

ALESSANDRO LÍVIO PRANTONI

**EFEITOS IMEDIATOS DA PESCA DE ARRASTO SOBRE A MACROFAUNA
BÊNICA DA PLATAFORMA INTERNA DO ESTADO DO PARANÁ**

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Oceanografia com habilitação em Pesquisa Oceanográfica, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador:
Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

Co-orientador:
Prof. Dr. Frederico Pereira Brandini

PONTAL DO PARANÁ
2007

m
639 2
P 2890e
2007
ex.01

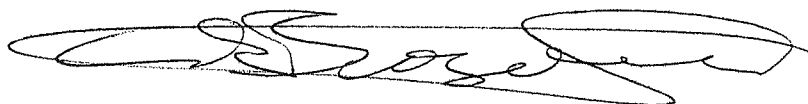
m 2007 14

TERMO DE APROVAÇÃO

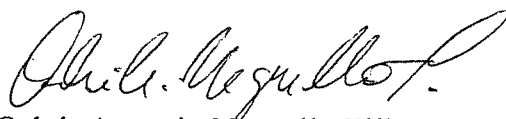
Alessandro Lívio Prantoni

“EFEITOS IMEDIATOS NA PESCA DE ARRASTO SOBRE A MACROFAUNA BÊNICA DA PLATAFORMA INTERNA DO ESTADO DO PARANÁ- BRASIL

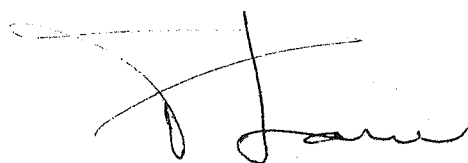
Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone - UFPR/CEM



Dr. Orlei Antonio Negrello Filho - Zoólogo



Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana - UFPR/CEM
Presidente

Pontal do Paraná, 22 de novembro de 2007

*"The ocean is a desert with
its life underground and the
perfect disguise above"*

"America"

*Ao meu pai, Guido e minha mãe Ana.
Obrigado por vocês existirem e por serem quem são:
mais que apenas pais biológicos.
Obrigado pela dedicação, pela amizade, pelo
companheirismo.
Obrigado pela vida e pelo orgulho que é
ter nascido de vocês.
Obrigado pelos ensinamentos, pelos sermões,
pelos castigos, pelas palmadas e, principalmente
pelos exemplos*

*Ao meu filho Gabriel, puro amor de
minha alma, estrela linda e
brilhante de rostinho fascinante
razão desse meu viver, orgulho,
carinho...
bem querer, fonte maior da minha
inspiração.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais por todo apoio recebido, pelas palavras amigas nos momentos de dificuldade, pelo incentivo, enfim por tudo mesmo! Sem vocês eu não poderia ter ido em busca dos meus sonhos. Muito obrigado!!!

Ao grande amigo e orientador professor Paulo Lana, pelo interesse demonstrado por este trabalho, desde a elaboração do projeto. Obrigado Paulo pela dedicação, paciência, didática e compreensão!!! Sua orientação, sem dúvida nenhuma foi fundamental para a qualidade e para conclusão desta monografia.

Ao grande amigo Orlei Negrello por todo o incentivo e amizade demonstrada ao longo de todos esses anos. Muito obrigado pelas conversas, sempre esclarecedoras, e por todo material bibliográfico disponibilizado.

Ao professor Frederico Brandini, pela co-orientação e por estar sempre pronto a ajudar. Muito obrigado pela oportunidade do estágio na MarBrasil, que com toda a certeza contribuiu muito para o meu desenvolvimento profissional.

Ao professor Borzone por ter aceitado participar da banca e por se mostrar sempre disposto a ajudar quando precisei.

Ao professor Maurício Camargo a quem recorri todas as vezes que tive dúvidas a respeito das análises estatísticas. Todas essas dúvidas foram esclarecidas com muita didática e paciência.

A todo corpo docente do CEM pelo excelente ambiente, dedicação e carinho com que conduzem o curso de Oceanografia.

Ao Leonardo um agradecimento especial pela valiosa ajuda e colaboração desde as coletas até as análises estatísticas.

A todos os amigos do Laboratório de Bentos pelo maravilhoso ambiente de trabalho, e pelos momentos de descontração.

A todos meus amigos que participaram das coletas André Catani, Maikon, Ana, Carlos, Kalina, Orlei.

Ao amigo Roberto Baracho pelas filmagens subaquáticas que serão fundamentais para produção do documentário a respeito deste trabalho.

Aos amigos Clécio, Fabian, Luizão, Abo, Juan, Rangel pelos impagáveis momentos de diversão (churrascos, peixadas, etc.).

A todos os colegas da turma de 2003, a melhor turma do CEM. Muito obrigado pelos inesquecíveis momentos.

A Ghisi, pelas análises sedimentológicas, pela amizade e compreensão.

A todos os funcionários do CEM que sempre se mostraram prontos a ajudar.

A Simone que durante as idas e vindas sempre esteve presente em minha vida. Muito obrigado por cuidar do nosso filho com zelo, carinho e dedicação.

Ao amigo Toniel pelas dicas sobre arrasto de camarão, pelo empenho em ajudar no trabalho desde a confecção das bandeirolas até a navegação precisa durante as amostragens.

Por favor me perdoem se esqueci alguém, mas foram tantas as pessoas que passaram pela minha vida ao longo desses 5 anos que talvez não tenha me lembrado de todas.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO	ix
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	5
3 MATERIAL E MÉTODOS	6
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	6
3.2 O PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E A AMOSTRAGEM.....	7
3.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	11
4 RESULTADOS	12
4.1 CARACTERIZAÇÃO SEDIMENTAR.....	12
4.2 ASSOCIAÇÕES BÊNTECAS.....	15
5 DISCUSSÃO	21
REFERÊNCIAS	27
ANEXO	34

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 - Lista dos táxons com maior contribuição relativa para o total dos organismos macrofaunais nas duas áreas (controle e impactada) e nos dois tempos (antes e depois do arrasto experimental) 19
- TABELA 2 - Relação entre os parâmetros biológicos e sedimentológicos avaliados pela rotina BIOENV nas duas áreas (controle e impactada) e nos dois tempos (antes e depois do arrasto experimental). 20

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Litoral do Paraná indicando os limites estaduais (norte e sul) e os locais de amostragem.....	8
FIGURA 2 - Esquema e medidas da rede de arrasto do tipo “manga seca” utilizada para captura da fauna bento – demersal. Modificado de Natividade, 2005.....	9
FIGURA 3 - Porta de madeira com base de ferro utilizada para manter a rede aberta quando submersa. Fonte: Natividade, 2005.....	10
FIGURA 4 - Histogramas de frequência granulométrica (em notação phi) da área controle antes (AC) e depois do arrasto experimental (DC) com gradiente de classificação nominal das classes de tamanho de grão.....	13
FIGURA 5 - Histogramas de frequência granulométrica (em notação phi) da área impactada antes (AI) e depois do arrasto experimental (DI) com gradiente de classificação nominal das classes de tamanho de grão....	14
FIGURA 6 - Teores de carbonato de cálcio (CaCO_3) na área controle antes (AC) e depois do arrasto experimental (DC) e na área impactada antes (AI) e depois do arrasto experimental (DI).....	15
FIGURA 7 - Teores de matéria orgânica (M.O.) na área controle antes (AC), depois do arrasto experimental (DC) e na área impactada antes (AI) e depois do arrasto (DI).....	15
FIGURA 8 - nMDS para as áreas (controle e impacto) e para os tempos (antes e depois do arrasto). Stress 0,19.....	16
FIGURA 9 - Variação na densidade média das espécies numericamente dominantes (+ E P).....	17
FIGURA 10 - Variação na densidade e número de espécies (+ E P).....	18
FIGURA 11 - Ressuspensão de sedimento causada pelas portas da rede de arrasto de fundo. Fonte: National Research Council EUA.....	24

RESUMO

Os impactos da pesca sobre os ambientes marinhos e costeiros têm sido uma constante preocupação nas últimas décadas. Devido ao declínio dos estoques pesqueiros em nível global, com efeitos marcantes também no Brasil, a atividade como um todo vem se tornando foco de intensas discussões, com questionamentos a respeito da capacidade de suporte dos ecossistemas e da eficácia e sustentabilidade das técnicas utilizadas. As dificuldades para se avaliar o real impacto da pesca de arrasto no ambiente bêntico se devem a pelo menos três fatores: 1) as associações bênticas são estruturalmente complexas e suas marcadas variações espaciais e temporais podem mascarar outras perturbações de origem antrópica ou natural 2) a intensidade dos impactos é variável, dependendo do tamanho das embarcações, da malha de rede utilizada, grau de contato do equipamento com o substrato, velocidade e frequência da atividade, além das características dos ambientes sedimentares. 3) diversas abordagens mensurativas e manipulativas têm sido usadas, fato que pode implicar interpretações equivocadas dos resultados. É testada a hipótese de que se a pesca de arrasto exerce um efeito negativo nas associações bênticas, então serão observadas diferenças qualitativas e quantitativas na estrutura das associações dos organismos epifaunais e infaunais, expressas por variações na riqueza de espécies, abundância total da fauna e densidade das espécies numericamente dominantes. Logo após o período de defeso no final de 2006, foi escolhida uma área para o experimento em frente ao Morro do Miguel na Ilha do Mel, na desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá entre 25° 34' 05.1" S e 48° 16' 51.6" W. A área foi cercada com bóias para evitar a pesca e arrasto e conservar a integridade do substrato. As coletas para macrofauna e caracterização sedimentar foram realizadas com mergulho autônomo, utilizando corers de 10 cm de diâmetro por 10 cm de altura, (área de 78 cm²) utilizada como unidade para as estimativas de densidade. As características granulométricas não variaram significativamente entre área controle e área impactada. Foi coletado um total de 8769 indivíduos pertencentes a 89 táxons. Os poliquetas representaram o grupo mais numeroso e diverso, constituindo 89% do total de indivíduos, seguido dos crustáceos com 6% e dos Sipuncula com 3%. A análise de proximidade indicou a existência de diferenças nas associações bênticas da área controle e da área impactada. Foi observado um aumento expressivo na densidade média de algumas espécies na área impactada após o arrasto experimental, como é o caso de *Apoprionospio* sp e *Capitella* sp.. Foram evidenciadas diferenças significativas na densidade média total e na riqueza de espécies nas associações bênticas da área impactada entre os tempos (antes e depois do arrasto experimental). Em conclusão, a macrofauna local mostrou-se bastante diversa e numericamente dominada por poliquetas de pequeno porte. A passagem das portas e redes de arrasto sobre substrato marinho na área estudada mostrou efeitos consistentes nas pequenas escalas espacial e temporal avaliadas. A estrutura das associações bênticas na área impactada apresentou variações significativas antes e depois do arrasto experimental evidenciadas pelo aumento significativo na densidade da macrofauna bêntica após o arrasto experimental.

Palavras-chave: Pesca de arrasto; macrofauna; bentos; plataforma interna; Paraná

1 INTRODUÇÃO

Os impactos da pesca sobre os ambientes marinhos e costeiros têm sido uma constante preocupação nas últimas décadas. Devido ao declínio dos estoques pesqueiros em nível global, com efeitos marcantes também no Brasil, a atividade como um todo vem se tornando foco de intensas discussões (LOKKEBORG, 2005; GRAY et al., 2006; LONGHURST, 2007), com questionamentos a respeito da capacidade de suporte dos ecossistemas e da eficácia e sustentabilidade das técnicas utilizadas.

A pesca de arrasto é uma atividade de larga escala desenvolvida em todo o mundo, tendo pelo menos 75% da área total das plataformas continentais como alvo (KAISER et al., 2002). O equipamento utilizado consiste em portas de aço ou madeira conectadas a redes de malha variável, em forma de funil, desenhadas para deslizar sobre o substrato marinho e capturar os organismos na interface água-sedimento. Um dos problemas desta arte de pesca é a baixa seletividade (KAISER & SPENCER, 1996) e o alto impacto sobre a estrutura física do sedimento (SCHWINGHAMER et al., 1998). As implicações da pesca de arrasto de fundo têm sido comparadas com as conseqüências de perturbações no ambiente terrestres como atividades agrícolas e o corte de florestas tropicais em termos de redução da biodiversidade (WATLING & NORSE, 1998), transformando sistemas dominados por espécies de equilíbrio em sistemas com dominância de oportunistas (THRUSH & DAYTON, 2002).

Habitats bênticos proporcionam abrigo e refúgio para juvenis de muitas espécies de peixes, reduzindo sua vulnerabilidade à predação. Por outro lado, os organismos macrobênticos têm um papel importante na ciclagem de nutrientes, aeração dos sedimentos e outros processos essenciais ao funcionamento dos fundos marinhos (THRUSH & DAYTON, 2002). Portanto, impactos negativos nas associações bênticas podem causar o declínio dos recursos marinhos, inclusive daqueles explorados comercialmente. Neste contexto, conhecer as respostas dos organismos bênticos aos impactos da pesca é de grande importância para o manejo adequado dos recursos pesqueiros (LOKKEBORG, 2005).

Segundo o National Research Conservation Council dos Estados Unidos da América (2002), os arrastos causam mudanças nas comunidades biológicas, com

correspondente redução na complexidade e produtividade dos fundos marinhos. Diversos estudos têm sido conduzidos no sentido de avaliar os impactos da atividade pesqueira de arrasto nas associações bênticas (GILKINSON et al., 1998; RUMOHR & KUJAWSKI, 2000; JENNINGS et al., 2001; KAISER et al., 2001, 2002; HIXON & TISSOT, 2007), muitos dos quais indicam de forma consistente os efeitos deletérios dessa arte de pesca sobre espécies e habitats bênticos (BROWN et al., 2005; KENCHINGTON et al. 2006; HIXON & TISSOT, 2007). Porém, outros trabalhos não identificaram impactos ou mudanças significativas na estrutura das associações infaunais (GIBBS et al., 1980; CURRIE & PARRY, 1999; KENCHINGTON et al., 2001; DRABSCH et al., 2001; DE BIASI, 2004).

De acordo com Lokkeborg (2005), as dificuldades para se avaliar o real impacto da pesca de arrasto no ambiente bêntico se devem a pelo menos três fatores: 1) as associações bênticas são estruturalmente complexas (KAISER et al., 2001) e suas marcadas variações espaciais e temporais podem mascarar outras perturbações de origem antrópica ou natural (SCHWINGHAMER et al., 1998; DRABSCH et al., 2001); 2) a intensidade dos impactos é variável, dependendo do tamanho das embarcações, da malha de rede utilizada, grau de contato do equipamento com o substrato, velocidade e frequência da atividade, além das características dos ambientes sedimentares (THRUSH & DAYTON, 2002). 3) diversas abordagens mensurativas e manipulativas têm sido usadas, fato que pode implicar interpretações equivocadas dos resultados. Desta forma, a metodologia a ser usada em qualquer estudo referente ao assunto deve ser avaliada com cautela e os resultados devem ser interpretados com cuidado.

Os efeitos negativos dessa atividade sobre os fundos marinhos parecem ser mais significativos em locais com baixo nível de perturbações físicas, se comparadas com áreas frequentemente perturbadas por mecanismos naturais como a ação de ondas e correntes (KAISER et al., 2000; JENNINGS et al. 2001). Nestas situações, a pesca de arrasto pode ser a principal fonte de ressuspensão de sedimentos (PALANQUES et al., 2001), resultando na liberação de nutrientes e contaminantes, na exposição de camadas anóxicas do sedimento e no aumento da demanda biológica de oxigênio (KAISER et al., 2001).

As espécies marinhas que vivem em locais de baixa energia, portanto mais afetadas pela pesca de arrasto, também requerem um tempo maior para

recolonização do habitat (KAISER et al., 2001). Os organismos epifaunais podem ser danificados, soterrados ou mortos, enquanto os infaunais podem ser expostos e suspensos tornando-se mais suscetíveis à predação na coluna d'água (BERGMAN & VAN SANTBRINK, 2000; GILKINSON et al. 1998; PRANOVI et al., 2000). GILKINSON et al., (1998) simularam em laboratório, através de um modelo construído em pequena escala, a interação entre o arrasto de porta e o substrato marinho arenoso, e observaram que espécies originalmente infaunais podem ser completa ou parcialmente expostas.

SCHWINGHAMER et al. (1998) relataram que as marcas deixadas pelas portas das redes de arrasto em sedimento arenoso e relativamente estável continuaram visíveis até 10 semanas após o distúrbio e em alguns casos até um ano, embora os efeitos biológicos do experimento não tivessem sido avaliados. COLLIE et al. (2000) sugeriram que as associações bênticas de substrato arenoso podem ser restabelecidas dentro de 100 dias, podendo suportar de 2 a 3 arrastos por ano. Em locais com fortes correntes de marés, KAISER & SPENCER (1996) mostraram que o arrasto experimental causou mudanças nas associações bênticas, já não detectadas 6 meses após.

A passagem da rede de arrasto pode remover muitos organismos epifaunais e detritos (PRANOVI et al., 2000), causar a mortalidade de espécies de invertebrados como gastrópodes, equinodermos, crustáceos, poliquetas e moluscos bivalves (BERGMAN & VAN SANTBRINK, 2000), reduzir a abundância de peixes (HIXON & TISSOT, 2007) e, em consequência, a biomassa desses grupos (BURRIDGE et al., 2003).

A diminuição da diversidade e do número de organismos pode acarretar, em casos extremos, a extinção funcional no ambiente (PRANOVI et al., 2000). A extinção funcional refere-se à situação em que as espécies se tornam tão raras que não executam mais sua função no sistema (THRUSH & DAYTON, 2002).

Os efeitos sistêmicos negativos da pesca de arrasto de fundo podem ainda incluir mudanças na relação presa-predador (JENNINGS & KAISER, 1998; KAISER et al., 2001), provocando modificações na estrutura da teia alimentar, não necessariamente revertidas com a redução da atividade pesqueira, além de promover seleção genética de diferentes características físicas e reprodutivas (KAISER et al., 2001). É importante salientar que as implicações descritas acima

podem ocorrer simultaneamente, o que pode ocasionar efeitos adicionais significativos em diferentes escalas (KAISER et al., 2001).

A frequência da pesca, outro parâmetro que deve ser levado em consideração, pode alterar a distribuição das espécies modificando assim a biota local (BERGMAN & VAN SANTBRINK, 2000; KAISER et al., 2000, 2001, 2002; THRUSH & DAYTON, 2002). Estudos em áreas expostas a altos e baixos níveis de perturbação por arrastos de fundo em períodos de mais de 10 anos, mostraram que locais antes dominados por organismos bênticos relativamente sésseis, epifaunais e de grande biomassa, passaram a ser dominados por organismos infaunais de menor tamanho presumivelmente menos afetados pelo arrasto de fundo (KAISER et al., 2000).

A principal atividade econômica das populações litorâneas tradicionais do litoral paranaense é a pesca. A técnica que predomina na comunidade pesqueira do Paraná é o arrasto de porta artesanal, tendo como alvos principais o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e o camarão branco (*Litopenaeus schimitti*) (PEREZ et al., 2001). A pesca industrial de arrasto de camarões também ocorre no Paraná, porém, como não há nenhum porto pesqueiro importante, os desembarques ocorrem nos estados de São Paulo e Santa Catarina (HAIMOVICI & KLIPPEL, 1999).

Os efeitos da pesca artesanal de arrasto ou da pesca industrial sobre as associações bênticas da plataforma interna do Paraná ainda permanecem pouco conhecidos (PELAES, 2005). Neste contexto, assume particular relevância a análise do impacto destas práticas sobre os fundos de plataforma como ferramenta para ações de manejo e conservação dos habitats bênticos regionais.

2 OBJETIVOS

Este trabalho avalia os efeitos da pesca de arrasto sobre os fundos da plataforma interna do Paraná através de um experimento manipulativo. É testada a hipótese de que se a pesca de arrasto exerce um efeito negativo nas associações macrobênticas, então serão observadas diferenças qualitativas e quantitativas na estrutura das associações dos organismos epifaunais e infaunais, expressas por variações na riqueza de espécies, abundância total da fauna e densidade das espécies numericamente dominantes.

Os objetivos específicos são:

- Conduzir uma caracterização expedita das associações bênticas na área de estudo, estimando a densidade e o número de espécies da infauna e epifauna locais e correlacionando-as com as características do substrato;
- Avaliar a significância das diferenças na densidade da fauna, número de espécies e densidade de espécies numericamente dominantes em áreas submetidas a arrasto experimental e áreas controle.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A costa do Estado do Paraná estende-se por aproximadamente 100 Km, na direção NE-SW, entre as coordenadas 25° 20' – 25° 55' S e 48° 10' – 48° 55' W (MARTINS et al., 2004), e pertence ao setor sudeste da costa brasileira entre Cabo Frio (ES) e o Cabo de Santa Marta (SC). Os limites estaduais do litoral do Estado do Paraná são a foz do rio Ararapira, na divisa com o Estado de São Paulo ao norte e a foz do rio Saí-Guaçu, na divisa com o Estado de Santa Catarina, ao sul (Figura 1). Predominam na região as águas costeiras e de plataforma, que sofrem a intrusão da ACAS (Água Central do Atlântico Sul) no final da primavera e início do verão (MATSUURA, 1986). A temperatura média da água na região pode variar entre 21° C no inverno e 29° C no verão, seguindo padrões bem definidos de aquecimento nos meses de verão e de resfriamento nos meses de inverno. A variação da salinidade é de 28 a 37 UPS, sendo que os menores valores ocorrem nas camadas superficiais da coluna d'água (BRANDINI et al. 2007). O regime de maré é semi-diurno com amplitude máxima de 2,2 metros, e o clima da região é classificado como subtropical úmido (Cfa) (LANA et al., 2001).

A baixa declividade (VEIGA, 2004) e ausência de obstáculos naturais (PELAES, 2005) na plataforma interna do Paraná oferecem condições apropriadas para o desenvolvimento da atividade pesqueira de arrasto.

A composição sedimentar da plataforma interna é relativamente homogênea, com baixos teores de silte e argila (LORENZI, 2004), apresentando grande predominância de areia fina que varia de moderadamente a bem selecionada (VEIGA et al., 2004). Esta padrão caracteriza um sistema de alta energia ambiental sob ação constante de correntes próximas ao fundo, marcado pela alternância na intensidade e sentido dessas correntes (BORZONE et al., 1999a).

Os eventos reguladores dos ambientes deposicionais em ambientes costeiros no Estado do Paraná estão diretamente relacionados com a ocorrência de sistemas frontais provenientes de sul (ANGULO, 1992).

Gonçalves & Lana (1991) sugeriram que a distribuição em larga escala dos invertebrados da plataforma interna do Estado do Paraná, tomando como exemplo

os moluscos, estaria relacionada com o gradiente hidrodinâmico, responsável pela distribuição dos sedimentos nos fundos regionais.

O estudo mais abrangente que avaliou a distribuição da macrofauna no litoral paranaense foi conduzido por NEGRELLO FILHO et al. (2004), com amostragens ao largo de todo o litoral do Estado do Paraná a uma distância média de 1 a 3 milhas da costa. Em 300 estações de coleta estabelecidas previamente, com o auxílio de GPS, foram registrados 1072 indivíduos pertencentes a 92 espécies da macrofauna benthica. Os grupos taxonômicos dominantes foram poliquetas (39 sp.), crustáceos (27 sp.) e moluscos.

Por outro lado, em outro estudo conduzido por BORZONE et al. (1999b), na plataforma interna ao largo dos Municípios de Matinhos e Guaratuba, mostrou um padrão de dominância numérica distinto dos descritos acima. Entre 102 táxons macrobênticos encontrados, a macrofauna foi numericamente dominada por crustáceos e equinodermos.

3.2 O PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E A AMOSTRAGEM

Na medida em que todos os setores de plataforma interna paranaense são alvos potenciais pesca de arrasto, cuidados especiais foram tomados para a escolha da área experimental. A pesca de arrasto é suspensa no litoral paranaense entre os meses de outubro a dezembro por causa da reprodução do camarão sete barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (IBAMA, 2006). Logo após o término do período de defeso em dezembro de 2006, foi escolhida uma área para o experimento em frente ao Morro do Miguel na Ilha do Mel, na desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá entre 25° 34' 05.1" S e 48° 16' 51.6" W (Figura 1). A área foi cercada com bóias para evitar a pesca de arrasto e conservar a integridade do substrato. Com estes cuidados, garantiu-se que a área experimental permanecesse um mínimo de três meses sem qualquer atividade de arrasto, decisão fundamentada por estudo prévio de COLLIE et al. (2000) que sugeriram que a recolonização dos organismos macrofaunais leva em média 100 dias em substratos arenosos de ambientes costeiros.

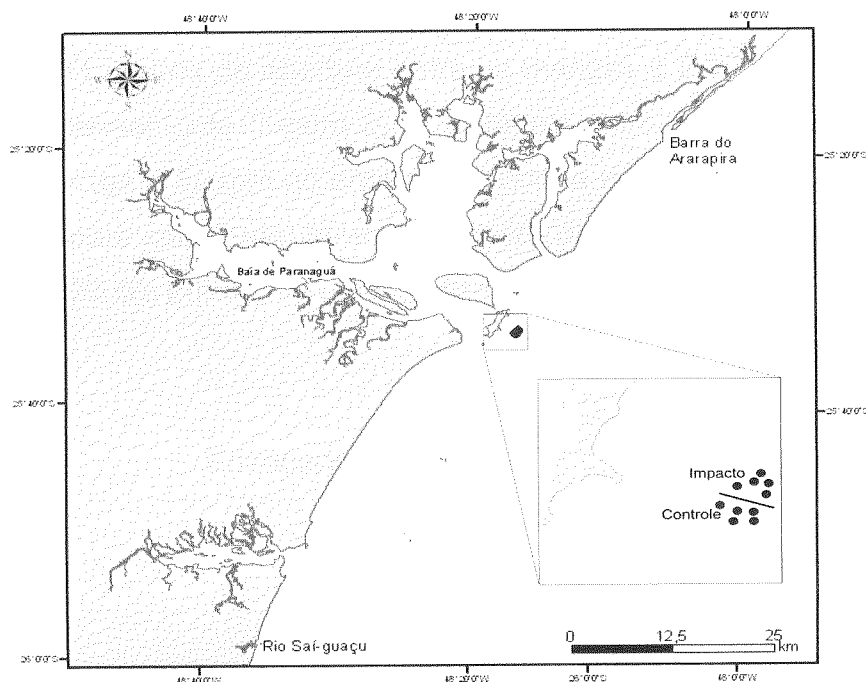


Figura 1 – Litoral do Paraná indicando os limites estaduais (norte e sul) e os locais de amostragem.

O estudo foi conduzido em duas áreas contíguas com aproximadamente 15 Km² definidas como controle e tratamento (a seguir denominada área impactada), com profundidade média de 10 m.

O planejamento amostral foi delineado para comparar a área impactada (submetida a arrasto experimental) com a área controle não perturbada.

Utilizando GPS (sistema de posicionamento global) foram determinados 5 pontos amostrais em cada uma das áreas. Em cada ponto foram coletadas 6 unidades amostrais para material biológico e uma para análises sedimentológicas, antes e depois do arrasto experimental, totalizando 140 amostras. As amostragens antes do arrasto experimental foram feitas em 21 de fevereiro de 2007. Os arrastos experimentais e amostragens pós-impacto foram feitos no dia seguinte. As redes de arrasto passaram duas vezes sobre cada ponto na área impactada e as amostragens de fundo foram feitas imediatamente após o arrasto.

Para o arrasto experimental, foi fretada uma embarcação de tábua tipo “bote” tangoneiro dotado de cabine ou “casario”, guincho, tangones e motor de 60 Hp, comum na frota artesanal paranaense (ANDRIGUETTO FILHO, 2004).

Foram utilizadas 2 redes do tipo “manga seca”, com 11 metros de comprimento e 11 metros de abertura entre as mangas e 2,20 metros de boca, que operavam simultaneamente (Figura 2). A distância entre nós opostos na malha era de 40 mm na manga e 30 mm no ensacador, com a rede esticada. As quatro portas utilizadas (duas para cada rede) foram retângulos de madeira vazados, com base de ferro, medindo 120 cm por 50 cm e pesando 40 kg (Figura 3).

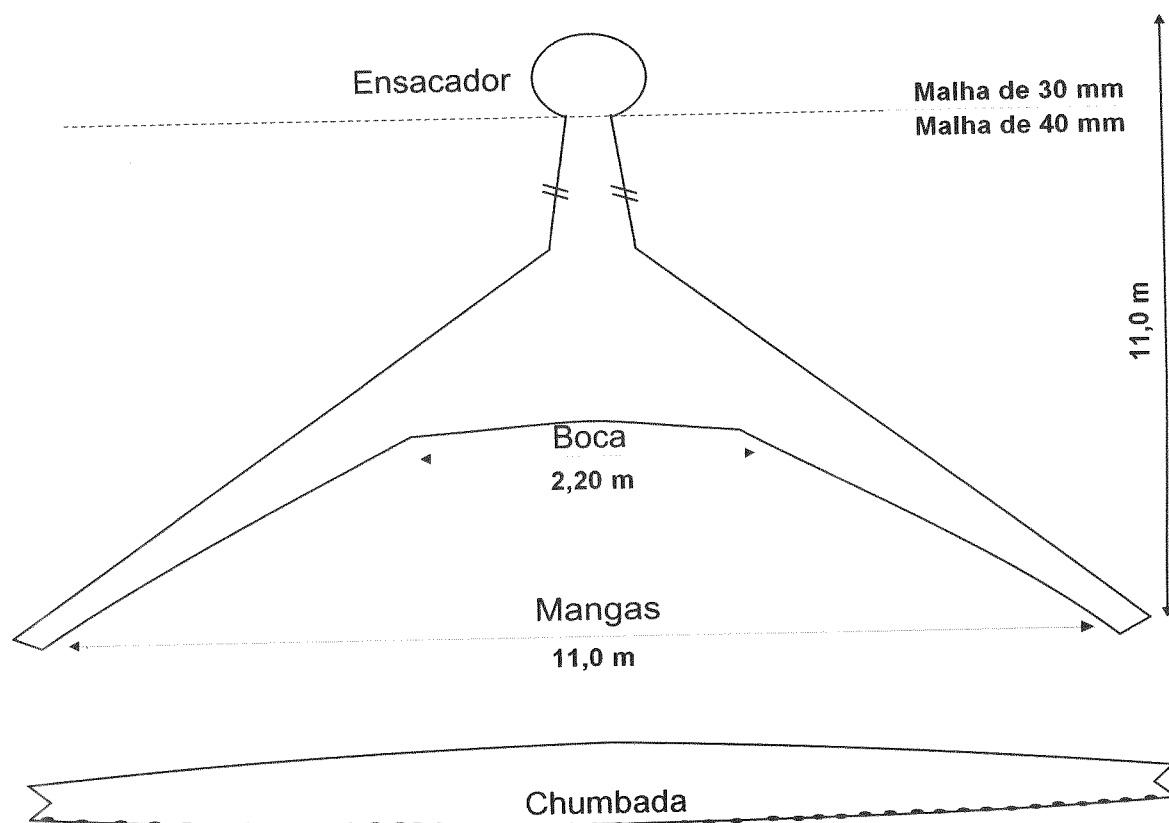


Figura 2 – Esquema e medidas da rede de arrasto do tipo “manga seca” utilizada para captura da fauna bento – demersal. Modificado de Natividade, 2005.



Figura 3 – Porta de madeira com base de ferro utilizada para manter a rede aberta quando submersa. Fonte: Natividade, 2005.

As coletas para macrofauna e caracterização sedimentar foram realizadas com mergulho autônomo, utilizando corers de 10 cm de diâmetro por 10 cm de altura, (área de 78 cm²) utilizada como unidade para as estimativas de densidade. Essa técnica é estatisticamente mais eficiente em relação aos pegadores de fundo tradicionais (PELAES, 2005) e oferece algumas vantagens como: a) regularidade de penetração no sedimento; b) controle visual de toda a operação de coleta; c) boa retenção do material após a pegada; d) maior precisão no volume de sedimento (NEGRELLO FILHO, 2005; PRANTONI & SILVA, 2007).

As amostras para análise do material biológico foram lavadas em peneira de malha 0,5 mm e os organismos fixados em formalina a 10%, separados e identificados até o menor nível taxonômico possível, com o auxílio de microscópio estereoscópio.

O substrato foi caracterizado quanto à granulometria e teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio (método de peneiramento e pipetagem). Os parâmetros granulométricos foram obtidos pelo pacote SysGran, versão 3.0 para Windows (CAMARGO, 2006), pelo método McCammon b (1962). O teor de carbonatos foi determinado pela diferença de pesos após acidificação de 10 gramas de sedimento em HCl (10%). O teor de matéria orgânica foi estimado pela queima de 5 gramas de sedimento coletado em forno mufla a 550⁰ C por 1 hora.

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

A resposta imediata das variáveis biológicas ao arrasto foi determinada pela comparação das áreas controle e impactada, através de análises multivariadas. Para a análise dos dados, foi utilizado o pacote de aplicativos PRIMER 6 (Plymouth Routine in Multivariate Ecological Research) (CLARKE & WARWICK, 1994) e Statística 7.0.

Para avaliação das diferenças entre a área impactada e a área controle e entre os tempos (antes e depois do arrasto experimental) foi empregada uma análise de proximidade nMDS (*non metric multidimensional scaling*), com os dados transformados para raiz quadrada.

Para averiguar a significância das diferenças nas associações macrofaunais entre o tratamento e o controle e entre os tempos ($p < 0,05$), foi empregado o teste de análise de similaridade (ANOSIM univariado), segundo Clarke (1993).

A avaliação das diferenças entre a densidade da fauna e o número de espécies entre tratamentos e tempos foi feita com uma análise de variância univariada (ANOVA).

A média de similaridade entre as áreas e os tempos foi testada usando o percentual de similaridade (SIMPER). Este teste permite identificar quais espécies contribuíram mais para as diferenças observadas.

A significância da correlação entre os parâmetros sedimentológicos e biológicos foi investigada com a rotina BIOENV. Essa análise correlaciona duas matrizes de dados (biológicos e ambientais) e identifica os parâmetros ambientais que mais contribuem para os padrões observados. Os valores do coeficiente de correlação de Spearman, fornecidos pelo BIOENV, variam entre -1 e 1, e quanto mais próximo dos extremos, maior a correlação entre as variáveis analisadas. Os dados da matriz biológica sofreram transformação para raiz quadrada.

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO SEDIMENTAR

As características granulométricas não variaram expressivamente entre área controle e área impactada. Os sedimentos locais foram classificados como areia fina, variando de moderadamente selecionada a muito bem selecionada (Figuras 4 e 5).

Os teores de matéria orgânica na área controle variaram entre 0,57% a 4,42% e os teores de CaCO_3 entre 1,78% a 8,11%. A variação de matéria orgânica na área impactada foi de menor amplitude (entre 0,57% a 1,16%), enquanto a de CaCO_3 variou de 1,38% a 5,57%. Os teores mais altos de CaCO_3 (8,11 %) e de matéria orgânica (4,42 %) ocorreram no ponto 5 da área controle depois do arrasto devido à presença de fragmentos de conchas e vegetais (Figura 5 e 6).

Na área controle, as porcentagens de areia, silte e argila foram respectivamente de 97%, 1,65% e 1,35%, e na área impactada de 97,8%, 1% e 1,2%.

Observações visuais realizadas através de mergulho autônomo mostraram a presença de ondulações no sedimento nas duas áreas (controle e impactada) e nos dois tempos (antes e depois do arrasto experimental). Essas formações são características de ambientes de plataforma rasa e indicam que o local sofre ação de ondas e correntes de fundo com intensidade considerável. O padrão observado sugere um ambiente exposto a um regime de alta energia ambiental (LORENZI, 2004).

Não foram observadas marcas evidentes causadas pela passagem das portas e redes no mergulho realizado imediatamente após o arrasto experimental.

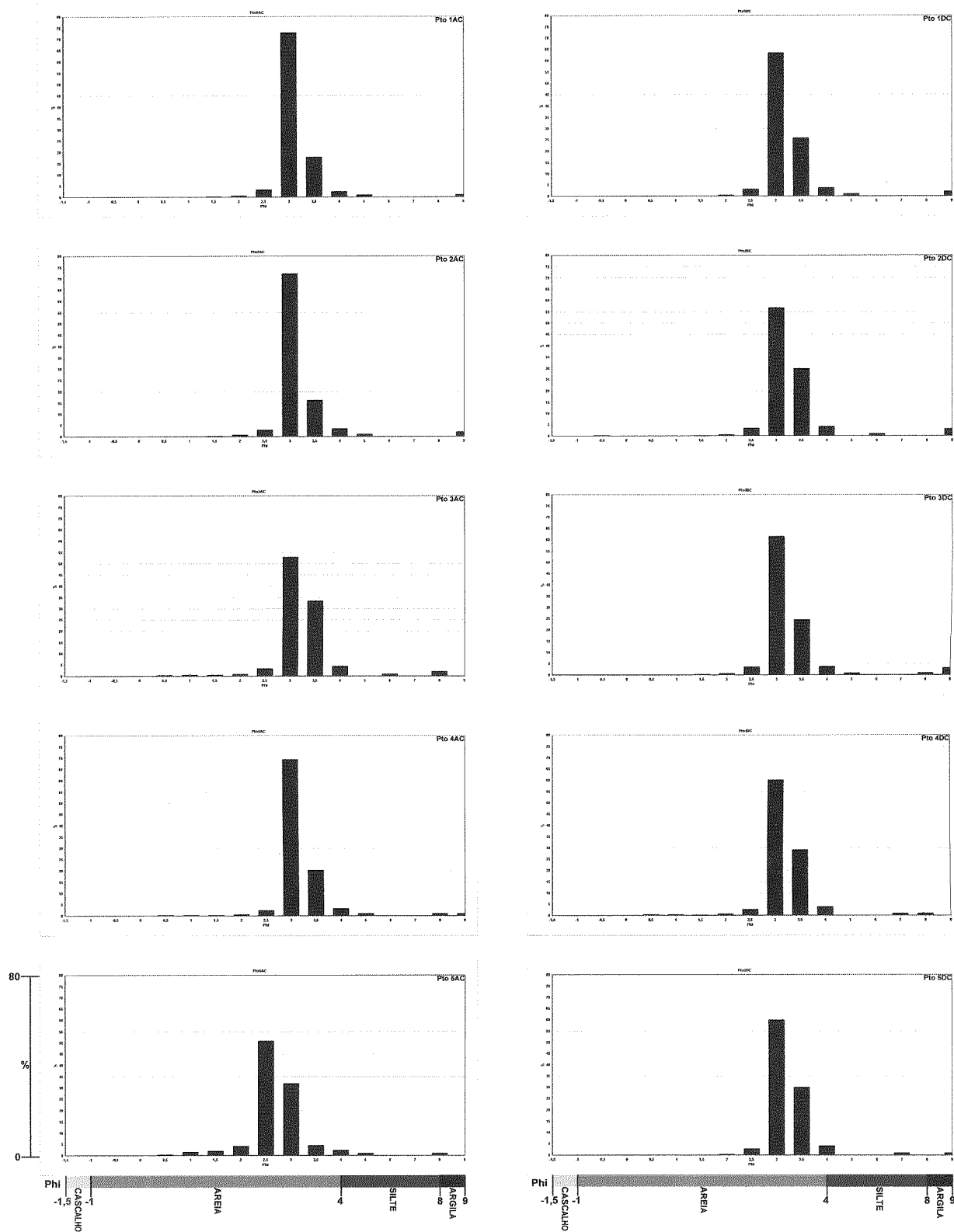


Figura 4 – Histogramas de frequência granulométrica (em escala phi) da área controle antes (AC) e depois do arrasto experimental (DC) com gradiente de classificação nominal das classes de tamanho de grão.

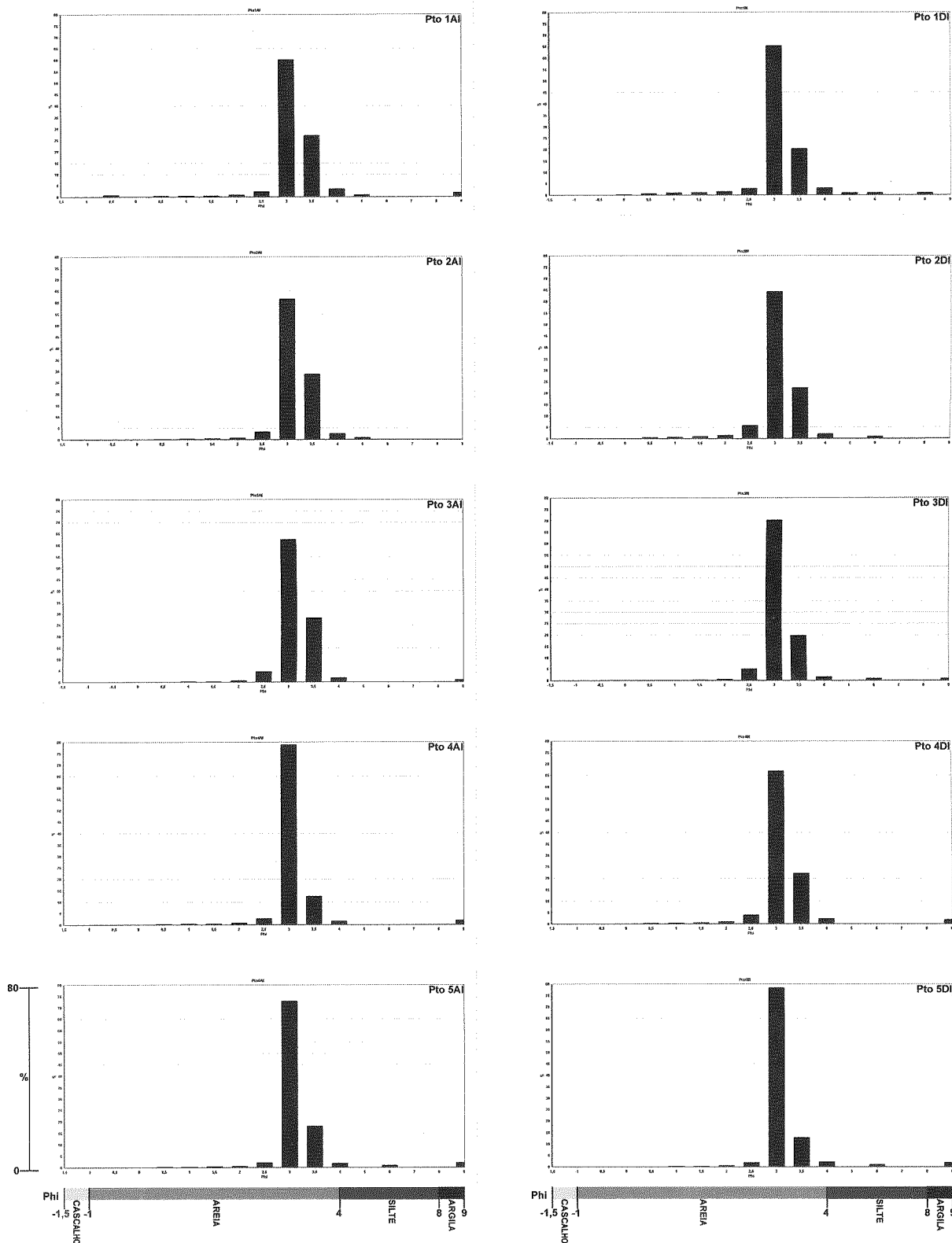


Figura 6 – Histogramas de frequência granulométrica (em escala phi) do sedimento da área impactada antes (AI) e depois do arrasto experimental (DI) com gradiente de classificação nominal das classes de tamanho de grão.

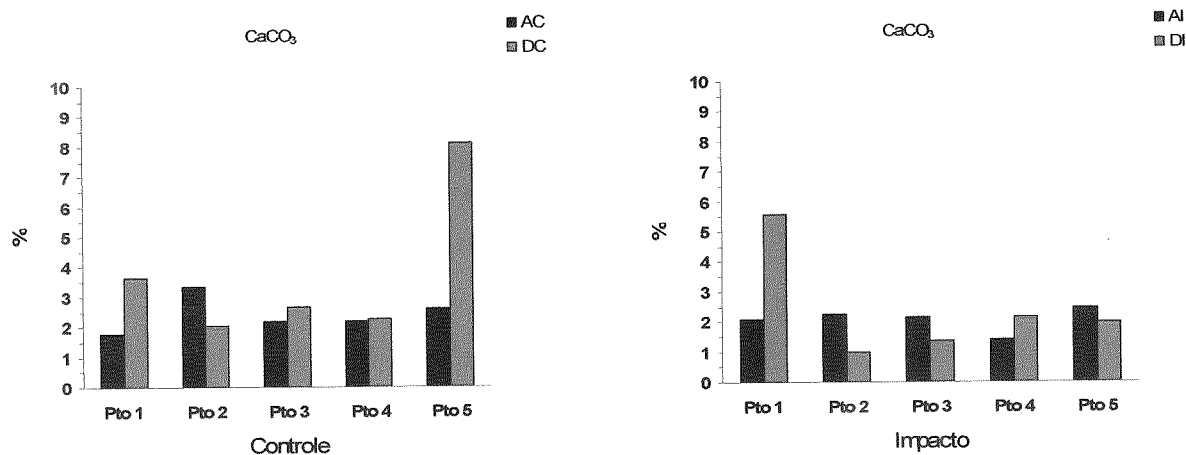


Figura 6 – Teores de carbonato de cálcio (CaCO_3) na área controle antes (AC) e depois do arrasto experimental (DC) e na área impactada antes (AI) e depois do arrasto experimental (DI).

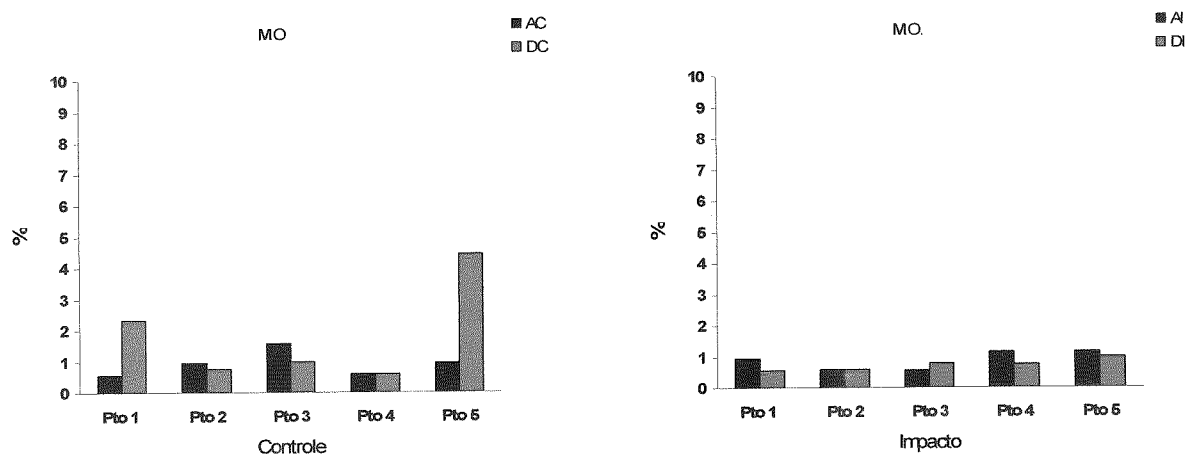


Figura 7 – Teores de matéria orgânica (M.O.) na área controle antes (AC), depois do arrasto experimental (DC) e na área impactada antes (AI) e depois do arrasto (DI).

4.2 ASSOCIAÇÕES BÊNTICAS

Foi coletado um total de 8769 indivíduos pertencentes a 89 táxons. Os poliquetas representaram o grupo mais numeroso e diverso, constituindo 89% do total de indivíduos, seguido dos crustáceos com 6% e dos Sipuncula com 3%. Ofiuróides, moluscos, octocorais, nemertinos, anfioxos e hemicordados ocorreram em menor densidade, representando juntos 2% do total de indivíduos. Entre os poliquetas, as espécies mais freqüentes foram *Apoprionospio* sp. com 3247 indivíduos (37% do total), *Capitella* sp. com 2436 indivíduos (28%) e *Aricidea*

albatrossae com 945 indivíduos (11%), que representaram em conjunto 75% do total de indivíduos. A planilha com a densidade total da macrofauna encontra-se no ANEXO I.

A análise de proximidade indicou a existência de diferenças nas associações bênticas da área controle e da área impactada (Figura 8). Essas diferenças foram resultado da presença de alguns táxons na área controle que não foram registrados ou ocorreram em densidades muito baixas na área impactada, caso de *Magelona posterelongata* e uma ou mais espécies não identificadas de oligoquetas. Os táxons *Parandalia tricuspis*, *Magelona papillicornis* e uma espécie não identificada de Sipuncula foram consideravelmente mais abundantes na área controle nos dois tempos. Os táxons *Kalliapseudes schubarti*, *Chaetozone* sp., *Owenia* sp. e uma espécie de anfípoda foram menos abundantes na área controle.

A composição da macrofauna se manteve relativamente homogênea, sem alterações significativas, nos dois momentos de amostragem e nas duas áreas e não sofreram alterações estruturais. Após a passagem das redes de arrasto, na área impactada, observou-se uma maior similaridade entre pontos de coleta, causada por uma aparente homogeneização na composição das associações macrofaunais (Figura 8). A presença de pontos "outliers" na área impactada antes do arrasto experimental se deve à baixa abundância da fauna no ponto 3.

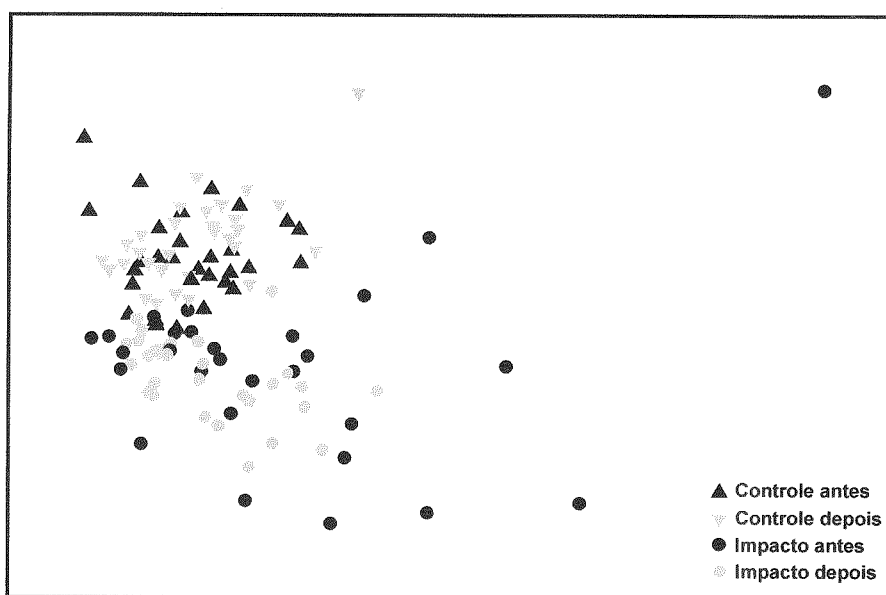


Figura 8 – nMDS para as áreas (controle e impacto) e para os tempos (antes e depois do arrasto). Stress 0,19.

Foi observado um aumento consistente na densidade de algumas espécies na área impactada após o arrasto experimental, como é o caso de *Apoprionospio* sp (de 21,9 indivíduos para 30,43 indivíduos por core), *Capitella* sp. (de 16,13 para 24,1 indivíduos por core) (Figura 9). Espécies menos frequentes, como *Aricidea albatrossae*, *Kalliapseudes schubarti*, *Parandalia tricuspis* e *Chaetozone* sp., evidenciaram o mesmo padrão (Figura 9).

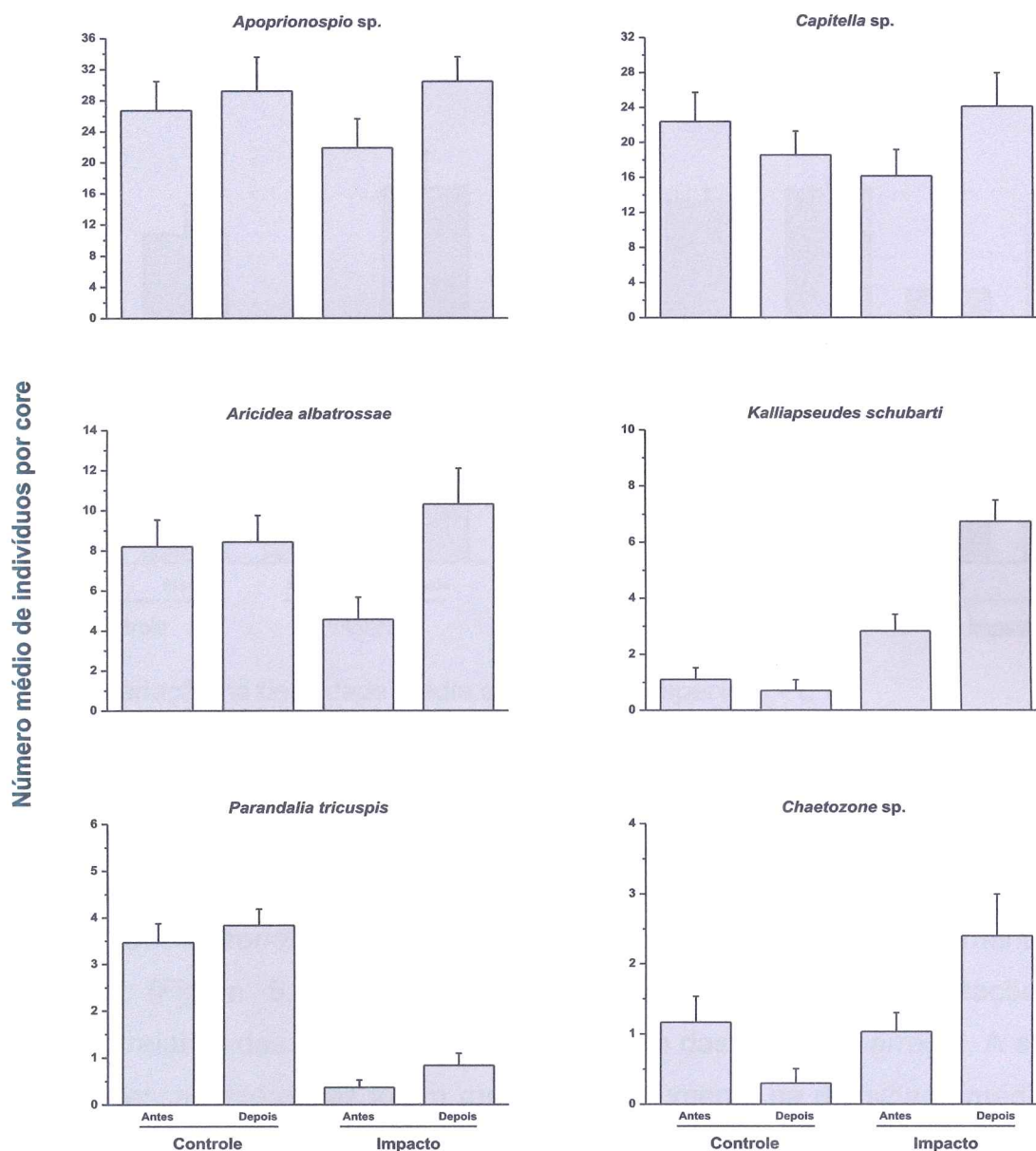


Figura 9 – Variação na densidade média das espécies numericamente dominantes (+ E P).

A análise de similaridade ANOSIM não indicou alterações significativas na estrutura das associações bênticas na área impactada antes e após o arrasto ($r =$

0,063; $p = 0,017$). O mesmo padrão foi observado na área controle. ($r = 0,023$; $p = 0,127$).

De acordo com a análise de variância, não foram observadas diferenças significativas na densidade média da fauna e no número de espécies na área controle. Já na área impactada, foi observado um aumento consistente na densidade ($F = 4,425$; $p = 0,037$) e no número de espécies ($F = 5,808$; $p = 0,017$), imediatamente após a passagem das redes de arrasto (Figura 10).

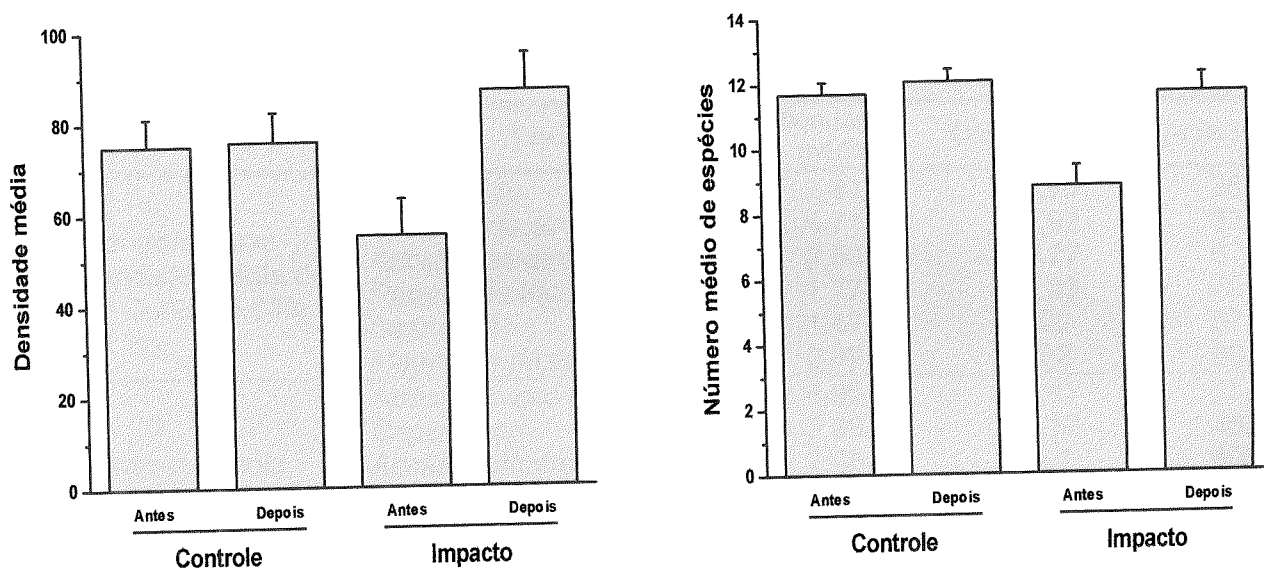


Figura 10 – Variação na densidade média e número de espécies (+ E P).

O percentual de similaridade (SIMPER) confirma estes padrões. Na área controle, o mesmo conjunto de espécies numericamente dominantes (*Capitella* sp; *Aopriospio* sp., *Aricidea albatrossae*, *Parandalia tricuspis*, *Kalliapseudes schubarti* e *Chaetozone* sp.) contribuiu de maneira similar nos dois momentos de amostragem (Figura 9; Tabela 1). Na área impactada houve alterações na contribuição relativa das espécies após a passagem das redes de arrasto. A análise revelou que essas diferenças foram resultado do aumento na densidade média das espécies numericamente dominantes *Aopriospio* sp, *Capitella* sp. e de uma espécie não identificada de Sipuncula. A análise revelou também, um aumento na contribuição das espécies menos freqüentes *Kalliapseudes schubarti*, *Aricidea*

albatrossae e *Chaetozone* sp., tornando a área aparentemente mais homogênea (Tabela 1).

A rotina BIOENV não evidenciou correlações significativas dos parâmetros sedimentológicos considerados (tamanho médio do grão, grau de seleção, porcentagem de argila, teor de CaCO₃ e teor de matéria orgânica) com a estrutura das associações bênticas em nenhum dos tempos amostrais ou das áreas (Tabela 2).

Tabela 1 – Lista dos táxons com maior contribuição relativa para o total dos organismos macrofaunais nas duas áreas (controle e impactada) e nos dois tempos (antes e depois do arrasto experimental).

Área/Tempo	Táxon	Abundância média	Contribuição %	Acumulada %
Controle antes Similaridade média de Bray-Curtis 59,53%	<i>Capitella</i> sp.	4,41	26,23	26,23
	<i>Apoprionospio</i> sp.	4,71	25,92	52,15
	<i>Aricidea albatrossae</i>	2,66	15,77	67,92
	<i>Parandalia tricuspis</i>	1,77	11,23	79,15
	<i>Sipuncula</i>	1,47	8,22	87,37
	<i>Magelona posterelongata</i>	0,89	3,22	90,59
Controle depois Similaridade média de Bray-Curtis 60,65%%	<i>Apoprionospio</i> sp.	4,95	25,47	25,47
	<i>Capitella</i> sp.	3,98	21,12	46,59
	<i>Aricidea albatrossae</i>	2,65	14,1	60,69
	<i>Parandalia tricuspis</i>	1,9	11,63	72,32
	<i>Sipuncula</i>	1,7	8,81	81,13
	<i>Magelona posterelongata</i>	1,32	6,51	87,64
Impactada antes Similaridade média de Bray-Curtis 46,00%	<i>Sigambra grubei</i>	0,88	3,08	90,72
	<i>Apoprionospio</i> sp.	4,27	34,19	34,19
	<i>Capitella</i> sp.	3,62	27,87	62,06
	<i>Aricidea albatrossae</i>	1,7	9,23	71,28
	<i>Kalliapseudes schubarti</i>	1,39	8,95	80,23
	<i>Sipuncula</i>	0,95	7,28	87,51
Impactada depois Similaridade média de Bray-Curtis 60,43%	<i>Chaetozone</i> sp.	0,79	3,8	91,31
	<i>Apoprionospio</i> sp.	5,29	30,58	30,58
	<i>Capitella</i> sp.	4,4	20,7	51,28
	<i>Kalliapseudes schubarti</i>	2,44	13,48	64,76
	<i>Aricidea albatrossae</i>	2,82	13,07	77,83
	<i>Sipuncula</i>	1,27	5,92	83,76
	<i>Chaetozone</i> sp.	1,42	5,09	88,85
	<i>Sigambra grubei</i>	0,9	2,47	91,32

Tabela 2 – Relação entre os parâmetros biológicos e sedimentológicos avaliados pela rotina BIOENV nas duas áreas (controle e impactada) e nos dois tempos (antes e depois do arrasto experimental).

Área / Tempo	Variáveis	Coefficiente de correlação de Spearman. Rho
Área controle antes do arrasto	Tamanho médio de grão, grau de seleção	0,277
	Tamanho médio de grão	0,251
	Tamanho médio de grão, grau de seleção, Teor de CaCO ₃ .	0,187
Área controle depois do arrasto	Teor de matéria orgânica.	0,135
	Teor de matéria orgânica, teor de CaCO ₃ .	0,135
	Teor de CaCO ₃ .	0,126
Área impactada antes do arrasto	Teor de matéria orgânica.	0,363
	Teor de argila.	0,295
	Grau de seleção, teor de argila.	0,281
Área impactada depois do arrasto	Teor de matéria orgânica.	0,293
	Teor de matéria orgânica, teor de CaCO ₃ .	0,250
	Teor de CaCO ₃ .	0,187

5 DISCUSSÃO

O número de táxons encontrados indica uma plataforma interna com características bastante complexas e elevada heterogeneidade dos sedimentos de fundo. Em um estudo relativamente restrito, é uma evidência da diversidade da macrofauna na plataforma interna do litoral do Estado do Paraná. A hidrodinâmica local, a alta produtividade e a influência da pluma estuarina oriunda do Complexo Estuarino de Paranaguá nessa área são provavelmente os fatores condicionadores da diversidade local.

O padrão de dominância numérica da macrofauna da plataforma interna paranaense por poliquetas e crustáceos é consistente com as observações de e NEGRELLO FILHO et al., (2004). Por outro lado, o estudo de BORZONE et al., (1999b) realizado em fundos rasos de 2 a 12 m, ao largo dos Municípios de Guaratuba e Matinhos, mostrou a dominância de crustáceos e equinodermos. Estes padrões distintos refletem a grande heterogeneidade da macrofauna em ambientes costeiros de pouca profundidade compostos predominantemente por areia fina.

De acordo com as análises granulométricas convencionais, os substratos das áreas controle e experimental apresentaram-se homogêneos, não evidenciando qualquer efeito causado pelo arrasto experimental, como demonstrado pelos histogramas de frequência granulométrica e pela similaridade nos teores de areia, silte e argila entre as áreas (controle e impactada) e entre os tempos (antes e depois do arrasto experimental). Da mesma forma, a rotina BIOENV não demonstrou correlações significativas entre as associações bênticas e as variáveis sedimentológicas avaliadas (tamanho médio do grão, grau de seleção, porcentagem de argila, teor de CaCO_3 e teor de matéria orgânica).

No entanto, a ausência de alterações não indica necessariamente que a matriz sedimentar não foi afetada. O impacto das portas e redes sobre os fundos marinhos é provavelmente mais sutil, indireto, difícil de quantificar, requerendo outras abordagens metodológicas (DE BIASI, 2004), além das caracterizações granulométricas convencionais. Neste contexto, considerar as características texturais do sedimento como expressão única do ambiente físico seria uma abordagem muito simplificadora. A composição textural dos sedimentos é resultado de uma complexa interação de fenômenos. Perturbações nos sedimentos

decorrentes de tempestades, ação de ondas e interações biológicas podem ter uma grande influência na composição das associações bênticas (SOARES-GOMES & PIRES-VANIN, 2003; NEGRELLO FILHO, 2005). Isso sugere que as análises granulométricas comumente utilizadas não refletem a complexidade e a dinâmica prevalecente nos habitats bênticos. Desta forma, não se pode descartar a possibilidade de que as diferenças nas associações bênticas entre a área controle e impactada tenham sido decorrentes de alterações no sedimento não detectadas nas análises sedimentológicas de rotina ou que possam ter sido causadas por interações biológicas de curto prazo não avaliadas neste estudo. As interações biológicas como competição por espaço ou alimento, intra e interespecíficas devem ser melhor compreendidas e cuidadosamente avaliadas em estudos de padrões de distribuição da macrofauna bêntica. A relação entre organismos macrofaunais e os ambientes sedimentares tem sido amplamente discutida ao longo das últimas décadas (GRAY, 1974; CHAPMAN & TOLHURST, 2007). A complexidade desta relação mostra que ambientes sedimentares similares não sustentam necessariamente as mesmas associações bênticas (ZAJAC et al., 2000).

A ausência de marcas ocasionadas pelas portas das redes se deve presumivelmente, às condições hidrodinâmicas do local. A ocorrência de sedimentos bem e muito bem selecionados, em conjunto com as ondulações observadas na área de estudo, evidencia uma plataforma interna com características bastante complexas e elevada heterogeneidade dos sedimentos. De fato, as estruturas sedimentares da plataforma interna paranaense são controladas por variações de energia de caráter episódico com freqüentes eventos remobilizadores de sedimento (Veiga, 2005).

As escalas espaciais envolvidas na determinação dos padrões de distribuição da fauna de plataforma devem ser igualmente levadas em consideração. A heterogeneidade na distribuição espacial desses organismos pode ocorrer desde metros a quilômetros (MORRISEY et al 1992). Em grande escala, a distribuição dos invertebrados da plataforma interna do Estado do Paraná está correlacionada com o gradiente hidrodinâmico, também condicionadora da distribuição dos sedimentos nos distintos setores da plataforma (GONÇALVES & LANA 1991).

O efeito mais significativo do arrasto de fundo sobre as associações bêmicas parece ser a homogeneização ou destruição dos habitats bêmicos (ver TRUSH & DAYTON 2002 para uma revisão detalhada sobre o assunto).

O impacto do arrasto experimental nas associações bêmicas foi evidente. Foram encontradas diferenças significativas na densidade e na riqueza de espécies nas associações bêmicas da área impactada antes e depois do arrasto experimental, como revelado pela ANOVA ($p < 0,05$). A área impactada mostrava uma relativa heterogeneidade antes do arrasto. A passagem das portas e redes de arrasto sobre essa área parece ter modificado essa situação, tornando-a aparentemente mais homogênea como observado na análise de proximidade (nMDS). Porém, a ANOSIM não confirmou esse padrão e mostrou que essas diferenças "aparentes" na estrutura das associações macrobêmicas não foram significativas. Foi evidente o aumento observado na densidade de algumas espécies, inclusive daquelas numericamente dominantes (Figura 9). O aumento desproporcional na densidade dessas espécies parece ser uma resposta recorrente das associações macrobêmicas a perturbações no sedimento (TUCK et al., 1998).

Entre os efeitos decorrentes da pesca de arrasto sobre o fundo marinho, a ressuspensão das camadas superficiais dos sedimentos é o mais evidente (RIEMANN & HOFFMANN, 1991; PALANQUES et al., 2001; DELLAPENNA et al., 2006) (Figura 11). Essa ressuspensão é resultado do contato direto dos apetrechos com o substrato, que podem causar a remobilização de nutrientes e eventualmente de contaminantes para a coluna d'água (BRYLINSKI et al., 1994; KAISER et al., 2002). Entretanto, a significância ecológica desses efeitos ainda não é bem determinada (KAISER et al., 2002).

Esses ambientes de alta energia ambiental também podem ser afetados em maior ou menor intensidade, dependendo da freqüência da prática do arrasto de fundo. Áreas constantemente perturbadas pela prática do arrasto de fundo podem encontrar-se em estado de alteração permanente, abrigando uma fauna distinta da original e mais resistente e essas perturbações (NATIONAL RESEARCH COUNCIL – EUA, 2002). Segundo KAISER et al. (2002), a pesca de arrasto nunca deixa de causar impacto nos substratos marinhos e na fauna residente, ainda que em níveis variáveis.

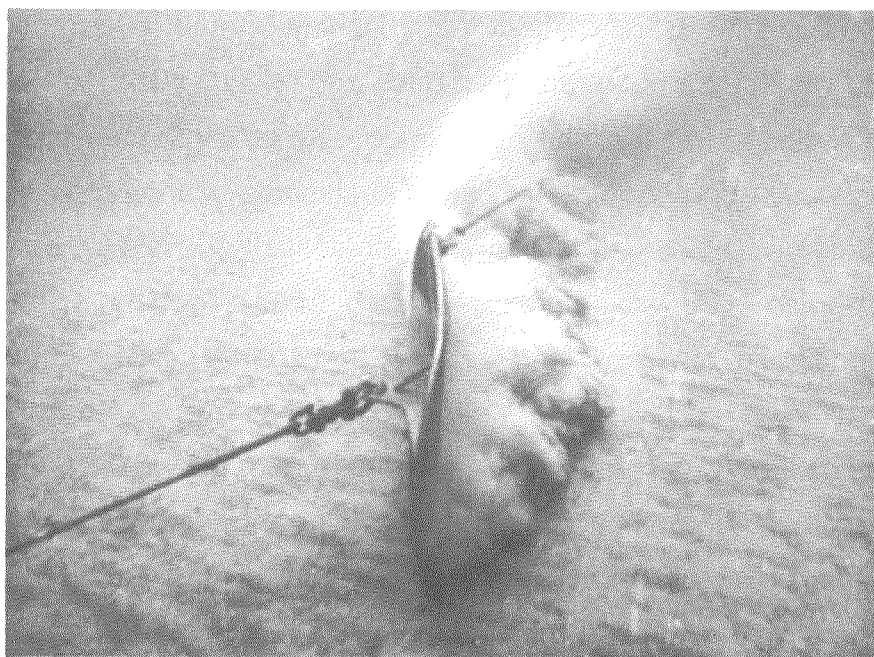


Figura 11 – Ressuspensão de sedimento causada pelas portas da rede de arrasto de fundo. Fonte: National Research Council EUA.

O evidente aumento na densidade da fauna após o arrasto pode ser consequência da maior disponibilidade de alimento causada pela remobilização e ressuspensão do sedimento. Estas alterações beneficiariam espécies com estratégias de vida oportunista (TUCK et al., 1998). O arrasto experimental pode ter favorecido a rápida chegada dessas espécies, mais móveis ou ágeis, que se alimentam na superfície do leito marinho. Essas espécies podem ainda ter sido favorecidas pela remoção de grandes predadores epifaunais, que normalmente fazem parte da fauna acompanhante da pesca de arrasto no litoral paranaense, cuja espécie alvo é o camarão. Observações visuais, realizadas na embarcação após os arrastos confirmam essas inferências.

Espécies suspensívoras ou filtradoras (e.g. *Aopronospio* sp. e *Kalliapseudes schubarti*), esta última conhecida por ter comportamento r-estrategista (BEMVENUTI, 1983), podem ter sido beneficiadas pela ressuspensão do sedimento. Espécies detritívoras de superfície, seletivas ou não, também podem ter sido beneficiadas pela remobilização do sedimento (e.g. *Capitella* sp, *Chaetozone* sp. e *Aricidea albatrossa*). Neste contexto, os efeitos da pesca de arrasto sobre o fundo marinho no setor interno da plataforma paranaense podem ser comparados aos causados pela ação de ondas nas zonas de arrebentação próximas à costa. Esses

locais são numericamente dominados por espécies suspensívoras e filtradoras (GONÇALVES & LANA, 1991). Por outro lado, os autores sugerem que as formas detritívoras com estratégia de vida oportunista habitam áreas com altos teores de lama e matéria orgânica particulada. Esse padrão não foi observado na área estudada, onde há elevada densidade de organismos detritívoros como *Capitella* sp apesar da baixa disponibilidade de matéria orgânica. Este estudo sugere que diversos grupos tróficos foram beneficiados pelo aumento na disponibilidade de alimento decorrente do arrasto experimental.

Por outro lado, não foram identificadas diferenças na densidade da fauna e no número de espécies na área controle nos dois momentos de amostragem. Este padrão foi confirmado pela análise de variância, o que evidencia a relativa "estabilidade" da área controle na pequena escala temporal do experimento, em oposição às visíveis alterações na área submetida ao arrasto.

A metodologia adotada para a amostragem da macrofauna mostrou-se adequada para os objetivos propostos. O mergulho autônomo destacou-se como uma valiosa ferramenta para amostragem do bentos em substratos marinhos não consolidados. As observações visuais foram de fundamental importância para a caracterização do substrato, possibilitando uma série de inferências a respeito dos processos físicos que atuam no fundo marinho da área estudada.

Em conclusão, a macrofauna local mostrou-se bastante diversa e numericamente dominada por poliquetas de pequeno porte. A passagem das portas e redes de arrasto sobre substrato marinho na área estudada mostrou efeitos consistentes nas pequenas escalas espacial e temporal avaliadas. A estrutura das associações bênticas, tanto na área impactada como no controle, não apresentou variações significativas antes e depois do arrasto experimental. Entretanto, foi evidenciado um aumento significativo na densidade média da macrofauna bêntica após o arrasto experimental.

O aumento na densidade de algumas espécies na área impactada após a perturbação experimental sugere uma possível correlação entre a ressuspensão de sedimento e o beneficiamento de alguns grupos tróficos. A ressuspensão de sedimento, resultante da passagem das portas e redes de arrasto sobre o substrato, pode ter aumentado a disponibilidade de alimento no local, beneficiando as espécies com comportamento oportunista.

A intensidade dos arrastos experimentais, com apenas duas passagens em cada estação amostral, já se mostrou suficientemente impactante para causar alterações significativas nas associações bênticas. Considerando-se a frequência dos distúrbios imposta pelo regime usual da pesca comercial, esses impactos podem ser muito mais significativos do que os observados neste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ANDRIGUETTO FILHO, J. M. (2004). Diagnóstico da Pesca da Região Litorânea do Paraná **Relatório Final** - Sistematização de Dados Pretéritos para Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA. 63 p.
- ANGULO, R. J. (1992). Geologia da planície costeira do Estado do Paraná. 334 p. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade do Estado de São Paulo.
- BEMVENUTI, C. E. (1983). **Efeitos da predação sobre as características estruturais de uma comunidade macrozoobentônica numa enseada estuarina na Lagoa dos Patos**. 133 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Fundação Universidade do Rio Grande.
- BERGMAN, M. J. N.; VAN SANTBRINK, J. W. (2000). Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. **ICES J Mar Sci**, V. 57, p. 132 -1331.
- BORZONE, C. A.; PEZZUTO, P. R. & MARONE E. (1999a). Oceanographic characteristics of a multispecific fishing ground of the Central South Brazil Bight. **Mar Ecol**, v. 20(2), p. 131-146.
- BORZONE, C. A., GUTSEIT, K. C. & SOARES, C. R. (1999b). Sedimentos e macrofauna bentônica da zona de águas rasas da Praia de Matinhos, Paraná, Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v. 21 p. 43-58.
- BRANDINI, F. P.; SILVA, A. S.; SILVA, E. T.; KOLM, H. (2007). Sources of nutrients and seasonal dynamics of chlorophyll in the inner shelf off Paraná state – South Brazil Bight. **J Coastal Research**, v. 22. 000-000.
- BROWN, E. J.; FINNEY, B.; DOMMISSE, M.; HILS, S. (2005). Effects of commercial otter trawling on the physical environment of the southeastern Bering Sea. **Cont Shelf Res**, v. 25, p 1281-1301.
- BRYLINSKI, M.; GIBSON, J.; GORDON JR, D. C. (1994). Impacts of flounder trawls on the intertidal habitat and community of the Minas Basin, Bay of Fundy. **Can J Fish Aquat Sci**. v. 51, p. 650-661.
- BURRIDGE, C. D.; PITCHER, C. R.; WASSENBERG, T. J.; POINER, I. R.; HILL, B. J. (2003). Measurement of the rate of depletion of benthic fauna by prawn (shrimp) otter trawls: an experiment in the Great Barrier Reef, Australia. **Fish Res**, v. 60, p. 237 - 253.
- CAMARGO, M. G. (2006). SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 345-352.
- CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T. J. (2007). Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different habitats in mangrove forests. **J Exp Mar Biol Ecol**, Amsterdam,

v. 343, p. 96-109.

CLARKE, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure, **Aust. J. Ecol.** v. 18, P. 117– 143.

CLARKE, K. R., WARWICK, R. M. (1994). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. **Natural Environment Research Council, UK.**

COLLIE, J. S.; HALL, S. J.; KAISER, M. J.; POINER, I. R. (2000). A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. **J Anim Ecol**, v. 69, p. 785 – 799.

CURRIE, D. R.; PARRY, G. D. (1999). Impacts and efficiency of scallop dredging on different soft substrates. **Can. J. Fish Aquat. Sci**, v. 56, p. 539–550.

DE BIASI, A. N. (2004). Impact of experimental trawling on the benthic assemblage along the Tuscany coast (North Tyrrhenian Sea, Italy). **ICES J Mar Sci**, v. 61, p 1260 - 1266.

DELLAPENNA, T. M.; ALISON, M. A. (2006). The impacts of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. **Est Coas Shelf Res**, v. 69 P. 519-530.

DRABSCH, S. L.; TANNER, J. E.; CONNELL, S. D. (2001). Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. **ICES J Mar Sci**, v. 58, p 1261 - 1271.

FAUCHALD, K.; JUMARS, P. A. (1979). The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds, **Oceanogr Mar Biol Ann Rev**, v. 17, P. 193-284.

GIBBS, P. J.; COLLINS, A. J.; COLLETT, L. C. (1980). Effect of otter prawn trawling on the macrobenthos of a sandy substratum in a New South Wales estuary. **Aust. J. Mar. Freshw.** v. 31, P. 509–516.

GILKINSON, K.; PAULIN, M.; HURLEY, S.; SCHWINGHAMER, P. (1998). Impacts of trawl door scouring on infaunal bivalves: results of a physical trawl door model/dense sand interaction. **J Exp Mar Biol Ecol**, v. 224, p. 291 - 312.

GONÇALVES, E. M.; P. C. LANA. 1991. Padrões de distribuição de Bivalvia e Gastropoda na plataforma continental da costa sudeste do Brasil (24°S - 27°S). **Nerítica**, Curitiba, v. 6 (1-2), p 73-92.

GRAY, J. S. (1974). Animal-Sediment relationships, **Oceanogr Mar Biol Ann Rev**, v. 12, p. 223-261.

GRAY, J. S.; DAYTON, P.; TRUSH, S.; KAISER M. J. (2006). On effects of trawling, benthos and sampling design, **Mar Poll Bull**, v. 52, p 840-843.

HAIMOVICI, M.; KLIPPEL, S. (1999). **Diagnóstico da Biodiversidade dos Peixes Teleósteos Demersais Marinhos e Estuarinos do Brasil**. 79 p. In: Workshop para avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha do Brasil. Relatório técnico. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.

HIXON, M. A.; TISSOT, B. N. (2007). Comparison of trawled vs untrawled mud sea floor assemblages of fish and macroinvertebrate at Coquille Bank, Oregon, **J Exp Mar Biol Ecol**, v. 334, P. 23-34.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Instrução Normativa nº 92 de 06 de fevereiro de 2006**.

JENNINGS, S.; KAISER, M. J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystem. **Adv Mar Biol**, v. 34, p. 201-351.

JENNINGS, S.; PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C.; WARR, K. J. (2001). Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities, **Mar Ecol Prog Ser**, v. 213, P. 127-142.

KAISER, M. J.; RAMSAY, K.; RICHARDSON, C. A.; SPENCE, F. E.; BRAND, A. R. (2000). Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. **J Anim Ecol**, v. 69, p. 494 - 503.

KAISER, M. J.; SPENCER, B. E. (1996). The effects of beam trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. **J Anim Ecol**, v. 65, P. 348 - 358.

KAISER, M. J.; COLLIE, J. S.; HALL, S. J.; JENNINGS, S.; POINER, I. R. (2001). Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. In: **Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem**. 19 p.

KAISER, M. J.; COLLIE, J. S.; HALL, S. J.; JENNINGS, S.; POINER, I. R. (2002). Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. **Fish and Fisheries**. v. 3, p. 114 - 133.

KENCHINGTON, E. L.; PRENA, J.; GILKINSON, K. D.; GORDON, D. C.; MACISAAC, K.; BOURBONNAIS, C.; SCHWINGHAMER, P. J.; ROWELL, T. W.; MCKEOWN, D. L.; VASS, W. P. (2001). Effects of experimental otter trawling on the macrofauna of a sandy bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. **Can. J. Fish Aquat. Sci.** v. 58, P. 1043-1057.

KENCHINGTON, E. L. R.; GILKINSON, K. D.; MACISAC, K. G.; BOURBONNAIS, C.; KENCHINGTON, T. J.; SMITH, S. J.; GORDON JR., D. C. (2006). Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages Western Bank, northwest Atlantic Ocean. **J Sea Res**, v. 56, p. 249-279.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U.; KJERFVE, B. (eds.). **Coastal marine ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer. p. 131-145.

LOKKEBORG, S. (2005). Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities, **FAO Fisheries Technical Paper**, N^o 472 Rome, 58 p.

LONGHURST, A. (2007). Doubt and certainty in fishery science: are we really headed for a global collapse of stocks? **Fishery Research**, v. 86, P. 1-5.

LORENZI, L. (2004). **Estrutura das associações infaunais sublitorais de substrato inconsolidado adjacente a recifes artificiais e naturais (Paraná – Brasil)**. Curitiba 151 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná.

MARTINS, G. J.; MARONE, E.; ÂNGULO, R. J.; NOERNBERG, M. A.; QUADROS, C. J. L. (2004). Dinâmica da zona de rasa de shoaling e o transporte de sedimentos na desembocadura sul do Complexo Estuarino de Paranaguá. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 54, p. 51-64.

MATSUURA, Y. (1986) Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta (RS). **Ciência e Cultura**, v. 38(8) p. 1439-1450.

McCAMMON, R. B., 1962. Efficiencies of percentile measurements for describing the mean size and sorting of sedimentary particles. **Journal of Geology**, v. 70, p. 453-465.

MORRISEY, D. J.; HOWITT, L.; UNDERWOOD, A. J.; STARK, J. S. (1992). Spatial variation in soft-sediment benthos. **Mar Ecol Prog Ser**. v. 81, p. 197-204.

NATIONAL RESEARCH CONSERVATION COUNCIL, (2002). Effects of trawling and dredging on sea floor habitat. **National Academy Press**, EUA. 136 p.

NATIVIDADE, C. D. (2005). **Estrutura Populacional e Distribuição do camarão sete barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (HELLER, 1862) (DECAPODA: PENAEIDAE) no Litoral do Paraná, Brasil**. Curitiba. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná.

NEGRELLO FILHO (2005). **A influência do vento sul sobre a estabilidade de associações bênticas da baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. Curitiba. 101 f. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná.

NEGRELLO FILHO, O. A.; BRAUKO, K.; SANDRINI NETO, L.; PRANTONI, A. L.; HAPONIUK, R. R.; ROCHA, D. (2005). Diagnóstico da diversidade e distribuição espacial da infauna bêntica da plataforma rasa do Estado do Paraná como pré requisito à implementação da zona de exclusão da pesca por arrasto e recifes de recrutamento larval. 5 f. Relatório Técnico.

PALANQUES, A.; GUILLEN, J.; PUIG, P. (2001). Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediments of an unfished continental shelf. **Limn Oceanogr**, v. 46, 1100-1110.

PELAES, M. (2005). **Efeito da pesca de camarão com arrasto de porta sobre a comunidade macrobentônica da plataforma rasa do litoral do Paraná.** 50 f. (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Paraná.

PEREZ, J.A.A.; PEZZUTO, P.R.; RODRIGUES, L.F.; VALENTINI, H; VOOREN, C.M. (2001). Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões sudeste e sul do Brasil. **Notas Técnicas Facimar**, Vol. 5 p. 1 - 34.

PRANOVI, F.; RAICEVICH, S.; FRANCESCHINI, G.; FARRACE, M. G.; GIOVANARDI, O. (2000). Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. **ICES J Mar Sci**, v.57 p. 517 – 524.

PRANTONI, A. L.; SILVA, C. E. (2007). Vantagens e desvantagens da amostragem do bentos em substrato inconsolidado utilizando mergulho autônomo. In: WORKSHOP BRASILEIRO DE MERGULHO CIENTÍFICO, 1^o, Natal. **Resumos**.

REIMANN, B.; HOFFMAN, E. (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. **Mar Ecol Prog Ser**, v.69, p 171-178.

RUMHOR, H.; KUJAWSKI, T. (2000). The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern of North Sea. **ICES J Mar Sci**, v. 57, p. 1389 - 1384.

SCHWINGHAMER, P.; GORDON J. R, D. C.; ROWELL, T. W.; PRENA, J; MCKEOWN, D. L.; SONNICHSEN, G.; GUIGNÉS, J. Y. (1998). Effects of experimental otter trawling properties of a sandy bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. **Cons Biol**, v. 12, p. 1215 - 1222.

SOARES-GOMES, A.; PIRES-VANIN, A. M. S. (2003). Padrões de abundância, riqueza e diversidade de moluscos bivalves na plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil: uma comparação metodológica. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 20 (4), p. 717-725.

THRUSH, S. F.; DAYTON, P. K. (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications to marine biodiversity. **Annual Reviews Ecology Systems**. v. 33, p. 449 - 473.

TUCK, I. D.; HALL, S. J.; ROBERTSON, M. R.; ARMSTRONG, E.; BASFORD, D. J. (1998). Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. **Mar Ecol Prog Ser**, v.162, p 227-242.

VEIGA, F. A. (2004). **Processos morfodinâmicos e sedimentológicos na plataforma continental rasa paranaense.** 122 f. Curitiba. Tese (Doutorado em Geologia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná.

VEIGA, F. A.; ANGULO, R. J.; MARONE, E.; BRANDINI, F. P. (2005). Características sedimentológicas do plataforma continental interna rasa na porção central do litoral paranaense. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 55, p. 67-75.

WATLING, L. NORSE, E. A. (1998). Disturbance of the sea bed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. **Cons Biol.** v. 12, p. 1180-1197.

ZAJAC, R. N.; LEWIS, R. S.; POPPE, L. J.; TWICHELL, D. C.; VOSARICK, L. J.; DIGIACOMO, M. L. (2000). Relationships among sea floor structure and benthic communities in Long Island Sound at regional and benthoscape scales. **J Coas Research**, v. 13 (3), 627-640.

ANEXO

