Rumohr H, Krost P (1991) Experimental evidence of damage to benthos by bottom trawling with special reference to *Arctica islandica*. *Meeresforschung*.
 - Santos P, (1978) Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura. Hucitec/Edusp.
 - Schaffner LC (1990) Small-scale organism distributions and patterns of species diversity: evidence for positive interactions in an estuarine benthic community. *Marine Ecology Progress Series* 61: 107.
 - Schumacher BA (2002) Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments.

- Seeliger UCKHB, Cordazzo C, Barcellos L (2004) Areias do Albardão: um guia ecológico ilustrado do litoral no extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia.
- Seeliger U, Odebrecht C (2010) O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande, Editora da Furg, 180p.
- Sköld M, Göransson P, Jonsson P, Bastardie F, Blomqvist M, Agrenius S, Hiddink JG, Nilsson HC, Bartolino V (2018) Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. Marine Ecology Progress Series.
- Soares R, Peixoto S, Bemvenuti C, Wasielesky W, D'Incao F, Murcia N, Suita S (2004) Composition and abundance of invertebrate benthic fauna in *Farfantepenaeus paulensis* culture pens (Patos Lagoon estuary, Southern Brazil). Aquaculture 239 (1-4): 199-215.
- Soares R, Peixoto S, Wasielesky W, D'Incao F (2005) Feeding rhythms and diet of *Farfantepenaeus paulensis* under pen culture in Patos Lagoon estuary. Journal of Experimental Marine Biology 2: 167-176.
- Soares R, Peixoto S, Wasielesky W, D'Incao F (2008) Effects of feeding plant material on growth and survival of pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis*. Atlântica.
- Souza SR, Oliveira ADOD, Hartmann C (2008) Utilização do testemunhador Russian Peat Borer no saco do Martins e Arraial, estuário da Laguna dos Patos: RS, Brasil.
- Suguio K (1973) Introdução a sedimentologia, 1st ed. Edgard Blücher, São Paulo
- Taissoun EN (1969) Las especies de cangrejos del genero "Callinectes" (Brachyura) em el Golfo de Venezuela y Lago Maracaibo. Boletin del Centro de Investigaciones Biologicas 2:1-112.
- Tagatz MB (1968a). Biology of the Blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in the St. Johns River, Florida. Fishery Bulletin 67(1): 17-33.
- Tankersley RA, Forward RB.JR (2007) Environmental physiology. The blue crab *Callinectes sapidus*. College Park: A Maryland Sea GrantBook, 451-483.
- van Heukelem W (1991) Blue crab *Callinectes sapidus*. Habitat requirements for Chesapeake Bay living resources. 1-24
- William AB (1974) The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapodae:Portunidae). Fishery Bulletin 72: 685-198.
- Wolfe D, Kjerfve A (1986). Estuarine variability: an overview. Estuarine variability.

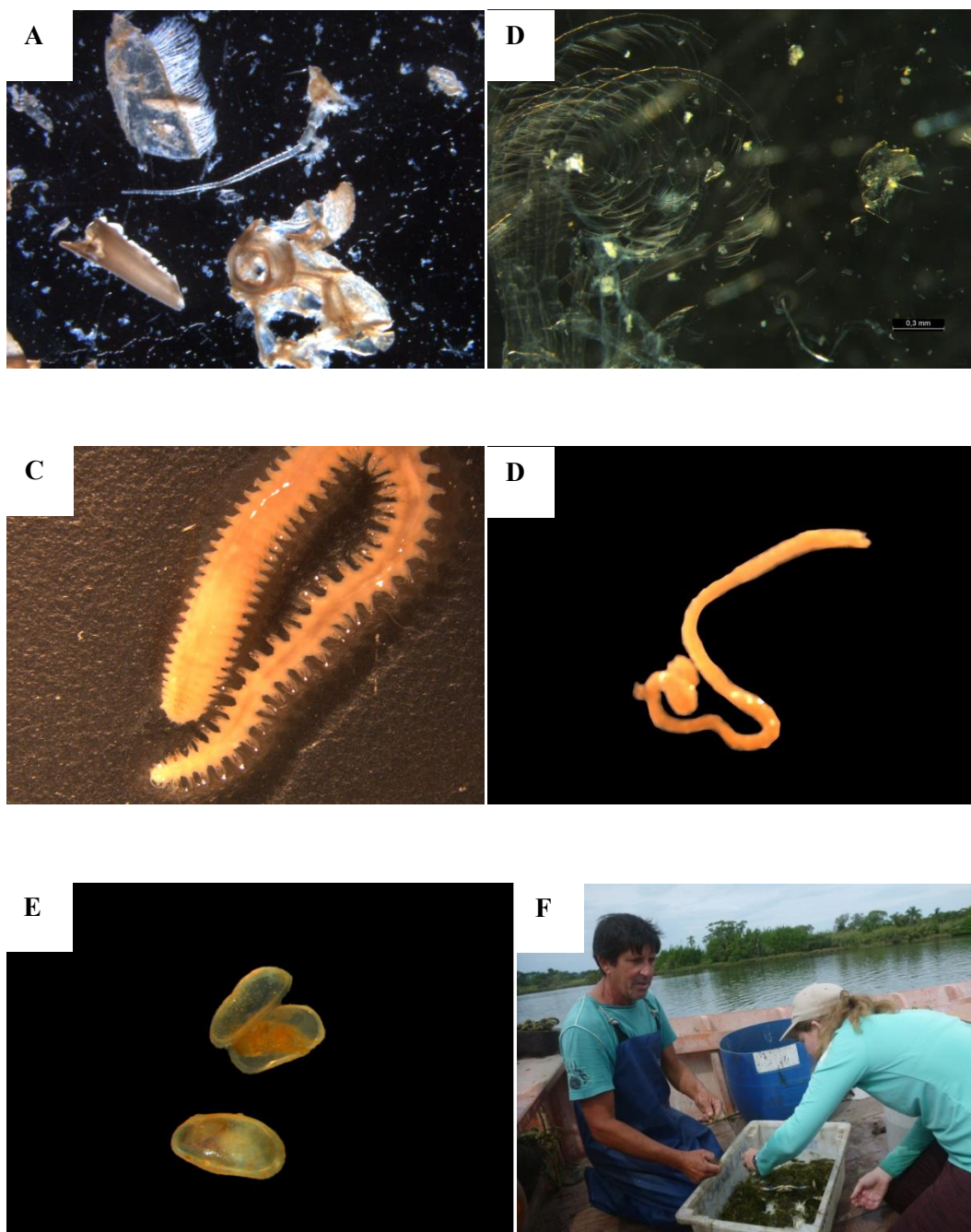
- Yeager LA, Krebs JM, Mcivor CC, Brame AB (2007) Juvenile blue crab abundances in natural and man-made tidal channels in mangrove habitat, Tampa Bay, Florida (USA). *Bulletin of Marine Science* 80: 555-565.
- Zainal KAY (2013) Natural food and feeding of the commercial blue swimmer crab, *Portunus Pelagicus* (Linnaeus, 1758) along the coastal waters of the Kingdom of Bahrain. *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences* 13(1): 1–7.

VII.1 APÊNDICE



Itens observados nos conteúdos estomacais de *Penaeus paulensis* e *Callinectes sapidus*: **A-** Vegetação; **B-** Copépode Bentônico; **C-** Acari; **D-** Arachnida; **E-** *Erodona mactroides* (valvas); **F-** Peixe (vértebra).

VII.2 APÊNDICE



A-B- Itens observados nos conteúdos estomacais de *Penaeus paulensis* e *Callinectes sapidus*: **A-** Brachyura; **B-** Crustacea. **C-D-E-** Algumas espécies zoobentônicas **C-** *Nephyts fluviatilis*; **D-** *Heteromastus similis*; **E-** Ostracodas. **F-** Imagem de parte da vegetação encontrada na rede de porta após o arrasto.

VII.3 APÊNDICE

Artisanal trawling impact over prey availability and diet of estuarine megabenthic organisms in southern Brazil

Samanta Silveira*, Ileana Ortega, Luiz Felipe C. Dumont

Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica – PPGOB, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande – FURG. Av. Itália, km 8, CEP 96201-900, Rio Grande – RS, Brasil.

* Samanta Silveira (corresponding author): samantadas.borges@gmail.com; (55)53 3233-6538
 Ileana Ortega: ileanaortega@gmail.com
 Luiz Felipe C. Dumont: felipecdumont@gmail.com

Abstract

Trawling fisheries account for a quarter of world fish catches, causing in their path uncounted impacts. These include direct and indirect effects on benthic fauna and habitat, and consequently alterations in trophic food webs. The aim of this study was to evaluate the impact of artisanal trawls on the food availability and its possible impact on the diet of two crustacean commercial species, the pink-shrimp *Penaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus*. Two mesocosms were constructed (1 control and 1 with fishing simulated), within them sediment samples were collected to analyze the zoobenthos, sediment grain sizes and organic matter. The sediment samples were separated into two vertical strata (0-5 and 5-10 cm depth) to evaluate the vertical structure of the fauna, the availability of prey and possible shifts in these patterns after trawling. The Prey-Specific Index of Relative Importance was used in stomach contents analyses. Significant decreases in the organic matter percentage ($P= 0.001$) were observed before and after trawling. Perturbations caused by trawling activities resulted in alterations on the superficial layer, with significant changes on zoobenthos total abundance ($P= 0.002$), induced by resuspension and further settlement of organisms in other places. Changes in the abundance and richness of zoobenthic organisms caused by trawling reflected in the diet of pink shrimp and blue crab. A decrease in the main ingested organisms and an increase in the ingestion of more refractory and less energetic items (mainly plants) occurred. We can conclude there is a significant effect of trawling on benthic organisms, which in particular cases reflected in the stomach content of the analyzed predators, confirming the influence of trawling on estuarine trophic webs.

Key words: Bottom trawling; estuarine dynamics; macrobenthos; food webs; Decapoda; Patos Lagoon.

1. Introduction

Demersal fisheries using otter trawls, beam trawls and scallop dredges are performed in continental shelves around the world, accounting for about one quarter of worldwide fisheries catch (Pauly and Zeller 2016). These fisheries are practiced in at least 75% of the global continental shelf (Kaiser et al. 2002), and their impacts are mainly recognized in industrial fleets, despite the small-scale fisheries provides ~50% of the global fish capture and two-thirds of the catches for direct human consumption (FAO 2017). Trawling fisheries are one of the most harmful anthropogenic impacts on seabed and its fauna (Kaiser et al. 2002, Collie et al. 2016, Hiddink et al. 2016). The intensity of the disturbance depends on the speed, weight and frequency that the net is used during the

fishing seasons (Costa and Neto 2014, Sköld et al. 2018). Trawl fisheries can change the diversity, abundance and biomass of benthic species and the vertical structure of infaunal organisms, reduction of habitat complexity, and non-target fauna mortality (Kaiser and Spencer 1996, Collie et al. 2016, Hiddink et al. 2016, Romano et al. 2016). Indirect effects on trophic webs, as the increase in the fish's consumption rate in trawled areas when compared to non-trawled areas (Collie et al. 2016, Romano et al. 2016), have been observed. Towed bottom fishing gears may also alter benthic communities through changes in sediment grain size composition, sediment resuspension (Brown et al. 2005, Sciberras et al. 2016), alteration in nutrient fluxes, and exposure of anoxic layers and contaminants (Olsgard et al. 2008, Collie et al. 2016).

Trawling is the most common gear used in shrimp fisheries and is responsible for producing a substantial portion of the ~3.5 million tons of shrimp harvested each year (FAO 2016). Along the coast of the Southwest Atlantic Ocean and in estuarine regions, the pink shrimp *Penaeus paulensis* is one of the main fishery resources (Costa and Neto 2014). In the Patos Lagoon estuary-ELP (Southern Brazil), the species supports one of the remaining profitable fisheries in the area (D'Incao and Reis 2002). In this estuary, the blue crab *Callinectes sapidus* also plays an important economic role, being captured mainly as a byproduct from artisanal shrimp fisheries (Ruas et al. 2017). The shrimp fishing season in the ELP takes place during the austral warmer months of summer and early autumn, from February to May (D'Incao 1991, Benedet et al. 2010). During this season, only passive nets (fyke nets) are allowed, but due to a lack of effective control, the prohibited bottom trawling is widely used (Benedet et al. 2010). In the PLE, the recruitment of macrobenthic species intensifies during late spring and summer (Bemvenuti and Netto 1998, Rosa and Bemvenuti 2006), overlapped with the shrimp fishing season. Thus, the simultaneity between the shrimp fishing season/enhancement of trawling activities and the macrobenthic recruitment season highlights the potential impacts of trawling fisheries on these assemblages (Ortega et al. 2018).

Penaeus paulensis and *C. sapidus* are omnivores and generalists, and the food availability in the environment influences their diets (Hines et al. 1990, D'Incao 1991, Soares et al. 2005, Oliveira et al. 2006). Bivalves, polychaetas, ostracods and some crustaceans are common prey for these species (Soares et al. 2005, Oliveira et al. 2006). The impact of trawl gears over macrobenthic species may affect the diet of these species, causing secondary effects on trophic webs. The aim of this study was to evaluate the impact of artisanal trawl fisheries on the prey availability of *P. paulensis* and *C. sapidus* in the Patos Lagoon estuary. We also simulated the impact of trawling over macrobenthic organisms and on the stomach content of both species. The hypothesis raised was that changes in the composition and abundance of zoobenthos would be reflected in the stomach contents of *P. paulensis* and *C. sapidus*, with higher ingestion of the available prey due to trawling.

2. Material and Methods

2.1. Study area

The Patos Lagoon, located in the southern most coastal region of Brazil (30-32 ° S and 50-52 ° W), is a choked lagoon with 10,360 km² of extension and a single connection with the ocean (Asmus and Garreta-Harkot 1994, Fernandes et al. 2002). The hydrodynamics, sediment dynamics, physico-chemical conditions of water and dynamics of biota communities are determined by the discharge of rivers, the salt-water intrusion and the winds stress (Fernandes et al. 2002, Seeliger et al. 2004). The estuarine region presents a dynamic circulation, highly dependent on the meteorological

parameters and bottom morphometry, with most of its depths being smaller than 1 m (Souza and Hartmann 2008).

In this estuary, some embayments are formed (Wolfe and Kjerfve 1986, Asmus and Garreta-Harkot 1994). The Justino embayment (Fig. 1) is a semi-enclosed shallow embayment of low hydrodynamics, located to the northwest of the city of Rio Grande (Baumgarten et al. 2005). Submerged seagrass meadows are often present in this region, consisting mainly on the estuarine *Ruppia maritima* and the oligohaline *Zanichellia palustris* (Seeliger and Odebrecht 2010). The distribution of the seagrass meadows occurs up to approximately 2 m in depth and is dependent on the salinity gradient, sediment type and exposure to wave action (Costa and Seeliger 1989).

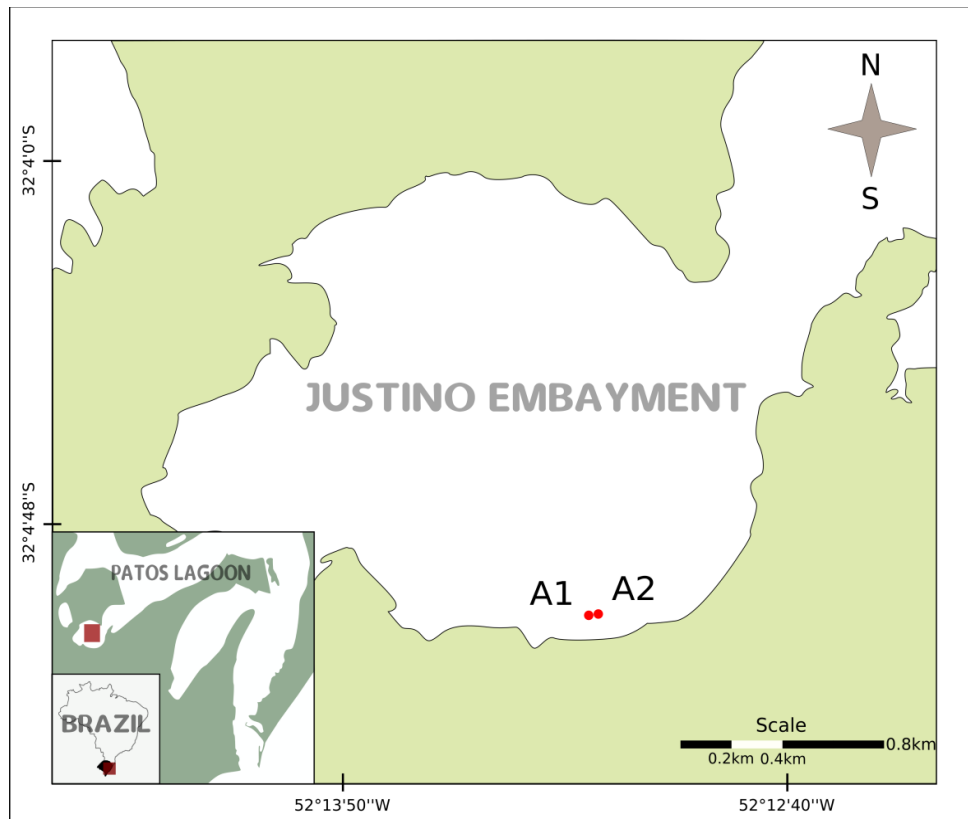


Figure 1. Study area map showing the sampling site on the Justino embayment, Patos Lagoon estuary, Brazil.

2.2. Sampling methodology

The experiment was performed in triplicate at mean depth of 1.5 m. Two circular mesocosms, of approximately 4 m of diameter (12.56 m²), surrounded with PVC-coated polyester mesh (0.5 x 0.5 mm openings) were built. In each experiment, we moved the mesocosms a few meters away to avoid cumulative effects of trawling. No trawling was performed in the mesocosm considered as the control to the experiment (Area 1). In the other mesocosm (Area 2), the impact of intensive trawling was simulated with 6 consecutive trawls prior to its assembly, using a typical local artisanal net (Benedet et al. 2010), with 8 m width mouth opening, 13 mm between opposite knots and 15 kg otters. The fishing boat measured 8 m in length and towed the net at the speed of approximately 2 knots (3.7 km/h). Sampling was authorized by the competent authorities (authorization number: SISBIO n° 57173-1). Simultaneously, temperature

(°C) and salinity were measured using a mercury thermometer and a refractometer, respectively.

On the same day of each experiment, specimens of *P. paulensis* and *C. sapidus* were collected with the same trawling net in the mesocosm surrounding area. In each mesocosm, approximately 30 individuals of *C. sapidus* and *P. paulensis* were introduced and recovered back after 48 h (Table. 1). Due to the high mortality and low recover rate, in the third experiment the number of shrimps introduced was doubled. Specimens were preserved in 4% formalin after the recapture for laboratory procedures. Previously to trawling (Period: Before), five samples of sediment were collected from the area where each mesocosm was going to be assembled: 3 samples to characterize the zoobenthos (macrobenthic organisms + ostracods), and 2 samples to sediment analyses (grain size and organic matter). Immediately after trawling, another set of samples were collected in the impacted area (Period: Impact 1); the samples set was composed by the same number of sediment samples from the previous period. After 48 hours of experiment and before to recapture the *P. paulensis* and *C. sapidus* specimens (Period: Impact 2), another set of sediment samples were collected inside the mesocosms. Sediment samples were collected with a PVC core of 10 cm diameter (0.0078 m²). Two strata were separated and used: the first 5 cm depth stratum (Stratum 0-5) and the next 5 cm depth sediment (Stratum 5-10); each stratum was analyzed separately. For the sediment samples collected for zoobenthos analysis, each stratum was sieved with a 0.300 mm net and preserved in 4% formaldehyde. Samples for sediment analyses were frozen until laboratory processing.

The analysis of grain size was performed by dry mechanical sieving through a column of sieves, ranging from 4 mm to 0.063 mm. This process followed the Wentworth classification system, at intervals of one phi and with pipetting for grain sizes <0.063 mm (Suguio 1973). Grain size composition was expressed as a percentage of the total sample weight. Organic matter content was calculated by differences on weight before and after calcination for 2 h at 375 °C of approximately 5 g of sediment (Schumacher 2002).

Zoobenthos was identified to the lower taxonomic level possible. When vegetation was found in the zoobenthic sample, wet and dry weights were calculated. For the dry weight vegetation, sample was dry at 50°C for 48 h.

2.3. Shrimp stomach content analysis

For the removal of the stomach, a cut was made at the anterodorsal part of the carapace, starting near the ocular orbit region until the posterior margin of the carapace. After removing stomach, the repletion degree was evaluated classifying the stomachs into 3 classes: Class 0 - empty, Class 1 - medium, Class 2 –full (Pereira dos Santos 1978). Afterwards, all stomach content was removed and preserved in ethanol 70%. Preys were separated, counted and identified until the lower taxonomic level possible. All pieces of each item were grouped to measure their volume in a graduated plate with 1 mm high and millimetric squared bottom. All plant parts found (seeds, roots, leaves, stems) were grouped as the category Vegetation. All pieces of crustaceans (carapace pieces, maxillipeds, pereopods, etc.) were grouped as the category Crustacea. Non-identified items/detritus were grouped as PNI.

2.4. Crabs stomach content analysis

For the removal of the stomach, a cut was made following the fissure in the carapace in the dorsal frontal area. After removing stomach, the repletion degree was evaluated classifying the stomachs into 4 classes: Class 0 - empty, Class 1 - semi-empty, Class 2 -

semi-full and Class 3 - full (Oliveira et al. 2006). Afterwards, all stomach content was removed and preserved in ethanol 70%. The same methodology of the shrimp stomach content was applied. As preys were bigger than the shrimp ones, crustaceans' parts were identified as Brachyura or Penaeidae as appropriate.

2.5. Statistical analysis

The fishing impact was analyzed using a nested design in order to evaluate differences in sediment grain sizes, organic matter percentage, macrobenthic total densities, species richness, diversity, evenness and assemblage structure between trawling periods (Before, Impact 1 and Impact 2) and vertical macrofaunal stratification for each Area along the three Experiments. The tested factors were: Area (fixed- Area 1, Area 2), Stratum (fixed- Stratum 0-5, Stratum 5-10), Period (fixed- Before, Impact 1, Impact 2) and Experiment (random- Experiment 1, Experiment 2, Experiment 3). All fixed factors were orthogonal among themselves. The possible variability among factors was tested through a permutational multivariate analysis of variance (Permanova, Anderson et al. 2008).

For the univariate data (organic matter percentage and macrofaunal total densities, species richness, diversity and evenness), a Permanova with 4999 permutations of raw data units was used to analyze the possible variability among factors (Anderson 2005). We used the Monte Carlo permutation test to obtain P-values ($P < 0.05$) (Anderson and Robinson 2003, Anderson 2005). Permanova was performed using a Euclidian distance matrix. The significant results were evaluated with *a posteriori* pairwise comparisons, which also used 4999 random permutations to obtain P-values through Monte Carlo correction.

For multivariate macrofaunal data (assemblage structure), the Permanova was based on the Bray-Curtis similarity matrix constructed from the square-root-transformed abundance data (ind.m^{-2}). Transformation was used to down-weight the importance of the dominant species. Dummy values of one were added to reduce the effect of the absence of individuals in some samples (Clarke et al. 2006). The statistical significance of the relationships was evaluated using Monte Carlo permutation test. Pairwise tests were run for those factors that resulted significant, using the Monte Carlo correction. The same statistical approach was applied to grain size data, but instead of a Bray-Curtis similarity matrix, the Euclidean distance matrix was employed.

To verify differences in the diet composition of *P. paulensis* and *C. sapidus* between Area 1 and 2, the Prey-Specific Index of Relative Importance (%PSIRI; Brown et al. 2012) was calculated. This index considers the frequency of occurrence of each item in all the analyzed stomachs (%FO), the prey-specific numerical percentage (%PN) and the prey-specific volume percentage (%PV). The index was then calculated according to the formula: $\%PSIRI = \%FO \times (\%PN + \%PV)/2$, where %PN was calculated by the number of items that occurred in a stomach, divided by the total number of items of the respective stomach. Based on the resulting values in the total number of analyzed stomachs, we calculated the mean (excluding zeros) that led to the %PN for each item. The same calculation was done to obtain the %PV, using the volume of items.

3. Results

3.1. Abiotic factors

The temperature and salinity were similar in the three Experiments, but in Experiment 1 they were slightly lower: Experiment 1 - mean temperature of 21 ± 1.4 °C and mean salinity of 15.5 ± 2.1 ; Experiment 2 - mean temperature of 22 ± 0 °C and

mean salinity 20 ± 0 ; Experiment 3 - mean temperature of 24 ± 1.4 °C and mean salinity of 21.5 ± 0.7 .

The organic matter (OM) presented significant differences in Period (Pseudo-F = 15.268, $P = 0.001$) indicating that it varied when comparing the values recorded before and after the trawling. Differences in the interaction between Period and Experiment (Pseudo-F = 8.3176, $P = 0.001$) were observed, indicating that differences among periods vary in each Experiment. In Experiment 1, a significant decrease in organic matter was recorded after trawling, between Before and Impact 2 ($P = 0.001$) and between Impact 1 and Impact 2 ($P = 0.003$). In Experiment 2, organic matter decreased between the Before and Impact 1 ($P = 0.033$). In Experiment 3, the observed differences between the different periods were not significant.

Although there was no significant interaction between Area, Period and Experiment factors, some changes could be highlighted as a trawling consequence. In Experiments 1 and 2, there was a reduction of approximately 50% of the organic matter content in Area 1, comparing the periods Before and Impact 2. In Area 2, the reduction was approximately 80% in Experiment 1 and approximately 20% in the Experiment 2. In Experiment 3, there was a decrease of approximately 20% in Area 1 comparing Before and Impact 2, but there was an increase of about 40% in organic matter content in Area 2 when compared Before with Impact 2 (Fig. 2A).

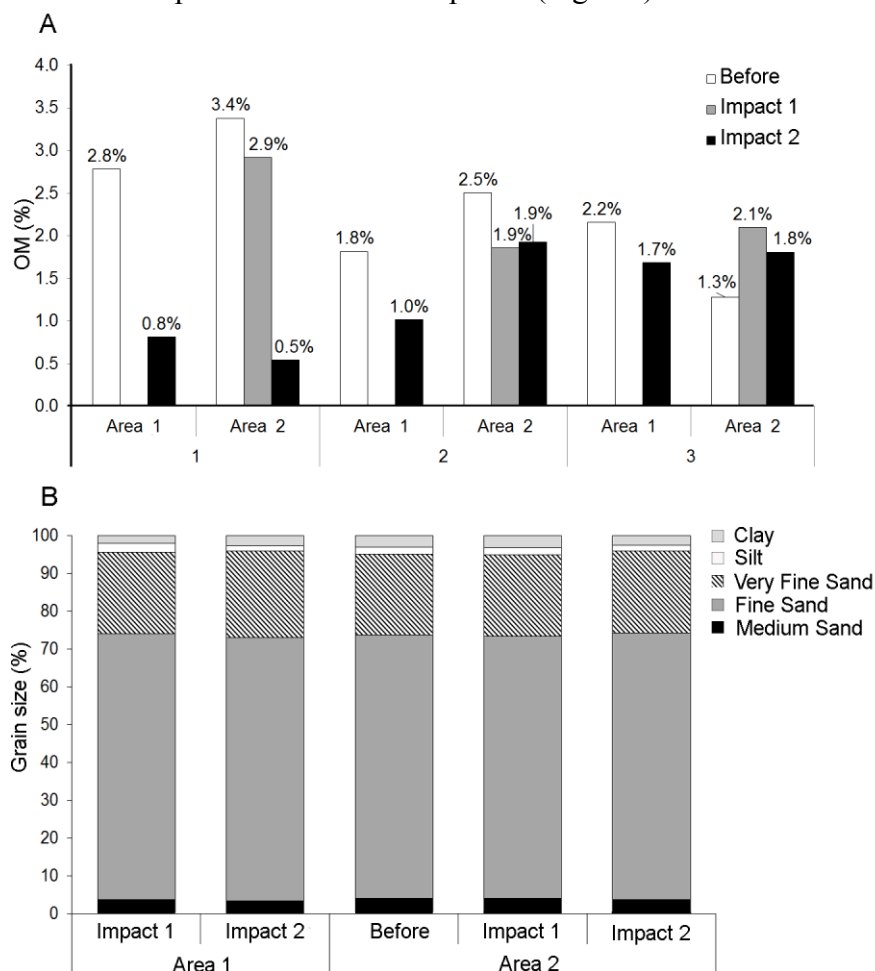


Figure 2. A) Mean percentage of organic matter per experiment in relation to Period and Experiment for Area 1 and Area 2. B) Percentage of different grain sizes in Area 1 and Area 2 in relation to Period.

Sediment grain size was composed of approximately 70% of fine sand (0.250 - 0.125 mm), 20% of very fine sand (0.125-0.063 mm), 3% of medium sand (0.500-0.250 mm) and 2% of silt and clay (<0.063 mm). The larger grain sizes represented less than 0.5% (Fig. 2B). Significant differences in the grain sizes were detected between the Strata (Pseudo-F = 8.2167, P = 0.001). Stratum 0-5 presented a higher proportion of silt and clay than in Stratum 5-10, and a lower proportion of fine sand. Differences were also detected between Experiments (Pseudo-F = 15.524, P = 0.001), indicating that granulometric composition was different for each Experiment. Experiment 2 presented a higher proportion of fine sand than Experiment 3, which showed a higher proportion of very fine sand, silt and clay. Although no significant difference was detected between periods, it was possible observe a slight decrease in the percentage of silt (3.75% to 3.27%) and clay (2.44% to 2.16%) in Stratum 0-5 between Before and Impact 1; and in Area 2, an increase in Stratum 5-10 of Silt (2.26% to 3%) and Clay (1.22% to 1.51%).

3.2. Zoobenthos

A total of 90 samples were analyzed, quantifying 60,688 individuals comprising 11 higher groups: Nemertea, Bivalvia, Gastropoda, Hirudinea, Polychaeta, Ostracoda, Amphipoda and Isopoda. Among these groups, 4 phyla, 6 classes, 8 genera and 8 species were identified (Table 1). Ostracods and the polychaetes *Heteromastus similis* and *Laeonereis acuta* were the most abundant taxa, while the isopod *Uromunna peterseni* was the least abundant (Table 1). Ostracods and the *L. acuta* were collected in all 3 experiments (FO = 100%). The *U. peterseni* presented the lowest frequency of occurrence (FO = 6.6%), being recorded in only one sample (Table 1).

Table 1. Abundance (ind.m⁻²) ± standard error and frequency of occurrence (FO) of the species found in both studied Areas in Justino Embayment among the three experiments.

Phylum	Class	Order	Genera	Specie / Taxon	Total Abundance (ind.m ⁻²)	FO (%)
Anellida	Polychaeta	Phyllodoceida	<i>Alitta</i>	<i>Alitta succinea</i>	169.8 ± 73.5	13.3
Anellida	Polychaeta	Phyllodoceida	<i>Laeonereis</i>	<i>Laeonereis acuta</i>	3485.9 ± 4832.6	100.0
Anellida	Polychaeta	Phyllodoceida	<i>Nephytys</i>	<i>Nephytys fluviatilis</i>	499.5 ± 549.8	93.3
Anellida	Polychaeta	Capitellidae	<i>Heteromastus</i>	<i>Heteromastus similis</i>	18251.7 ± 22204.5	93.3
Anellida	Clitellata			Hirudinea ni.	178.3 ± 69.7	20.0
Nemertea				Nemertea ni.	159.2 ± 79.1	46.7
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	<i>Heleobia</i>	<i>Heleobia</i> sp.	3297.7 ± 4399.8	93.3
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	<i>Heleobia</i>	<i>Heleobia australis</i>	254.6 ± 207.9	60.0
Mollusca	Bivalvia	Myida	<i>Erodona</i>	<i>Erodona mactroides</i>	980.8 ± 1250.8	93.3
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	<i>Apolochus</i>	<i>Apolochus neapolitanus</i>	288.6 ± 212.3	46.7
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	<i>Uromunna</i>	<i>Uromunna peterseni</i>	127.3 ± 0	6.6
Arthropoda	Ostracoda			Ostracoda ni.	75869.0 ± 88766.6	100.0

Stratum 0-5 exhibited the highest abundance and the greatest richness index value (Fig. 4), regardless of the experiment. The mean abundance decreased progressively among the three experiments, particularly in Stratum 0-5. Experiment 3

showed the lowest species richness. We can highlight the great variation in relative abundance of ostracods, the most abundant species in Experiment 3.

Significant differences on total abundance were detected in the interaction between factors Stratum, Period and Experiment (Pseudo-F = 3.6337, P = 0.015), indicating that stratification varies among periods in a different way in each experiment. In Experiment 3, abundance increase significantly in Stratum 0-5 (P = 0.0238) between Before and Impact 2 (Fig. 3A). For stratum 5-10, no significant difference was detected among the periods for any experiment (Fig. 3B).

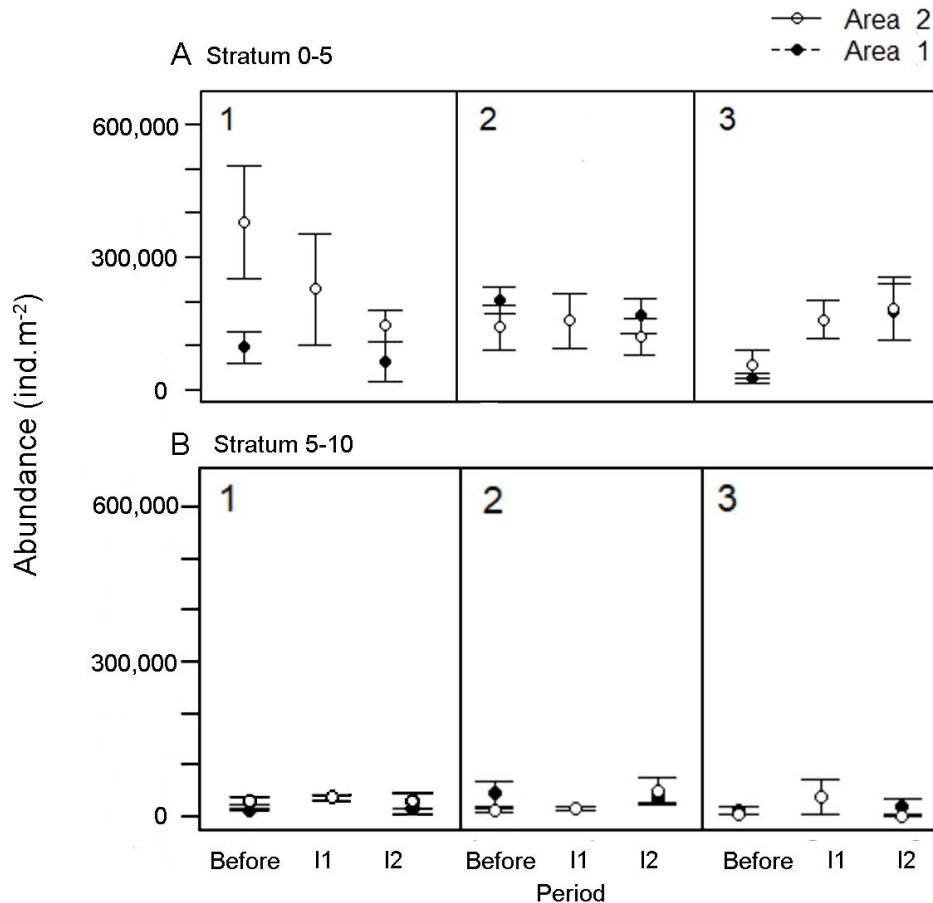


Figure 3. Total abundance of macrobenthos (ind.m⁻²) in relation to the period, for each experiment and area. Vertical bars indicate the standard error. A) Stratum 0-5 and B) Stratum 5-10.

Species richness ranged from 0 to 9 species per sample in all three experiments (Fig. 4). This index varied between Areas and Experiments (Pseudo-F = 41.455, P = 0.0002). Ostracods and *H. similis* dominated the Stratum 0-5 in Experiments 1 and 2 in both areas. In Experiment 3, just ostracods dominated the fauna (Fig. 4). In all experiments, Stratum 0-5 presented a species richness greater than Stratum 5-10. A significant difference was observed in the interaction of Area, Period and Experiment (Pseudo-F = 6.3844, P = 0.0032). There were significant differences in species richness in the interaction among Stratum, Period and Experiment (Pseudo-F = 3.9712, P = 0.0062). In Experiment 1, species richness increased between Before and Impact 2 in Stratum 0-5 (P = 0.012) and decreased in the three experiments (Fig. 4).

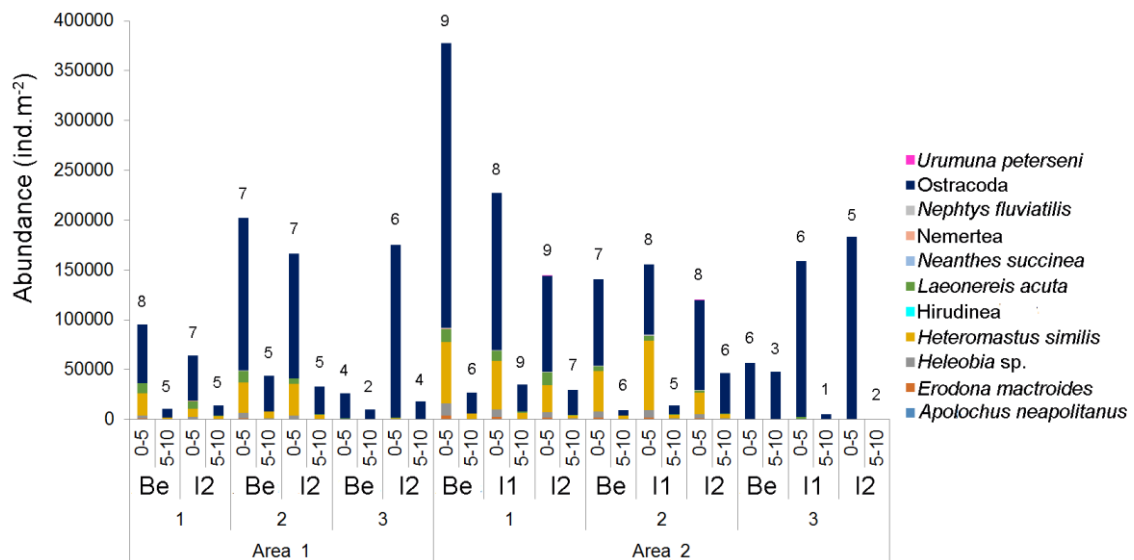


Figure 4. Mean abundance (ind.m⁻²) of the species found by Stratum (0-5 and 5-10 cm), Period (Be- Before, I1 - Impacted 1 and I2 -Impacted 2) and Experiment (1, 2, 3). The numbers above the bars indicate the species richness

Species evenness presented significant differences between Strata (Pseudo-F = 6.8545, P = 0.12) and in the interaction between Stratum and Experiment factors (Pseudo-F = 3.11145, P = 0.0432). Pair-wise test indicated that only in Experiment 3 there was a significant difference between Stratum 0-5 and Stratum 5-10 (P = 0.044). For the Shannon index, a significant difference was detected among the Experiments (Pseudo-F = 18.219, P = 0.0002), with Experiment 3 presented the lowest diversity (P = 0.0002).

Considering the assembly structure, significant differences were detected in the interaction between the Stratum and Experiment factors (Permanova; Pseudo-F = 5.6921, P = 0.001). However, in all three experiments there was a significant difference between the Strata (P = 0.001), with the highest diversity and abundance in Stratum 0-5. Significant differences in the interaction between Areas and Experiments were also identified (Pseudo-F = 2.2199, P = 0.044). Pair-wise test showed that only in Experiment 1 there was a significant difference between Area 1 and Area 2 (P = 0.018). Significant differences between the assembly of Stratum 0-5 and Stratum 5-10 were detected in all experiments (P < 0.01), indicating that the superficial stratum had higher species abundance and richness.

3.3. *Penaeus paulensis*

Regarding the three replicates of the experiment, 110 stomachs of *P. paulensis* were analyzed, where 102 (92.72%) presented at least one food item. According to the degrees of repletion, 59 stomachs (53.63%) belonged to Class 2, 45 (40.90%) to Class 1 and 6 (5.45%) to Class 0. No differences were observed in repletion between treatments.

A total of 14 types of items were identified: Fish, Insecta, Arachnida, Crustacea, Benthic Copepods, Planktonic Copepods, Ostracoda, Cirripedia, Polychaeta, Acari, Vegetation, Microalgae, Organic Matter (OM) and Non-identified items/detritus (PNI).

The relative percentage of preys differed between Area 1 and Area 2 mainly due to OM, Ostracoda, Vegetation, Crustacea and Polychaeta. Vegetation and OM increased approximately 4% between Area 1 and 2. The importance of polychaetes increased in

approximately 1.4%, while Crustacea decreased by approximately 4% and Ostracoda by 2% (Fig. 5).

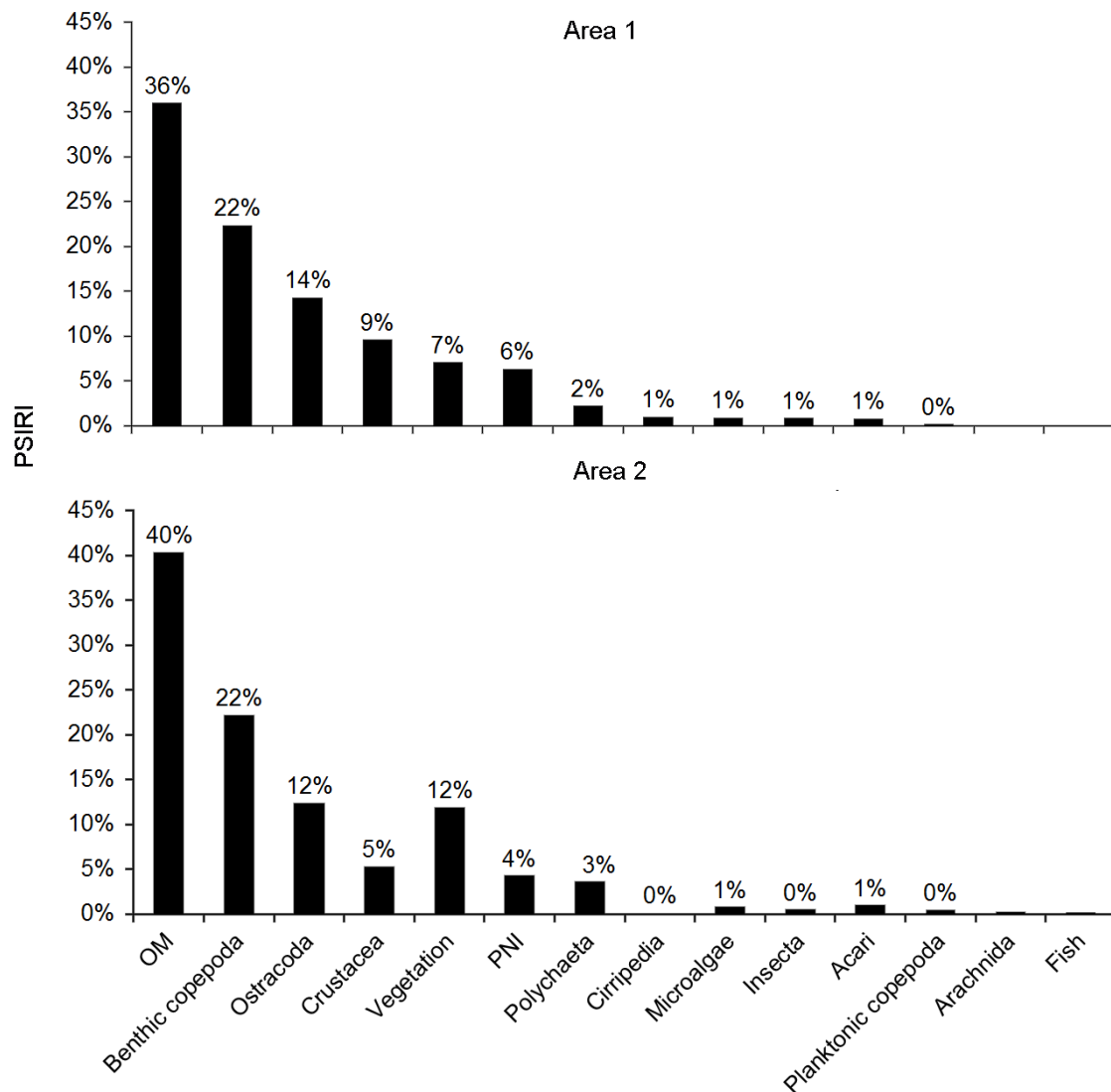


Figure 5. Prey-Specific Index of Relative Importance (PSIRI) of the content of *Penaeus paulensis* comparing Areas 1 and 2.

Organic matter remained a very important item in shrimp ingestion, regardless of trawling effects on resuspension of OM and fine sediments. Benthic copepods were important diet items only in Experiment 3. Together with OM, they represented more than 50% of the items. Although shrimp recapture was not possible in Experiment 1, ostracods and OM comprised the main items after trawling, similar to Experiment 2. In Experiment 2, relative importance of ostracods decreased from 40% in Area 1 to only 19%, while the intake of OM increased from 29% in Area 1 to 59% in Area 2. In this experiment, the representation of polychaetes in the shrimp diet increased in the trawled area (Fig. 6).

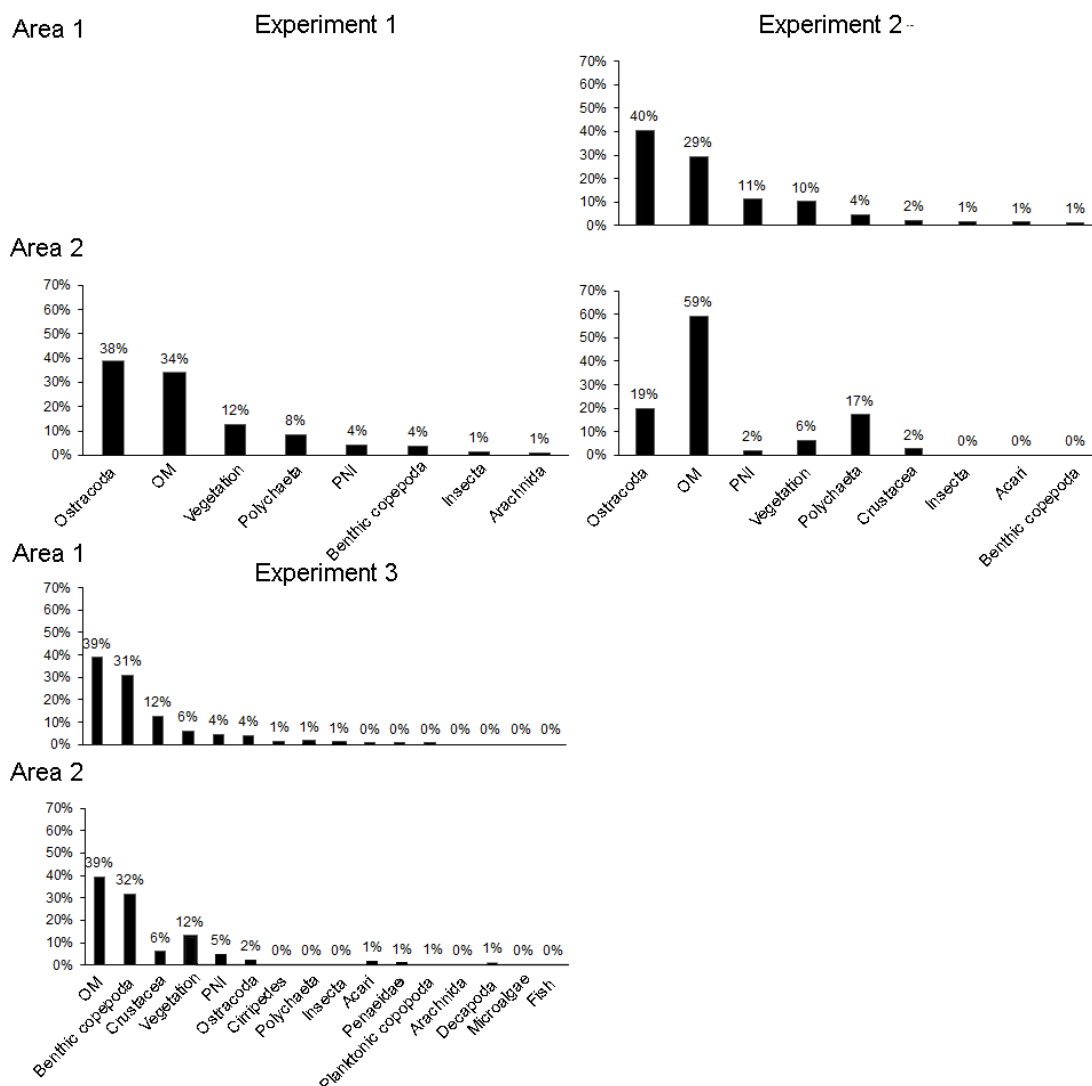


Figure 6. Prey-Specific Index of Relative Importance (PSIRI) of the content of *Penaeus paulensis*, comparing Area 1 and Area 2 of the three experiments.

3.4. *Callinectes sapidus*

A total of 132 stomachs of *C. sapidus* were analyzed, where 81 (61.36%) presented at least one food item. According to the degrees of repletion, 51 (38.63%) of the stomachs belonged to Class 0, 33 (25%) to Class 1, 25 (18.93%) to Class 2 and 23 (17.42%) to Class 3. No significant differences were observed in the proportion of repletion between treatments.

Sixteen types of food items were identified: Fish, Cnidaria, Insecta, Acari, Brachyura, Penaeidae, Copepoda, Ostracoda, Cirripedia, Polychaeta, *Apolochus neapolitanus*, *Erodona mactroides*, *Heleobia australis*, Vegetation, Organic Matter (OM) and Non-identified items/detritus (PNI).

The relative percentage of prey differed between Area 1 and Area 2 mainly due to the items Brachyura, Cirripedia, Penaeidae and Vegetation. Penaeidae increased by 6% in the trawled area and Vegetation increased by 3%. In contrast, there was a 9% decrease in Cirripedia in the trawled area and 5% in Brachyura (Fig. 7).

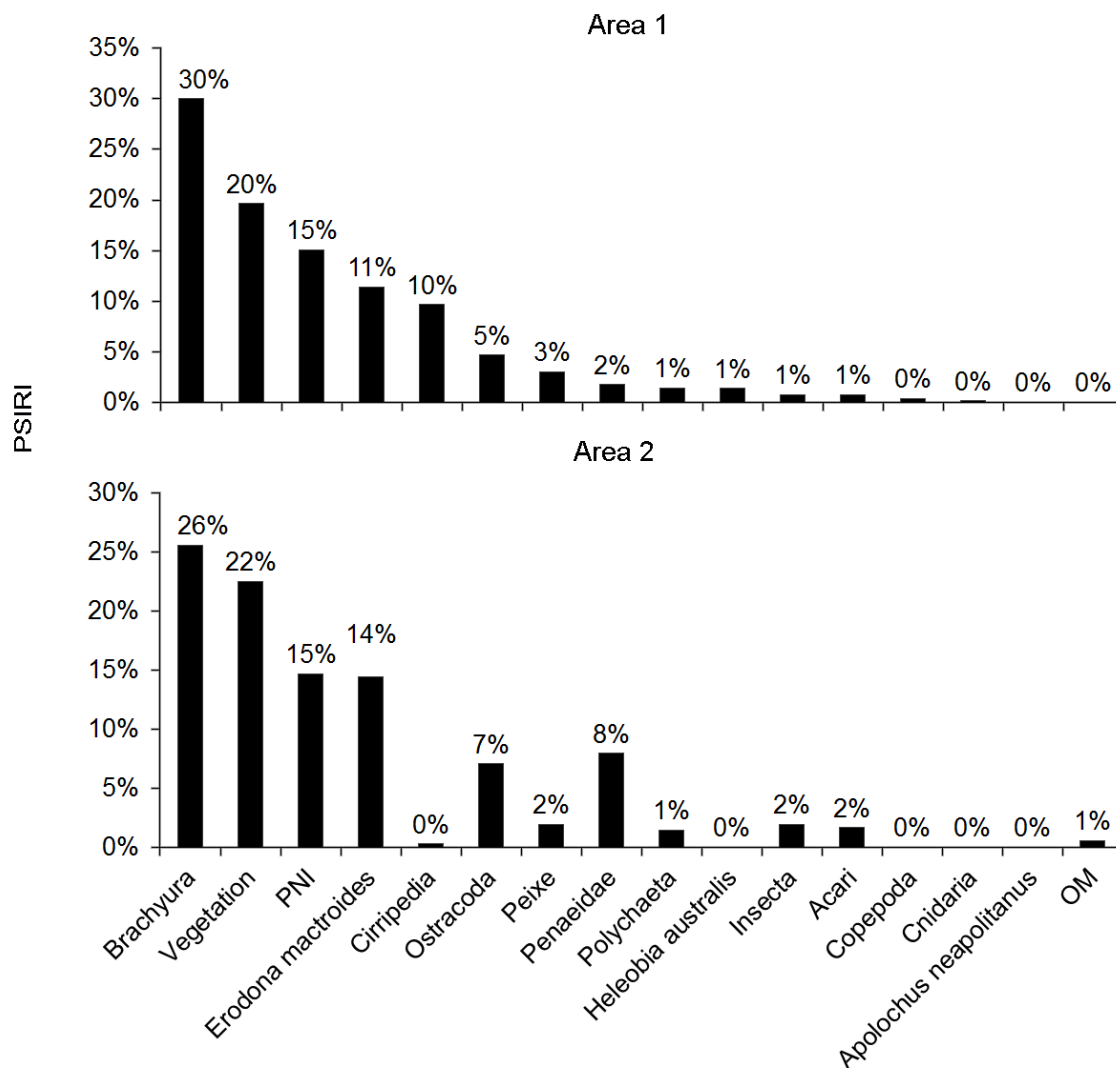


Figure 7. Specific Index of Relative Importance (PSIRI) of the content of *Callinectes sapidus* comparing Area 1 and Area 2.

Besides differences on diet composition among experiments, changes were observed in the trawled area (Fig. 8). Crustaceans (Decapoda / Brachyura), Non-identified items/detritus (PNI) and vegetation remained the main items in the blue crab diet. In Experiment 1, the Brachyura item decreased from 24% in the control area to only 3% in Area 2; *E. mactroides* decreased from 13% to 7%; and vegetation intake increased from 13% to 25%. In Experiment 2, vegetation increased after trawling, from 22% to 31% of the content. Crustaceans (both Brachyura and Decapoda) decreased their relative importance in Area 2, and *E. mactroides* changed from 10% of the intake to only 3%. Changes were slightly different in Experiment 3, where relative importance of vegetation decreased from 26% to 18% and ingestion of crustaceans and *E. mactroides* increased (Fig. 8).

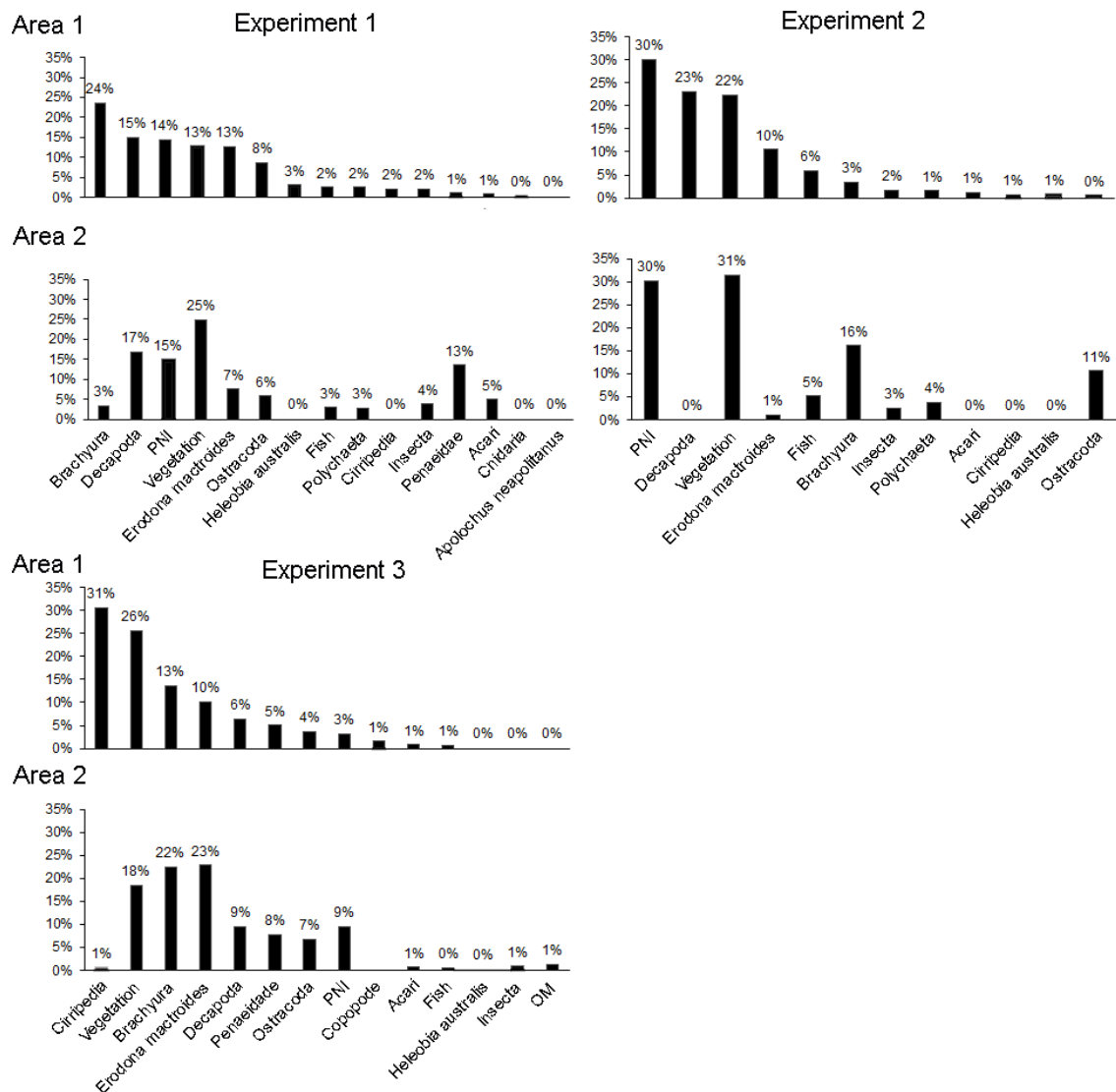


Figure 8. Specific Index of Relative Importance (PSIRI) of the content of *Callinectes sapidus* comparing Area 1 and Area 2 of each of the three Experiments.

3.5. Correlation between main results

Considering the impact caused by trawling per experiment for zoobenthos: in Experiment 1, concerning the most representative species, there was an increase followed by a decrease in the abundance of *Heteromastus similis* and *Nephtys fluviatilis* after trawling, and abundance of Ostracods decreased. The blue crab *C. sapidus* increased the intake of Polychaeta and decreased that of *Erodona mactroides* and Ostracods. In Experiment 2, there was an increase in the abundance of *H. similis* followed by decrease, and a consistent increase of Ostracods and decrease of *N. fluviatilis*. *Penaeus paulensis* increased the consumption of Polychaeta and OM, and decreased that of Ostracods. *Callinectes sapidus* decreased the consumption of *E. mactroides* and increased the consumption of Polychaeta and Ostracods. In Experiment 3, abundance of Ostracods increased and abundance of *H. similis* decreased, followed by an increase. *Penaeus paulensis* decreased Ostracod and Polychaeta intakes and increased OM, while *C. sapidus* increased the intake of *E. mactroides* and Ostracods (Table 2).

Table 2. Comparison of the impact of trawling on zoobenthos and organic matter with the ingestion of the main items consumed by *Penaeus paulensis* and *Callinectes sapidus*. The plus symbol (+) indicates increase in abundance while minus symbol (-) indicates decrease. We compared the increase/decrease in abundance of Impact 1 with the period Before, Impact 2 with Impact 1 period, and Area 2 with Area 1.

Zoobenthos and Organic matter	Ingestion <i>P. paulensis</i>		Ingestion <i>C. sapidus</i>	
Experiment 1				
	Impact 1	Impact 2	Area 2	Area 2
<i>Heteromastus similis</i>	+	-		+
<i>Nephyts fluviatilis</i>	+	-		
<i>Erodona mactroides</i>	-	-		-
Ostracod	-	-		-
OM	-	-		
Experiment 2				
	Impact 1	Impact 2	Area 2	Area 2
<i>Heteromastus similis</i>	+	-	+	+
<i>Nephyts fluviatilis</i>	-	-		
<i>Erodona mactroides</i>	+	-		-
Ostracod	+	+	-	+
OM	-	+	+	
Experiment 3				
	Impact 1	Impact 2	Area 2	Area 2
<i>Heteromastus similis</i>	+	+	-	
<i>Nephyts fluviatilis</i>	-	-		
<i>Erodona mactroides</i>	+	-		+
Ostracod	+	+	-	+
OM	+	-	+	

4. Discussion

The spatial variability of the benthic macrofauna, the hydrodynamics of estuarine environments and the pressure of predation may mask the impact of trawling in the benthic communities (Alves et al. 2015, Romano et al. 2016, Ortega et al. 2018). For this reason, to create a relatively controlled environment (mesocosm) was important to observe which factors are influencing the prey availability and the diet considering trawling activities.

The deposition of nutrients from anthropogenic action heavily influences the Justino embayment region, which, associated to the presence of marine phanerogams prairies, results in a great content of organic matter in the most superficial region of the substrate (Baumgarten et al. 2005). The organic matter content observed in Area 1 (1.3-3.4%) are in the upper limit of that found for areas close to Saco do Arraial, where values ranged between 0.09-3.5% (Rosa and Bemvenuti 2004, Rosa and Bemvenuti 2006, Colling et

al. 2010). The decrease of the OM before and after trawling reflects the destructuration of the strata after the otter disturbance. This decrease can be explained for resuspension caused for otter disturbance. Regarding the period effect, statistically significant differences were found only in Experiments 1 and 2. One factor that may have influenced such difference is that the first two experiments were performed in 2017, a year after the intense El Niño events of 2015/16 (NOAA 2018). El Niño Events can lead to positive precipitation anomalies that increase discharges in Uruguay, Argentina and southern Brazil (Robertson and Mechoso 1997, Grimm 2009). These high river discharges, triggered by El Niño events, can increase freshwater inflow into estuaries and, subsequently, the entry of continental nutrients (Netto and Lana 1999, Possamai et al. 2018).

The natural current can carry sediment to other areas, depending on local hydrodynamics or meteorological events that may affect water circulation (Moller and Fernandes 2010). Likewise, the epifauna can be resuspended after trawling and settle in other areas, since these organisms are present in the most superficial strata of the sediment (Stratum 0-5). Stratum 0-5 exhibited the greater richness and total abundance. In concordance, densities in Chesapeake Bay (USA) were higher near the surface (81% of the fauna was in the first 2 cm of sediment depth) and decreased in deeper strata (Schaffner 1990). Similar results with greater abundance and richness in the first 5 cm of depth were also found in the Douro estuary (Portugal) (Mucha et al. 2004) and PLE (Ortega et al. 2018). In Experiment 3, a significant increase in the abundance of zoobenthos in this stratum occurred between Before and Impacted 2. This increase is possibly due to the settlement of the resuspended organisms (Prantoni et al. 2013), associated with changes in the substrate remobilization caused by fishing gear elements (Rijnsdorp et al. 2015). The accumulation of sediment on the side of the mark left by the otters (Rezende 2016) can also increase the densities of organisms associated with the substrate.

In addition to the direct effect of predation on the prey community, shrimp and crabs may generate other disturbance effects on the substrate in the food search and in burial (Soares et al. 2005). As expected for opportunistic species, we found Penaeidae items in the stomach contents of *C. sapidus*. The shrimp consumption by crabs inside the mesocosms did not compromise the experiment development since almost half of the shrimps were recovered and only 3.5% of the relative percentage of prey found in the stomach contents of *C. sapidus* was Penaeidae items. The aggressiveness of swimming crabs in the search for food did not prevent the feeding of the remaining prawns since 92.72% of the analyzed stomach contents of *P. paulensis* had at least one food item.

The abundance of stomachs of *P. paulensis* classified with at least one food item (Class 1 and Class 2) increased between control and impacted mesocosm, although with no significant differences. As previously mentioned, this increase was probably caused by changes in the environment structure due to trawling. The fishing gears affected the infauna that lives protected in the substrate up to several centimeters deep, as the polychaete *Heteromastus similis* (Bemvenuti 1978). Trawling also removes areas used for protection, such as vegetation, altering the zoobenthos availability and facilitating the consumption of cut parts of vegetation.

The Justino embayment is characterized by the presence of submerged phanerogams prairies (Seeliger and Odebrecht 2010) which were present during the study period. Vegetation was an item commonly found in the stomach contents of *P. paulensis* (FO: 9.5%) and *C. sapidus* (FO: 19.2%) considering the three experiments. Benthic invertebrates are highly abundant in areas with submerged phanerogams, using

them as protection and food, both directly and indirectly by providing debris support vegetation (Bemvenuti and Colling 2010, Castello and Krug 2015). Trawl fishery impacts vegetation by the physical activity of fishing gears, digging rhizomes, cutting of plant tissue and burying plants (Fraser et al. 2017). The increase on the relative percentage of vegetation consumed by *P. paulensis* and *C. sapidus* from Area 1 to Area 2 may be related to the vegetation accessibility after the trawling impact. Changes in food availability can affect nutrition of these organisms, as animal items usually exhibit higher protein content than vegetal ones (Garcia et al. 2016). Diet significantly influences physiological conditions, fertility, and behavior of *C. sapidus* (Belgrad and Griffen 2016). In the study, crabs with diets composed exclusively of animal tissues exhibited markedly lower mortality than those that fed exclusively on macroalgae.

Although both *P. paulensis* and *C. sapidus* exhibit generalist opportunistic habits (D’Incao 1991, Soares et al. 2005, Oliveira et al. 2006) and some items increased in abundance after trawling, we can suggest some selectivity on their diet. *Callinectes sapidus* showed a preference for crustaceans, vegetation and PNI. Ostracods and polychaetes, which constituted the most abundant organisms in the zoobenthos, had little representativeness in the stomach contents of this species, confirming the prey selectivity. The bivalve *E. mactroides* represented between 10-15% of prey relative importance in the three experiments, although recognized as one of the main items in the blue crab diet (Oliveira 2006, Ferreira 2011). This species did not constitute an important element in zoobenthos of the region, indicating that despite the low abundance in the environment, the crab selectively searches this prey.

Trawling activity has an effect on the selectivity and availability of prey. Intake of vegetation increased and of crustaceans and *E. mactroides* decreased in the first two experiments. The inverse pattern occurred in Experiment 3, where intake of *E. mactroides* and vegetation increased. The increase in vegetation ingestion may be due to a decrease in the prey availability, as the sediment remobilization exposes the preferred prey and makes it available to the predator (Hiddink et al. 2016). Stomach contents of *C. sapidus* presented an increase in the relative percentage of Ostracoda and Penaeidae items as a trawling consequence.

The immediate impact of the trawling caused different changes for each species and in each replicate, demonstrating that the disturbance effect is different for each species and varies according to prevailing environmental conditions. The studied species presented two different feeding behaviors: opportunistic behavior, as expected; and a behavior suggesting prey selectivity. The abundance of polychaetes increased after trawling followed by a decrease, which reflected in the increased intake of these organisms. In addition to direct effects on polychaetes, these organisms remained are more exposed to predators. In the case of *E. mactroides*, an item consumed only by the crab, prey diversity was higher in Experiments 1 and 2. The decrease of abundance observed in the species did not reflect in crab diet, indicating it was directly caused by trawling. These results demonstrate the direct effects of trawling on the mortality, resuspension and displacement of some infaunal organisms, as well as their exposure to predation.

The 4% increase in the relative importance of OM in the stomach contents of *P. paulensis* is probably a trawling consequence since the substrate remobilization by vegetation dredging increases the accessibility of the available OM. When food is scarce or unavailable in the environment, OM becomes the main food item of some decapod species (Chong and Sasekumar 1981, Zainal 2013).

In this study, we observed different responses to the impact caused by trawling: a) destructuring of the strata and consequently alteration of the richness and diversity of

species associated; b) relocation of zoobenthonic organisms to other sites by settlement after resuspension or by sediment accumulation and organisms associated with them on the side of the mark left by the gate; c) removal of protection area altering the exposure of zoobenthonic prey; d) a decrease in the main ingested organisms and an increase in the ingestion of more refractory and less energetic items (mainly plants) occurred; e) change in the abundance of epifaunal and infaunal species, mainly Ostracods, *Heteromastus similis* and *Nephyts fluviatilis*. *Penaeus paulensis* showed a preference for such items, even when they were not abundant. Trawl fishery directly affects the species by the fishery target and indirectly by affecting its main prey. In this way, the present study provides information to the scientific basis that helps decision makers in fisheries management policies.

5. Acknowledgements

The authors would like to thank all the personnel involved in the construction of the experiment and the undergraduate students for their assistance with the laboratory works. To Sarah Teodoro for the English proofreading. To the Laboratório de Crustáceos Decápodes (LCD/FURG) for providing laboratory materials and equipment for analysis. To the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for the grant to Samanta Silveira. This study was supported by the Project REBYC LAc –II FAO (FAO- GCP/RLA/201/GFF and GEF Project ID 5304).

6. References

1. Alves, A.S., Caetano, A., Costa, J.L., Costa, M.J., Marques, J.C., 2015. Estuarine intertidal meiofauna and nematode communities as indicator of ecosystem's recovery following mitigation measures. *Ecological Indicators* 54: 184–196
2. Anderson, M.J., Robinson, J., 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 45: 301–318.
3. Anderson, M.J., 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, v. 24.
4. Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK, v. 214.
5. Asmus, E., Garreta-Harkot, P.F., 1994. Laguna dos Patos. In: Espino, G, Salaya, JJ, Varsi, E, Ed. Manejo y aprovechamiento acuicola de lagunas costeras em America Latina y el Caribe. FAO (<http://www.fao.org/docrep/field/003/ab485s/AB485S00.htm#TOC>)
6. Baumgarten, M.G.Z., Niencheski, L.F.H., Martins, B.A.D., 2005. Saco do Justino (RS-Brasil): Amônio e Fosfato na Coluna D'água e na Água Intersticial de uma Enseada Não Contaminada. *Atlântica* 27(2): 113-129.
7. Belgrad, B.A., Griffen, B.D., 2016. The Influence of Diet Composition on Fitness of the Blue Crab, *Callinectes sapidus*. *PLOS one* 11(1): e0145481. doi:10.1371/journal.pone.0145481.
8. Bemvenuti, C.E., Capitoli, R.R., Gianuca, N.M., 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos II – Distribuição Quantitativa do macrobentos infralitoral. *Atlântica* 3: 23-32.
9. Bemvenuti, C.E., Netto, A.S., 1998. Distribution and Seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (South Brazil). *Revista Brasileira de Biologia* 5: 211-221.

10. Bemvenuti, C.E., Colling, L.A., 2010. Relações tróficas na comunidade bentônica da região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Cadernos de Ecologia Aquática* 5 (1): 1-8.
11. Benedet, R.A., Dolci, D., D’Incao, F., 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica* 32(1): 05-24.
12. Brown, E.J., Finney, B., Dommissé, M., Hills, S., 2005. Effects of commercial otter trawling on the physical environment of the southeastern Bering Sea. *Continental Shelf Research* 25: 1281-1301. Doi: 10.1016/j.csr.2004.12.005
13. Brown, S.C., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M., Ebert, D.A., 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). *Environment Biology of Fishes* 95: 3–20 DOI 10.1007/s10641-011-9959-z
14. Castello, J.P., Krug, L.C., 2015. Introdução a ciências do mar. Pelotas, RS. Editora Textos.
15. Chong, V.C., Sasekumar, A., 1981. Food and feeding habitats of the white prawn *Penaeus merguensis*. *Marine Ecology Progress* 5(2): 185-191.
16. Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Chapman, M.G., 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Tribute Richard M Warwick* 330: 55– 80. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.017>
17. Collie, J., Hiddink, J.G., Kooten, T.V., Rijnsdorp, D.V., Kaiser, M.J., Jennings, S., Hilborn, R., 2016. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish and Fisheries* 18(4): 619-637.
18. Colling, L.A., Bemvenuti, C.E., Pinotti, R.M., 2010. Temporal variability of the bivalve *Erodona mactroides* BOSCH, 1802 during and after the El Niño phenomenon (2002/2003) in a subtropical lagoon, southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(4): 410-423.
19. Costa, C.S., Seeliger, U., 1989. Vertical distribution and resource allocation of *Ruppia maritime* L. in a southern Brazilian estuary. *Aquatic Botany* 33(1-2): 123-129.
20. Costa, K.G., Netto, A.S., 2014. Effects of small-scale trawling on benthic communities of estuarine vegetated and non-vegetated habitats. *Biodiversity and Conservation* 23(4): 1041-1055.
21. D’Incao, F., 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 13: 159–169.
22. D’Incao, F., Reis, E.G., 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon estuary (Brazil). *Ocean & Coastal Management* 45: 531–539.
23. FAO, 2016. The state of world fisheries and aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. (Accessed on 10-01-2019).
24. FAO, 2017. Small-scale fisheries and aquaculture and family farming. Family farming knowledge platform. <http://www.fao.org/family-farming/themes/small-scale-fisheries/en/>. (Accessed on 03-01-2019).
25. Fernandes, E.H.L., Dyer, K.R., Moller, O.O., Niencheski, L.F.H., 2002. The Patos lagoon hydrodynamic during an El Niño event (1998). *Continental Shelf Research* 22: 1699-1713.
26. Ferreira, L., S., Barros, A., Barutot, R.A., D’Incao, F., 2011. Comparação da dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) em dois locais no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil 33(2): 115-122. doi: 10.5088/atl.2011.33.2.115

27. Fraser, M.W., Short, J., Kendrick, G., McLean, D., Keesing, J., Byrnes M., Caley, M.J., Clarke, D., Davis, A.R., Erftemeijer, P.L.A., Field, S., Gustin-Gaig, S., Huisman, J., Keough, M., Lavery, P.S., Masini, R., Mahom, K., Mengersen, K., Rasheed, M., Statton, J., Stoddart, J., Wu, P., 2017. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological indicators* 78: 229-242.
28. Garcia, A.M., Claudino, M.C., Mont'Alverne, R., Pereyra, P.E.R., Copertino, M., Vieira, J.P., 2016. Temporal variability in assimilation of basal food sources by an omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014). *Marine Biology Research* 13(1): 98-107.
29. Grimm, A.M., 2009. Variabilidade interanual do clima no Brasil. In: Cavalcanti, I.F.A., Ferreira, N.J., Silva, M.G.A.J. and Dias, M.A.F.S. (Eds.) *Tempo e Clima no Brasil. Oficina de Textos*, São Paulo 353-374.
30. Hiddink, J.G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer, R., Kaiser, M.J., Skold, M., Jonsson, P., Bastardieand, F., Hinz, H., 2016. Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology* 53(5): 1500-1510.
31. Hines, A.H., Haddon, A.M., Wiechert, L.A., 1990. Guild structure and foraging impact of blue crabs and epibenthic fish in a subestuary of Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 67 (2): 105-126
32. Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology* 65: 348-358.
33. Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Poiner, I.R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3: 114-136. Doi:10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x.
34. Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In *Estuarine variability* pp. 63-81.
35. Möller, O., Fernandes, E., 2010. Hidrologia e Hidrodinâmica. In: Seeliger, U. and Odebrecht, C. (Eds.). *O estuário da Lagoa dos Patos um século de transformações*. FURG, Rio Grande 17-27.
36. Mucha, A.P., Vasconcelos, M.T.S., Bordalo, A.A., 2004. Vertical distribution of the macrobenthic community and its relationships to trace metals and natural sediment characteristics in the lower Douro estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59 (4): 663-673.
37. Netto, S.A., Lana, P.C., 1999. The role of above and below ground components of *Spartina alterniflora* (Loisel) and detritus biomass in structuring macrobenthic associations of Paranaguá Bay (SE, Brazil). *Hydrobiologia* 400: 167–177.
38. NOAA, 2018. Historical El Nino / La Nina episodes (1950-present). http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php (Accessed on 08-01-2019).
39. Oliveira, A., Pinto, T.K., Santos, D.P.D., D'Incao, F., 2006. Dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 96(3): 305-313.
40. Olsford, F., Schaanning, M.T., Widdicombe, S., Kendall, M.A., Austen, M.C., 2008 Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 123–133.
41. Ortega, I., Colling, L.A., Dumont, L.F.C., 2018. Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary,

- Estuarine, Coastal and Shelf Science 207: 142-153. Doi: 10.1016/j.ecss.2018.04.007.
42. Pauly, D., Zeller, D., 2017. Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). *Marine Policy* 77: 176-181.
 43. Possamai, B., Vieira, J.P., Grimm, A.M., Garcia, A.M., 2018. Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with El Niño events in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 202: 145-154. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.12.019
 44. Prantoni, A.L., Lana, P.C., Neto, L.S., Filho, O.A.N., Oliveira, V.M., 2013. An experimental evaluation of the short-term effects of trawling on infaunal assemblages of the coast off southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93(2): 495-502.
 45. Rezende, G., 2016. Avaliação do Impacto da Pesca de Arrasto Artesanal do Camarão-rosa, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967), no Estuário da Lagoa dos Patos. PhD thesis. University of Rio Grande, Brazil 156 p.
 46. Rijnsdorp, A.D., Bastardie, F., Bolam, S.G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O.R., Hamon, K.G., Hiddink, J.G., Hintzen, N.T., Ivanovic, A., Kenny, A., Laffargue, P., Nielsen, J.R., O'Neill, F., Piet, G.J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., Denderen, P.D., Kooten, T., Zengin, M., 2015. Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* 73 (1): i127-i138.
 47. Robertson, A.W., Mechoso, C.R., 1997. Interannual and Decadal Cycles in River Flows of Southeastern South America. *Journal of Climate* 11: 2570-2581.
 48. Romano, C., Fanelli, E., D'anna, G., Pipitone, C., Vizzini, S., Mazzola, A., Badalamenti, F., 2016. Spatial variability of soft-bottom macrobenthic communities in northern Sicily (Western Mediterranean): contrasting trawled vs. untrawled areas. *Marine Environmental Research* 122: 113-125.
 49. Rosa, L.C.D., Bemvenuti, C.E., 2004. Infaunal recruitment patterns in soft bottom habitats of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: influence of *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae) disturbance. *Iheringia. Série Zoologia* 94(3): 301-305.
 50. Rosa L.C., Bemvenuti, C.E., 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41: 1-9.
 51. Ruas, V.M., Becker, C., D'Incao, F., 2017. Evaluation of the Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 Bycatch in Artisanal Fisheries in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 60: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2017160335>.
 52. Santos, P., 1978. Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura. São Paulo. Hucitec/Edusp.
 53. Schaffner, L.C., 1990. Small-scale organism distributions and patterns of species diversity: evidence for positive interactions in an estuarine benthic community. *Marine Ecology Progress Series* 61: 107.
 54. Schumacher, B.A., 2002. Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. Washington, DC. U.S. Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory.
 55. Sciberras, M., Parker, R., Powell, C.R., Kroger, S., Bolam, S., Hiddink, J.G., 2016. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments: Trawling impacts on

- ecosystem processes. *Limnology and Oceanography* 61: 2076-2089.
Doi:10.1002/lno.10354
56. Seeliger, U.C.K.H.B., Cordazzo, C., Barcellos, L., 2004. Areias do Albardão: um guia ecológico ilustrado do litoral no extremo sul do Brasil. Rio Grande, Editora Ecoscientia.
 57. Seeliger, U., Odebrecht, C., 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande, Editora da Furg.
 58. Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C., Bartolino, V., 2018. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 586: 41-55.
 59. Soares R., Peixoto, S., Wasielesky, W., D’Incao, F., 2005. Feeding rhythms and diet of *Farfantepenaeus paulensis* under pen culture in Patos Lagoon estuary. *Journal of Experimental Marine Biology* 2: 167-176.
 60. Souza-Vieira, S., Hartmann, C., 2008. Modificação marginal das ilhas estuarinas usando ferramentas de aerofotografia, sedimentologia e batimetria. *Revista Brasileira de Cartografia* 60: 4.
 61. Suguio, K., 1973. Introdução a sedimentologia, 1st ed. Edgard Blücher, São Paulo.
 62. Zainal, K.A.Y., 2013. Natural food and feeding of the commercial blue swimmer crab, *Portunus Pelagicus* (Linnaeus, 1758) along the coastal waters of the Kingdom of Bahrain. *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences* 13(1): 1-7.