

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA**

**EFEITO DA PESCA DE ARRASTO
ARTESANAL SOBRE A COMUNIDADE
BÊNICA ESTUARINA**

KARLA GONÇALVES DA COSTA

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de DOUTOR.

Orientador: Carlos Emílio Benvenuti
Co-orientador: Sérgio Antônio Netto

**RIO GRANDE
Outubro de 2008**

*Ao meu marido Rodrigo, pela paciência,
amor, dedicação, compreensão; por ser o
melhor companheiro e pai pra nossa
filha que eu poderia desejar. E para a
Cecília, por ser o melhor presente desse
doutorado; meu pé no chão, minha vida!*

AGRADECIMENTOS

À Deus;

Aos meus pais pelo apoio, carinho e liberdade. Amo muito vocês!

Aos orientadores: Sérgio Netto, por me receber no Laboratório de Ciências Marinhas (LCM – UNISUL/SC), acreditar nas minhas possibilidades, me ensinar e me empolgar com a meiofauna, principalmente os Nematoda. Ao Bemvenuti, pela paciência nas discussões, pela experiência e sabedoria. Tenho certeza que tive uma dupla de orientadores imbatível!

Às Amigas de longe (Ana Paula, Cintia, Evelise, Natasha, Roberta Borges, Roberta Paresque) que me acompanharam online o tempo todo. Obrigada pelo carinho!

À minha família gaúcha (Marlin e Amir, Glauce, Márcio, Julia, Glenda, Júnior). Muito obrigada por nos adotarem. Estarão sempre em nossos corações.

À conexão Belém-Vitória (Tici, André, Vita, Lea, Tiago, Monique e Neto) e também à Magá, Georgia e Cida por fazerem do Cassino um lugar maior. Levarei muitas boas lembranças! (Tici, obrigada por compartilhar a fome de comida e de filmes e por ter se tornado a minha mais nova amiga de infância)

Ao Rodrigo Randow de Freitas pela ajuda nas coletas de campo, nas análises do material abiótico, na triagem da macrofauna, além de cuidar de mim e de nossa filha com tanta paciência e amor nessa fase que eu estava muuuito chata (e velha!).

À bióloga Cristina Teixeira pela disposição em fazer grande parte das quase mil lâminas de meiofauna, por me ajudar nas preparações e realizações das coletas em Laguna, além de ter se tornado uma grande amiga;

À turma do LCM – UNISUL (Cristina Teixeira, Israel Valgas, Aline Meurer, Maria Manoela Reis Vicente, Tatiana Wronski Boaventura e Myraiana Marcelino Barros), pela boa vontade nas coletas, milhares ajudas na identificação de Nematoda, excelentes papos e risos. Também não posso esquecer a Fabianne Gallucci e Gustavo Fonseca que mesmo no pouco tempo de convivência e vizinhança me deram altas dicas. Espero reencontrá-los um dia.

Ao querido amigo André Braga, super prestativo e sempre bem disposto e empolgado na identificação da macrofauna e nas discussões sobre a fauna benthica. Sem dúvida essa é a sua praia. Volte ao seu caminho menino!!! Muito obrigada mesmo pela força!

À turma do Laboratório de Ecologia de Invertebrados Bentônicos – FURG (Magalline, André, Raphael, Georgia – praticamente do lab e ao Niltão). Agradeço a paciência que tiveram com minhas milhares de perguntas (rsrsrs). Queria muito ter aproveitado melhor o tempo com vocês e ter contribuído mais. Estou em débito! (Magá, a gente ainda se encontra tá?!);

À amiga Karla Paresque (Laboratório de Bentologia – UFES) pela consideração e carinho e por me enviar materiais de identificação sempre que eu precisava;

Ao amigo Andrés Berrio (GMZ Engenharia, RJ) por novamente me ajudar nos esquemas. Agora foi o Berimbau. Ficou lindo!

À amiga de longa data, Dra. Rosebel Nalesso, por ter me iniciado na bentologia e as boas conversas à distância que amenizaram um pouco a tensão do fim da tese;

Ao professor Dr. Paul Kinas pela atenção e boa vontade em me ajudar nas diversas dúvidas que surgiram nas análises estatísticas.

À Paula Spotorno de Oliveira e ao Laboratório de Malacologia do Museu Oceanográfico Prof Eliézer de Carvalho pela ajuda na identificação dos bivalves juvenis;

À Dra. Simone Kapusta (UFRGS) pela simpatia e boa vontade em me ajudar a identificar os ostrácodos e pelo material bibliográfico fornecido;

Ao amigo Guilherme Pereira Filho (IB-USP) por identificar a alga *Ulva clathrata*.

Ao IBAMA, pela licença concedida para a realização dos arrastos e coleta de sedimentos no Sistema Estuarino de Laguna;

À Polícia Ambiental de Laguna-SC por emprestar a rede Berimbau utilizada nos experimentos;

Ao CENTEC-UNISUL pelas análises granulométricas;

Ao Laboratório de Ecologia de Fitoplâncton e Microorganismos Marinhos – FURG por ceder equipamentos de microscopia para finalização da identificação da meiofauna;

À Estação Marinha de Aquicultura (EMA – FURG) por me deixar usar o espaço durante a triagem da macrofauna;

À CAPES, pelo apoio financeiro através da bolsa de doutorado.

ÍNDICE

	Páginas
RESUMO.....	13
ABSTRACT.....	15
INTRODUÇÃO GERAL.....	17
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22
 CAPÍTULO 1 - EFEITO DA PESCA DE ARRASTO ARTESANAL SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE BÊNICA DE ÁREAS VEGETADAS E NÃO VEGETADAS SUBLITORAIS ESTUARINAS.....	 25
1.1. Introdução.....	26
1.2. Materiais e Métodos.....	28
1.2.1. A rede de arrasto berimbau.....	28
1.2.2. Área de estudo.....	29
1.2.3. Delineamento experimental.....	30
1.2.4. Amostragem e processamento das amostras.....	31
1.2.5. Análise dos dados.....	32
1.3. Resultados.....	34
1.3.1. Variáveis ambientais.....	34
1.3.2. Macrofauna.....	36
1.3.3. Meiofauna.....	37
1.3.4. Nematoda.....	38
1.3.5. Relação entre variáveis ambientais e comunidade bênica.....	40
1.4. Discussão.....	40
1.5. Referências Bibliográficas.....	48
1.6. Tabelas.....	55
1.7. Figuras.....	59
1.8. Anexo.....	74
 CAPÍTULO 2 – INFLUÊNCIA DA PESCA DE ARRASTO ARTESANAL SOBRE AS COMUNIDADES BÊNTICAS DE FUNDOS SUBLITORAIS ARENOSOS E LAMOSOS.....	 78
2.1. Introdução.....	79
2.2. Materiais e Métodos.....	81
2.2.1. A rede de arrasto berimbau.....	81
2.2.2. Área de estudo.....	81
2.2.3. Delineamento experimental.....	81

2.2.4. Amostragem e processamento das amostras.....	81
2.2.5. Análise dos dados.....	82
2.3. Resultados.....	84
2.3.1. Variáveis ambientais.....	84
2.3.2. Macrofauna.....	86
2.3.3. Meiofauna.....	87
2.3.4. Nematoda.....	88
2.3.5. Relação entre variáveis ambientais e comunidade bêntica.....	90
2.4. Discussão.....	91
2.5. Referências Bibliográficas.....	101
2.6. Tabelas.....	107
2.7. Figuras.....	114
2.8. Anexo.....	128
 CAPÍTULO 3 - EFEITO DA INTENSIDADE DA PESCA DE ARRASTO ARTESANAL SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE BÊNTICA SUBLITORAL ESTUARINA.....	 132
3.1. Introdução.....	133
3.2. Materiais e Métodos.....	135
3.2.1. A rede de arrasto berimbau.....	135
3.2.2. Área de estudo.....	135
3.2.3. Delineamento experimental.....	136
3.2.4. Amostragem e processamento das amostras.....	136
3.2.5. Análise dos dados.....	137
3.3. Resultados.....	140
3.3.1. Variáveis ambientais.....	140
3.3.2. Macrofauna.....	141
3.3.3. Meiofauna.....	141
3.3.4. Nematoda.....	143
3.3.5. Relação entre variáveis ambientais e comunidade bêntica.....	145
3.4. Discussão.....	145
3.5. Referências Bibliográficas.....	150
3.6. Tabelas.....	155
3.7. Figuras.....	159
3.8. Anexo.....	172
 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	 176

LISTA DE TABELAS

Páginas

CAPÍTULO 1

Tabela 1	Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados da macro e meiofauna bêntica encontrados nos tratamentos arrastos e no controles de áreas vegetadas e não vegetadas durante 15 dias de experimento.....	55
Tabela 2	Resultado do teste ANOSIM para a estrutura da comunidade bêntica entre áreas vegetadas e não vegetadas e entre tratamento e o controle em cada período amostral.....	56
Tabela 3	Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos arrastos e no controles de áreas vegetadas e não vegetadas durante 15 dias de experimento.....	57
Tabela 4	Coeficiente da correlação de Spearman entre os índices da comunidade bêntica e as variáveis ambientais.....	58

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados da macro e meiofauna bêntica encontrados no tratamento de arrasto e controle em ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.....	107
Tabela 2	Resultado do teste ANOSIM para a estrutura da comunidade bêntica entre ambientes arenoso e lamoso e entre tratamento e controle em cada período amostral.....	108
Tabela 3	Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados da meiofauna bêntica encontrados no tratamento de arrasto e controle em ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.....	109
Tabela 4	Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos arrastos e controles de ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.....	110
Tabela 5	Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos arrastos e controles de ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.....	112
Tabela 6	Coeficiente da correlação de Spearman entre os índices da comunidade bêntica e as variáveis ambientais.....	113

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados dos componentes bênticos encontrados nos tratamentos de arrastos e controle durante 20 dias de experimento.....	155
----------	--	-----

Tabela 2	Valores de R e níveis de significância da Análise de Similaridade (ANOSIM) para as diferenças na estrutura da comunidade bêntica entre tratamentos de arrastos e controle em cada período amostral. Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).....	156
Tabela 3	Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados da meiofauna bêntica encontrados nos tratamentos de arrastos e controle durante 20 dias de experimento.....	157
Tabela 4	Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos de arrastos e controle durante 20 dias de experimento.....	158

LISTA DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO 1	
Figura 1	(a) Esquema da rede de arrasto berimbau utilizada no presente estudo, (b) Pescador utilizando 2 redes berimbau no Sistema Estuarino de Laguna..... 59
Figura 2	Localização das áreas experimentais (vegetada e não vegetada) na Lagoa Santo Antônio, Laguna-SC..... 60
Figura 3	Esquema geral dos tratamentos de arrastos e controles em duas áreas (vegetada e não vegetada) e as quadrados onde foram efetuadas as amostras..... 61
Figura 4	Dias de amostragens (em negrito) após a realização de 3 arrastos (↓) nos tratamentos de áreas vegetadas e não vegetadas, durante 15 dias de experimento..... 61
Figura 5	Tamanho médio e seleção do grão, porcentagens de cascalho, areia e finos (silte + argila) e matéria orgânica no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (média ± erro padrão)..... 62
Figura 6	PCA das variáveis ambientais do tratamento arrasto e do controle realizados em áreas vegetadas e não vegetadas..... 63
Figura 7	Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica em áreas vegetadas e não vegetadas (média ± erro padrão). N – Número de indivíduos em log inds.m ⁻² para macrofauna e inds.10 cm ⁻² para meiofauna e Nematoda; S – número de espécies da macrofauna, número de grupos da meiofauna e número de gêneros de Nematoda; J' - Equitatividade de Pielou..... 64
Figura 8	Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (média ± erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas, ao longo de 15 dias. N – Número de indivíduos em log inds.m ⁻² para macrofauna e log inds.10 cm ⁻² para meiofauna; S – número de espécies da macrofauna e número de grupos da meiofauna; J' - Equitatividade de Pielou..... 65
Figura 9	Densidade (log inds.m ⁻²) de <i>Heleobia australis</i> e <i>Erodona mactroides</i> no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media ± erro padrão)..... 66
Figura 10	(a) Análise de Ordenação (MDS) da macrofauna bêntica de áreas vegetadas e não vegetadas e (b) do tratamento de arrasto (●) e no controle (○)..... 67
Figura 11	Densidade (log inds.10cm ⁻²) de ostrácodos meiofaunais em tratamentos de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media ± erro padrão)..... 68
Figura 12	(a) Análise de Ordenação (MDS) da abundância da meiofauna de áreas vegetadas e não vegetadas e (b) do tratamento de arrasto (●) e controle (○)..... 69

Figura 13	Densidade (N) de indivíduos de Nematoda, número de gêneros (S), Equitatividade de Pielou (J') e índice de maturidade (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas, ao longo de 15 dias.....	70
Figura 14	Abundância relativa dos grupos tróficos (Wieser, 1953) de Nematoda no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão). 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = formas que se alimentam no epistrato; 2b = omnívoros/predadores.....	71
Figura 15	Densidade (log inds.10cm ⁻²) de <i>Therystus</i> sp. e <i>Anonchus</i> sp. no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão).....	72
Figura 16	(a) Análise de Ordenação (MDS) da abundância de Nematoda de áreas vegetadas e não vegetadas e (b) do tratamento de arrasto (●) e controle (○)....	73

CAPÍTULO 2

Figura 1	Localização das áreas experimentais nos ambientes lamoso e arenoso na Lagoa Santo Antônio, Laguna-SC.....	114
Figura 2	Esquema geral dos tratamentos de arrastos e controles em distintos ambientes (arenoso e lamoso) e os quadrados onde foram efetuadas as amostras.....	115
Figura 3	Tamanho médio e seleção do grão, porcentagens de matéria orgânica, areia, finos (silte + argila) e umidade (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes arenoso e lamoso ao longo de 15 dias.....	116
Figura 4	PCA das variáveis ambientais do tratamento arrasto e do controle realizados em ambientes arenosos e lamosos.....	117
Figura 5	Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (média $\pm$ erro padrão) em amostras controles de ambientes arenoso e lamoso. N – Número de indivíduos em log inds.m ⁻² para macrofauna e log inds.10 cm ⁻² para meiofauna e Nematoda; S – número de espécies da macrofauna, número de grupos da meiofauna e número de gêneros de Nematoda; H – diversidade de Shannon-wiener.....	118
Figura 6	Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (media $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes arenosos e lamoso, ao longo de 15 dias. N – Número de indivíduos em log inds.m ⁻² para macrofauna e log inds.10 cm ⁻² para meiofauna; S – número de espécies da macrofauna e número de grupos da meiofauna; H' – diversidade de Shannon-Wiener.....	119
Figura 7	Densidade (log inds.m ⁻²) dos organismos macrofaunais numericamente abundantes (média $\pm$ erro padrão) encontrada no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes (a) arenosos e (b) lamosos ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão).....	120
Figura 8	(a) Análise de Ordenação (MDS) da macrofauna bêntica de ambientes arenoso e lamoso e (b) do tratamento arrasto (símbolo cheio) e controle (símbolo vazio), ao longo de 15 dias de experimento.....	121

Figura 9	Densidade ($\log \text{ inds. } 10\text{cm}^{-2}$) dos grupos meiofaunais numericamente abundantes encontrados em tratamento de arrasto (●) e controle (○) realizados em ambientes (a) arenosos e (b) lamosos ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão).....	122
Figura 10	(a) Análise de Ordenação (MDS) da meiofauna de ambientes arenoso e lamoso e (b) dos tratamentos arrastos (símbolo cheio) e controles (símbolo vazio) em estratos integrados, superior e inferior, ao longo de 15 dias de experimento.....	123
Figura 11	Densidade (N) de Nematoda, número de gêneros (S), diversidade de Shannon-Wiener (H) e índice de maturidade (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e controle (○) realizados em ambientes arenosos e lamosos, ao longo de 15 dias.....	124
Figura 12	Abundância relativa dos grupos tróficos (Wieser, 1953) de Nematoda no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes arenoso e lamoso ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão). 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = formas que se alimentam no epistrato; 2b = omnívoros/predadores.....	125
Figura 13	Densidade ($\log \text{ inds. m}^{-2}$) dos Nematoda numericamente abundantes no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes (a) arenosos e (b) lamosos ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão).....	126
Figura 14	(a) Análise de Ordenação (MDS) de Nematoda de ambientes arenoso e lamoso e (b) do tratamento de arrasto (símbolo cheio) e controle (símbolo vazio) em estratos integrados, superior e inferior, ao longo de 15 dias de experimento.....	127

CAPÍTULO 3

Figura 1	Localização da área experimental na Lagoa Santo Antônio, Laguna-SC.....	159
Figura 2	Esquema geral dos tratamentos (diferentes intensidades) e o controle e os quadrados onde foram efetuadas as amostras.....	160
Figura 3	Amostragem em 3 intensidades distintas de arrastos efetuados durante 15 dias consecutivos, além do controle, durante 20 dias de experimento. Em negrito os dias de amostragem ($D_1, D_2, D_8, D_{15}, D_{20}$).....	160
Figura 4	Tamanho médio e seleção do grão, porcentagens de areia, finos (silte + argila) e matéria orgânica (média $\pm$ erro padrão) em tratamentos de 1 Arrasto ( , 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle ( , ao longo do período do experimento.....	161
Figura 5	PCA dos valores médios das variáveis ambientais dos tratamentos de arrastos e controle ao longo de 20 dias de experimento.....	162

Figura 6	Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (media $\pm$ erro padrão) dos tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam dias com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$). N – Número de indivíduos em log inds.m ⁻² para macrofauna e inds.10 cm ⁻² para meiofauna; S – número de espécies da macrofauna e número de grupos da meiofauna; H- Diversidade de Shanon-Wiener; ES (50) – Índice de Hurlbert.....	163
Figura 7	Densidade (log inds.m ⁻²) dos organismos macrofaunais numericamente abundantes (media $\pm$ erro padrão) encontrada em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento.....	164
Figura 8	Análise de Ordenação (MDS) da macrofauna bêntica entre tratamentos de arrastos e controle, ao longo de 20 dias de experimento.....	165
Figura 9	Densidade (log inds.m ⁻²) dos grupos meiofaunais numericamente abundantes (media $\pm$ erro padrão) encontrada em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento.....	166
Figura 10	Análise de Ordenação (MDS) da meiofauna bêntica entre tratamentos de arrastos e controle, ao longo de 20 dias de experimento.....	167
Figura 11	Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (media $\pm$ erro padrão) dos tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam dias com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$). N – Número de indivíduos em log inds.10 cm ⁻² ; S – número de gêneros; H- Diversidade de Shanon-Wiener; ES (50) – Índice de Hurlbert.....	168
Figura 12	Abundância relativa dos grupos tróficos (Wieser, 1953) (media $\pm$ erro padrão) de Nematoda em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam grupos com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$). 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = formas que se alimentam no epistrato; 2b = omnívoros/predadores.....	169
Figura 13	Densidade (log inds.m ⁻²) dos Nematoda numericamente abundantes (media $\pm$ erro padrão) encontrada em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam dias com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$).....	170
Figura 14	Análise de Ordenação (MDS) de Nematoda entre tratamentos de arrastos e controle, ao longo de 20 dias de experimento.....	171

RESUMO

A pesca de pequena escala ou artesanal é caracterizada pelo baixo grau de mecanização, capacidade de produção e captura por unidade de esforço. Entretanto, a pesca artesanal é responsável por cerca de 50% da produção pesqueira mundial. A rede do tipo berimbau é uma técnica de arrasto artesanal, recente e utilizada para captura de camarão em áreas estuarinas no sul do Brasil. No presente trabalho, o Sistema Estuarino de Laguna, SC, foi escolhido para a realização de experimentos com o objetivo de analisar os potenciais efeitos desta pesca na estrutura das comunidades bênticas (macrofauna, meiofauna e Nematoda), em distintos habitats sublitorais estuarinos. Nas comparações entre áreas vegetadas e não vegetadas, a maioria das análises estatísticas realizadas com os dados dos componentes bênticos não mostrou diferenças significativas entre áreas arrastadas e áreas controle. De modo geral, os efeitos da passagem do arrasto foram pequenos em ambas as áreas e não afetaram a estrutura da fauna. Nas comparações de arrastos entre ambientes lamosos e arenosos, a perturbação não afetou a macrofauna, mas influenciou a meiofauna e Nematoda. Alterações na meiofauna e Nematoda, no entanto, foram restritas aos estratos mais superficiais dos sedimentos arenosos e lamosos. Quando aplicados freqüentes arrastos com distintas intensidades num ambiente arenoso, não foi possível identificar nenhum padrão ou tendência em nenhum componente bêntico analisado. A fauna bêntica encontrada neste experimento é amplamente reconhecida por suas adaptações às contínuas perturbações físicas naturais e, por isso, pode ter sido mais resistente às perturbações causadas pelo arrasto. Deste modo, o presente estudo demonstrou que arrastos experimentais com a rede artesanal do

tipo berimbau, de modo geral, causaram poucos prejuízos à estrutura da comunidade bêntica sublitoral estuarina.

Palavras-chave: Pesca artesanal, Pesca de arrasto, Impacto, Comunidade bêntica, Sistema Estuarino de Laguna

ABSTRACT

The small-scale or artisanal fisheries are often characterized by a low degree of mechanization, production capacity and catch per unit effort. However, artisanal fisheries produce about 50% of the world's capture fisheries harvest. The *berimbau* net is a small-scale, recent trawling technique and it is used for shrimp fishery in estuaries in the south of Brazil. In the present work, the Laguna Estuarine System was selected for the execution of experiments with the aim to analyze the potential effects of the *berimbau* net trawling on the structure of benthic communities (macrofauna, meiofauna, nematodes), in different shallow estuarine habitats. When the trawling effects in vegetated and unvegetated areas were compared, most of the statistical analysis used with data derived from the benthic components did not show any significant differences between the trawling and the control areas. In general, the effects of trawling were minor in both areas and it did not modify the community structure. When the effects of trawlings in muddy and sandy sites were compared, the disturbance did not affect the macrofauna but influenced the meiofauna and nematodes. Changes in the latter benthic components, however, were restricted to the upper sediments layers of the sand and mud. Finally, when frequent trawlings with distinct intensities were applied in a sandy site, it was not possible to identify any pattern or tendency in the different benthic components analyzed. The benthic fauna found in this experiment is widely recognized by its capacity to support continuous natural physical disturbance and, therefore, to be resistant to trawling perturbations. Thus, the present study demonstrated that experimental *berimbau* net trawling, in general, determined minor damage to the sublittoral estuarine benthic structure.

Key-words: Artisanal fishery, Trawling fishery, Impact, Benthic communities, Laguna Estuarine System

INTRODUÇÃO GERAL

Existem consideráveis evidências que a pesca de arrasto é uma das maiores fontes de impacto antropogênico em plataformas continentais (Jennings & Kaiser 1998, Kaiser *et al.* 2006). Nestes ambientes, redes pesadas como as de arrastos de portas e dragas (*beam trawl*) são amplamente utilizadas na pesca comercial. As implicações dos arrastos com essas redes na comunidade bêntica foram amplamente estudadas por meio de arrastos experimentais (Collie *et al.* 1997, Kaiser *et al.* 1998, Philippart 1998, Kaiser *et al.* 1999, Collie *et al.* 2000a, Drabsch *et al.* 2001, Schratzberger *et al.* 2002, Ragnarsson & Steingrímsson 2003, De Biasi 2004, Hinz *et al.* 2008).

Vários autores mencionaram que as perturbações causadas pelo arrasto no fundo marinho alteram o hábitat, a biomassa, abundância, diversidade, composição e produção das associações macrobênticas (Jennings & Kaiser 1998, Pranovi *et al.* 2000, Wassenberg *et al.* 2002, Burridge *et al.* 2003, De Biasi 2004, Revill & Jennings 2005, Hily *et al.* 2008). Já a meiofauna, apesar do menor número de estudos, parece ser mais resistente. Isto ocorreria devido ao ciclo de vida curto que facilita a rápida colonização e ao pequeno tamanho que torna esses organismos mais fáceis de serem suspensos durante o arrasto. Assim, a meiofauna poderia ser favorecida pela redução da competição e predação quando a macrofauna for reduzida (Pranovi *et al.* 2000, Schratzberger *et al.* 2002). Entretanto, a perturbação física do arrasto pode alterar a estrutura do sedimento e a disponibilização de alimentos e afetar, indiretamente, a meiofauna (Hinz *et al.* 2008), principalmente os Nematoda, que são bastante sensíveis às alterações na granulometria do sedimento (Wu *et al.* 2002).

É esperado que a resposta da fauna bêntica dependa da natureza física do fundo arrastado. Kaiser *et al.* (1998) verificaram que imediatamente após o arrasto em plataforma a composição da macrofauna de sedimento lamoso foi significativamente alterada, ocorrendo o aumento da abundância de algumas espécies e diminuição de outras. Já em sedimento arenoso, não foi detectado efeito algum. Pranovi *et al.* (2000) também observaram que as alterações provocadas pelo arrasto em fundos lamosos no macrobêntos foram maiores que em fundos arenosos. Schratzberger & Warwick (1998), em um experimento de perturbações físicas em microcosmo, observaram que as assembléias de Nematoda de sedimentos arenoso e lamoso apresentaram modificações na abundância e diversidade sob o efeito de perturbação física. No entanto, em sedimento arenoso a resposta da assembléia foi mais elástica, mostrando sua adaptação às perturbações de várias intensidades, como ondas e correntes.

Em habitats de alta complexidade, as redes de arrasto podem demolir estruturas biogênicas de grupos epifaunais como esponjas, briozoários, colônias de poliquetas, gorgônias e corais moles, para os quais podem ser exigidos apenas alguns arrastos para causar impactos significativos (Ragnarsson & Steingrímsson 2003, Wassenberg *et al.* 2002). Do mesmo modo, esse impacto também poderia ocorrer em ambientes vegetados em estuários, que possuem grande importância para organismos epifaunais (Bemvenuti 1987, Geraldi 1997).

Nem sempre são evidentes, entretanto, as modificações na comunidade bêntica em áreas onde são efetuados arrastos. Isso possivelmente ocorre devido à elevada variabilidade natural, tanto no espaço quanto no tempo, que ocorre no ambiente, a qual pode exceder a perturbação causada pelo arrasto. Sanchez *et al.* (2000) constataram estrutura similar na comunidade bêntica marinha entre as áreas arrastadas e controle, e

somente após 150 h do início do experimento registraram alterações na estrutura da área controle. Kaiser *et al.* (1999) não registraram efeito do distúrbio do arrasto em poliquetas serpúlideos tubícolas e sua fauna associada.

Burridge *et al.* (2003) observaram que experimentos com arrastos repetidos simulariam mais fielmente o que realmente ocorre no ambiente e que essa seria a melhor forma de estudar os impactos do arrasto. Arrastos repetidos podem ter efeito cumulativo e diferencial que conduzirão não só a uma diminuição da densidade, mas também a uma modificação na composição da fauna bêntica.

A grande maioria dos trabalhos envolvendo o impacto da pesca de arrasto sobre a fauna bêntica foi conduzida em áreas de plataforma e focada na pesca industrial. Em ambientes estuarinos, Angonesi (2005) não detectou efeitos significativos de arrastos freqüentes com redes artesanais do tipo coca e berimbau na estrutura da associação macrobêntica numa enseada da Lagoa dos Patos. A autora conclui que animais que vivem em ambientes instáveis, como estuários, precisam ser resistentes ou apresentar mecanismos de resistência aos distúrbios naturais. O efeito de pesca só causaria algum distúrbio se superasse as condições naturalmente estressantes que freqüentemente ocorrem no ambiente.

Na região sul de Santa Catarina, mais exatamente no sistema estuarino de Laguna, é comum a pesca de arrasto artesanal de crustáceos (MMA 1996) mesmo estando essa atividade proibida (Portaria IBAMA nº 51, de 26/10/1983). A rede de arrasto do tipo berimbau é freqüentemente usada para a captura do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*), principalmente na época de safra, que ocorre nos meses de verão.

A rede berimbau, ou gerival, é utilizada por pescadores artesanais de São Paulo até o Rio Grande do Sul. Legislações mais recentes vêm permitindo a utilização desta rede em

alguns desses estados. Em São Paulo, a Portaria 42, de 15/03/2001, permite a pesca do camarão com a rede berimbau em regiões estuarinas, lagunares e canais, desde que com algumas especificações definidas, como tamanho mínimo da distância entre nós da malha e a não utilização de embarcações motorizadas durante o arrasto. No Paraná, também é permitida a utilização do berimbau (Portaria 12, de 20/03/2003) em áreas estuarinas, também com especificações quanto ao tamanho da malha e tração mecânica. Em Santa Catarina, a rede berimbau é proibida em todo o estado, com exceção da Baía da Babitonga (norte do estado), que permite a utilização dessa rede por pescadores profissionais cadastrados desde que cumpram especificações definidas na Portaria 84, de 15/07/2002. Já no Rio Grande do Sul, o uso de qualquer rede de arrasto está proibido desde 1983 (Portaria 26, de 28/07/1983).

Avaliar o efeito que o arrasto com a rede berimbau causa na comunidade bêntica estuarina trará informações que auxiliarão o manejo sustentável da pesca, de forma que, de um lado, não prejudique os pescadores artesanais que tem na atividade o seu único ou principal meio de trabalho e subsistência; do outro, mantenha a saúde das áreas estuarinas, garantindo uma pesca sustentada. Assim, dadas as diferenças regionais e a natureza heterogênea dos habitats bênticos, é recomendável que os impactos causados pelos arrastos sejam analisados em ambientes específicos. Regime de correntes, profundidade e características do substrato são fatores físicos importantes que determinam como os habitats respondem aos arrastos de fundo (Brown *et al.* 2005). Além disso, a intensidade e frequência com que ocorrem os arrastos também influenciam a resposta da comunidade bêntica (Collie *et al.* 2000b, Kaiser *et al.* 2002).

O presente estudo avaliou experimentalmente o efeito da pesca de arrasto com a rede do tipo berimbau em ambientes sublitorais rasos com a presença ou ausência de vegetação

(Capítulo 1), em diferentes tipos de sedimento (Capítulo 2), assim como analisou a resposta da fauna benthica às perturbações causadas por diferentes intensidades de arrastos (Capítulo 3). Em todos os experimentos, as flutuações temporais de curto prazo da estrutura da comunidade benthica em áreas onde ocorrem arrastos foram comparadas com áreas controles.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angonesi, L.G. 2005. Dinâmica de curto prazo da macrofauna bentônica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos: Efeitos antrópicos e mecanismos de persistência e resiliência, Tese de doutorado. Universidade do Rio Grande, Rio Grande, pp. 163.
- Bemvenuti, C.E. 1987. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil, Anais do Simposio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. ACIESP 54-1, Cananéia, SP, Brasil, pp. 428-459.
- Brown, E.J., Finney, B., Dommissie, M., Hills, S. 2005. Effects of commercial otter trawling on the physical environment of the southeastern Bering Sea. *Continental Shelf Research* 25, 1281-1301.
- Burridge, C.Y., 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. *Fisheries Research* 60, 237-253.
- Collie, J.S., Escanero, G.A., Valentine, P.C. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser* 155, 159-172.
- Collie, J.S., Escanero, G.A., Valentine, P.C. 2000a. Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 987-1001.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000b. A Quantitative Analysis of Fishing Impacts on Shelf-Sea Benthos. *Journal of Animal Ecology* 69, 785-798.
- De-Biasi, A.M. 2004. Impact of experimental trawling on the benthic assemblage along the Tuscany coast (north Tyrrhenian Sea, Italy). *ICES J. Mar. Sci.* 61, 1260-1266.
- Drabsch, S.L., Tanner, J.E., Connell, S.D. 2001. Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 1261-1271.
- Geraldi, R.M. 1997. Estrutura da assembléia de macroinvertebrados bentônicos em fundos com e sem vegetação macrófita na região estuarial da Lagoa dos Patos, Rio Grande, RS- Brasil, Tese de Mestrado. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, pp. 208.

- Hily, C., Le Loc'h, F., Grall, J., Glémarec, M. 2008. Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. *Estuar Coast Shelf Sci* 78, 413-425.
- Hinz, H., Hiddink, J.G., Forde, J., Kaiser, M.J. 2008. Large-scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 723-732.
- Jennings, S., Kaiser, M. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.
- Kaiser, M.J., Cheney, K., Spence, F.E., Edwards, D.B., Radford, K. 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure VII. The effects of trawling disturbance on the fauna associated with the tubeheads of serpulid worms. *Fisheries Research* 40, 195-205.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3, 114-136.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser* 311, 1-14.
- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 353-361.
- MMA. 1996. Plano de Gestão da Zona Costeira de Santa Catarina. MMA, SDM, SDE. Florianópolis.
- Philippart, C.J.M. 1998. Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in south-eastern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 342-352.
- 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.* 57, 517-524.

- Ragnarsson, S.Á., Steingrímsson, S.A. 2003. Spatial distribution of the otter trawl effort in Icelandic water: comparison of measures of effort and implications for benthic community effects of trawling activities. *ICES J. Mar. Sci.* 60, 1200-1215.
- Revill, A.S., Jennings, S. 2005. The capacity of benthos release panels to reduce the impacts of beam trawls on benthic communities. *Fisheries Research* 75, 73-85.
- Sanchez, P., Demestre, M., Ramon, M., Kaiser, M.J. 2000. The impact of otter trawling on mud communities in the northwestern Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1352-1358.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1998. Effects of physical disturbance on nematode communities in sand and mud: a microcosm experiment. *Marine Biology* 130, 643-650.
- Schratzberger, M., Dinmore, T.A., Jennings, S. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140, 83-93.
- Wassenberg, T.J., Dews, G., Cook, S.D. 2002. The impact of fish trawls on megabenthos (sponges) on the north-west shelf of Australia. *Fisheries Research* 58, 141-151.
- Wu, J., Fu, C., Chen, S., Chen, J. 2002. Soil faunal response to land use: effect of estuarine tideland reclamation on nematode communities. *Applied Soil Ecology* 21, 131-147.

Capítulo 1

EFEITO DA PESCA DE ARRASTO ARTESANAL SOBRE A ESTRUTURA DA
COMUNIDADE BÊNICA DE ÁREAS VEGETADAS E NÃO VEGETADAS
SUBLITORAIS ESTUARINAS

1.1. INTRODUÇÃO

A pesca de pequena escala ou artesanal é freqüentemente caracterizada pelo baixo grau de mecanização, capacidade de produção e captura por unidade de esforço. Pescadores artesanais podem ser especializados, mas geralmente tem como alvo uma variedade de espécies, usando diversos equipamentos, estratégias de pesca e flexibilidade na adaptação da variabilidade natural sazonal e interanual. Atualmente, a pesca artesanal é responsável por cerca de 50% da produção pesqueira mundial (FAO 2007). Pescadores artesanais atuam em águas litorâneas em todo o mundo, entretanto, os estuários, além de apresentarem um número de pescadores relativamente maior, também sofrem interferência de inúmeras outras atividades antrópicas (Blaber *et al.* 2000).

Poucos estudos avaliaram o impacto de arrastos em regiões estuarinas (ver revisão de Blaber *et al.* 2000, Angonesi 2005, Dellapenna *et al.* 2006), possivelmente devido a distintas legislações vigentes em diferentes países, que nem sempre permitem a atividade. Entretanto, é possível encontrar trabalhos sobre respostas das comunidades bênticas sob influência de diferentes estratégias de pescas como a extração comercial de moluscos e poliquetas (Brown & Wilson 1997), dragagem para retirada de bivalves (Pranovi *et al.* 2003), pesca de caranguejos em bancos lodosos (Johnson *et al.* 2007) e redes estáticas para camarão (Netto & Pereira 2008) que ocorrem em ambientes estuarinos com diferentes granulometria.

Em ambientes não vegetados é esperado que a passagem de redes de arrasto afete a comunidade bêntica, principalmente a epifauna e os organismos infaunais que vivem nas camadas subsuperficiais (Pranovi *et al.* 2000), além de alterações nas características

do próprio sedimento. Por outro lado, ambientes vegetados sublitorais estuarinos usualmente possuem forte relação com as variáveis biológicas como densidade, riqueza e biomassa faunal, apresentando maiores valores destes descritores do que os ambientes descobertos de vegetação (Edgar & Barrett 2002, Eggleston *et al.* 1999). Nesses ambientes a vegetação poderia ser arrancada pela passagem da rede de arrasto, afetando principalmente a fauna associada, além do estresse causado pelo distúrbio alterar o padrão de distribuição e abundância das espécies epifaunais e infaunais (Eggleston *et al.* 1999).

A maioria dos estudos que avaliou o efeito do arrasto sobre a fauna bêntica teve foco em apenas um componente, geralmente a macrofauna, devido à facilidade na amostragem e identificação desses organismos (Hinz *et al.* 2008). Estudos que avaliaram o efeito de perturbações físicas em diferentes componentes bênticos (macro e meiofauna) demonstraram que a meiofauna é geralmente menos afetada pelas perturbações físicas que a macrofauna (ver Austen & Widdicombe 2006). Esses autores sugeriram que a meiofauna parece ser menos sensível ou talvez mais hábil em se restabelecer após breves períodos de perturbações. No entanto, Widdicombe & Austen (2001) sugeriram que organismos de grande mobilidade da macrofauna podem ser ainda mais tolerantes às perturbações.

No Sistema Estuarino de Laguna-SC, Brasil, o camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) é o principal alvo da pesca artesanal (Netto & Pereira 2008). Embora proibida, a pesca com a rede de arrasto do tipo berimbau (ou gerival) é continuamente realizada para captura de camarão em Laguna, bem como em outras áreas estuarinas do sul do Brasil. O arrasto com o berimbau é uma técnica de arrasto recente e os efeitos que esse tipo de rede pode causar na estrutura da fauna bêntica ainda não são claros.

Apenas um estudo foi realizado por Angonesi (2005) que não conseguiu detectar alteração na estrutura da macrofauna bêntica em uma área do estuário da Lagoa dos Patos.

Tendo em vista que a pesca com a rede berimbau acontece de forma indiscriminada em todo o sistema estuarino de Laguna, seus efeitos em diferentes habitats, principalmente em ambientes cobertos com algas bênticas que potencialmente representam papel relevante como refúgios naturais, poderiam ser desastrosos.

O objetivo do presente trabalho é avaliar experimentalmente o efeito da pesca de arrasto com a rede do tipo berimbau sobre a estrutura da comunidade bêntica em sedimentos com e sem a presença de vegetação. Neste experimento, flutuações temporais de curto-prazo da estrutura da meiofauna, em particular Nematoda, e da macrofauna em áreas perturbadas por arrastos são comparadas com áreas controles. As hipóteses do trabalho são: 1) Os arrastos com a rede berimbau em ambientes sublitorais vegetados e não vegetados afetam principalmente organismos epifaunais e subsuperficiais; 2) As associações da macro e meiofauna, especialmente Nematoda, respondem de modo diferente às essas perturbações e 3) A estrutura bêntica do ambiente vegetado é mais prejudicada pela passagem do arrasto.

1.2. MATERIAIS E MÉTODOS

1.2.1. A rede de arrasto berimbau

Na região sul de Santa Catarina, mais exatamente no Sistema Estuarino de Laguna, é predominante a pesca artesanal de crustáceos, em especial o camarão-rosa (MMA

1996). Dentre as diversas técnicas utilizadas na pescaria do camarão na região, o petrecho de pesca localmente denominado como berimbau é a única arte de pesca de arrasto utilizada.

O berimbau é uma rede, onde em parte da borda da tralha é inserido um pedaço de madeira ou de cano PVC que tem por função deixar essa área acima do restante da tralha inferior (Fig. 1). Esta barra fica de 30 a 40 cm do fundo. Nas extremidades dessa haste são dispostos pesos para que a rede arraste o fundo. Na parte posterior da rede, existe um ensacador denominado de rabicho, onde os camarões ficam aprisionados e são despescados. A malha de *nylon* no corpo da rede berimbau possui abertura variável (usualmente entre 10 e 20 mm entre nós opostos). O ensacador, do mesmo modo, pode ou não ter um tamanho de malha menor que o corpo. O berimbau utilizado no presente estudo foi cedido pela polícia ambiental do município de Laguna, SC, media 1,7 m de largura de haste e pesava 2 kg no total. O berimbau pode ser arrastado por barco motorizado ou a deriva, ou puxado por um pescador a pé. Pode ainda ser utilizado individualmente ou em grupos.

1.2.2. Área de estudo

Os experimentos com arrastos foram realizados na Lagoa Santo Antônio localizada no Sistema Estuarino de Laguna, SC (S 28°29'44'' W 48°47'53'') (Fig. 2). O sistema estuarino é formado por 3 lagoas principais paralelas à linha de costa, interligadas umas às outras e conectadas ao mar por um estreito canal. A Lagoa Santo Antônio ao sul do sistema faz a conexão com o oceano. A maior contribuição de água doce vem do Rio Tubarão com uma descarga média anual de 50 m³/s (SDM 1997). Os ventos NE e S-SE são os mais frequentes no verão e inverno, respectivamente. A temperatura média do ar

varia de 13°C no inverno a 22°C no verão e a média de precipitação anual é de 1.260 mm. Os sedimentos são arenolodosos com teores médios de matéria orgânica em torno de 3%. A salinidade média é em torno de 20, maior durante o inverno, mas sujeita a grandes e irregulares flutuações (Fonseca & Netto 2006). Descrição sobre a composição e variabilidade temporal da meiofauna e da macrofauna no Sistema Estuarino de Laguna é encontrada em Fonseca & Netto (*op cit.*) e Meurer & Netto (2007).

Uma área coberta com as macroalgas bênticas *Ulva clathrata* e *Vaucheria* sp (área vegetada) e uma área desprovida de vegetação, localizada a 50 m de distância da área vegetada, foram escolhidas para observar o efeito do arrasto.

1.2.3. Delineamento experimental

O experimento foi realizado em fevereiro de 2006, época de safra do camarão-rosa, em áreas vegetada e não vegetada. Os locais onde foram realizados os experimentos foram previamente cercados e identificados para evitar qualquer tipo de perturbação física antrópica externa antes e ao longo do trabalho. O experimento consistiu da aplicação, em um único dia, de 3 arrastos com rede do tipo berimbau em locais delimitados nas áreas vegetada e não vegetada (Fig. 3). Os arrastos foram efetuados a pé, sem auxílio de embarcações. Os arrastos foram iniciados uns poucos metros antes do local demarcado e finalizados depois do local. Em um mesmo dia (D₁) foram aplicados arrastos em dois locais vegetados e dois locais não vegetados de 1,60 x 3,20 metros. Áreas-controle (sem arrasto) foram igualmente delimitadas (Fig. 3). Cada um destes locais foi subdividido internamente em 8 quadrados de 0,80 x 0,80 metros (Fig. 3). Após a aplicação dos arrastos, dois quadrados foram amostrados em cada um dos locais. As amostragens foram realizadas imediatamente após o arrasto (D₁), 24 h depois (D₂), 8

dias depois (D_8) e 15 dias após o arrasto (D_{15} ; Fig. 4). A decisão sobre quais quadrados de 0,80 x 0,80 metros foram amostrados, em cada uma das datas, foi feita por sorteio, sem reposição, sendo tomada uma amostra por quadrado.

1.2.4. Amostragem e processamento das amostras

Em cada quadrado, foram coletadas amostras para análises da macrofauna, meiofauna e de sedimento para determinação dos teores de matéria orgânica e granulometria.

Amostras de meiofauna foram retiradas com um amostrador plástico (2 cm de diâmetro e profundidade de 5 cm). As amostras foram imediatamente fixadas em formalina 10% e, em laboratório, peneiradas através de malhas com abertura de 63 μm . As amostras foram processadas de acordo com os métodos descritos por Somerfield & Warwick (1996). Em síntese, a fauna peneirada foi extraída por flotação em Ludox TM 50, com gravidade específica 1,15 (De Jonge & Bouwman 1977). Os organismos foram colocados em uma solução de glicerol, deixados sob placa aquecedora e lâminas permanentes foram feitas. Todos os Nematoda foram contados sob microscópio e identificados em nível de gênero. Os demais grupos foram identificados em categorias taxonômicas menos inclusivas possíveis.

Amostras para a macrofauna foram tomadas com um amostrador de PVC (10 cm de diâmetro e 10 cm de altura). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formalina a 10%. Em laboratório, as amostras foram lavadas em peneira com malha de 500 μm e conservadas em álcool 70%. A macrofauna foi quantificada sob lupa e identificada em nível específico.

Amostras para a análise dos teores de matéria orgânica e granulometria do sedimento foram tomadas com um amostrador de PVC (10cm de diâmetro por 5 cm de altura), acondicionadas em sacos plásticos e congeladas imediatamente após a coleta. Teores de matéria orgânica do sedimento foram determinados através de combustão em mufla à 550°C por 1 hora. A granulometria do sedimento foi determinada por rotinas de peneiramento (Suguio 1973). Valores de profundidade, temperatura e salinidade da água próxima ao fundo foram medidos no local com um multiparâmetro YSI 566.

1.2.5. Análise dos dados

Para testar diferenças nos dados derivados da fauna e variáveis abióticas entre as áreas (vegetada e não vegetada) e entre tratamento de arrasto e controle ao longo do período do experimento, foram utilizadas técnicas univariadas paramétricas e multivariadas não paramétricas (Clarke & Warwick 1994).

Para os componentes da fauna bêntica (macrofauna, meiofauna e Nematoda), medidas univariadas incluíram número de táxons (S: espécies para a macrofauna; grupos para meiofauna e gêneros para Nematoda), densidade (N) e equitatividade (J de Pielou). Para os Nematoda, além das medidas citadas, o índice de maturidade (IM) derivado de suas estratégia de vida, foi calculado para cada amostra de acordo com Bongers (1990) e Bongers *et al* (1991; 1995). Na aplicação do IM, os Nematoda são classificados ao longo de uma escala (denominada cp) de 1 a 5, como colonizadores (ciclo de vida curto, altas taxas reprodutivas, alta habilidade de colonização e tolerância a distúrbios) equivalendo à escala 1 e persistentes (ciclo de vida longo, baixa habilidade de colonização, baixo número de descendentes e sensíveis à distúrbios) equivalendo à escala 5. Os Nematoda também foram classificados de acordo com os grupos tróficos

segundo Wieser (1953). Nesta classificação, os organismos são ordenados de acordo com a morfologia bucal em: - 1A, os detritívoros seletivos; - 1B, os detritívoros não seletivos; - 2A, formas que se alimentam no epístrato; - 2B, os predadores ou onívoros. O sedimento foi caracterizado pelo tamanho médio do grão, seleção, frações de cascalho, areia, finos (silte-argila) e matéria orgânica.

Diferenças nos descritores univariados entre tratamento de arrasto e o controle, em cada período amostral, para cada área, foram testadas através de uma série de análises de variância (ANOVA) unifatorial. Anova multifatorial não foi considerada apropriada, já que o período amostral deve ser considerado separadamente para observar quando houve e se houve efeito do arrasto e recolonização da fauna benthica. Além disso, os dias não são fatores independentes já que se supõe que as respostas serão modificadas ao longo do tempo (Johnson *et al.* 2007). Testes de Cochran foram aplicados para homogeneidade das variâncias e os dados foram transformados em $\log(x+1)$ quando necessário.

Variáveis ambientais foram ordenadas através da análise de componentes principais (PCA), usando-se uma matriz de correlação. Entre as variáveis utilizadas estiveram o tamanho médio e seleção do grão, frações de cascalho, areia, finos e matéria orgânica.

Matrizes de similaridade foram construídas utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis a partir dos dados da fauna benthica (transformados em $\log x+1$). Os dados foram ordenados e plotados através da análise de proximidade (MDS, *Multi-dimensional Scaling*) e a diferença dos dados da fauna entre os tratamentos em cada período amostral foi testada através da análise não paramétrica ANOSIM (Clarke e Green 1988). A contribuição relativa de cada espécie para a dissimilaridade entre áreas e entre tratamentos no período amostrado foi determinada através da análise SIMPER.

A variabilidade das réplicas amostrais entre o tratamento e o controle durante o período do experimento foi analisada usando a medida de dispersão relativa multivariada, um procedimento usado por Warwick & Clarke (1993a) para analisar um aumento na variabilidade entre réplicas amostrais com o aumento do nível de perturbação.

As relações entre os índices univariados da fauna bêntica e as variáveis ambientais foram avaliadas através da correlação de Spearman. A análise BIO-ENV foi utilizada para determinar as possíveis relações entre a estrutura multivariada da comunidade e combinações de variáveis ambientais (Clarke & Ainsworth 1993), definindo assim o conjunto de variáveis que melhor explicam a estrutura da fauna.

Procedimentos para ajustar o nível de significância para controlar o Erro do tipo I em testes múltiplos de correlação, como o ajuste de Bonferroni, tem gerado muito debate (Bland & Altman 1995, Perneger 1998). Embora essa técnica forneça grande controle sobre o Erro do tipo I, ela é muito conservadora quando há muitas comparações e pode perder a real diferença (ou seja, aumentar o erro do tipo II; Quinn & Keough 2002). Desse modo, os resultados de ambos os valores de p , corrigidos e não corrigidos, foram usados na determinação da significância das correlações de Spearman.

Para a realização das análises estatísticas foram utilizados os aplicativos STATISTICA v.7 e PRIMER v.6 e, para o processamento dos dados das análises granulométricas, o SysGran v.3.0.

1.3. RESULTADOS

1.3.1. Variáveis ambientais

Valores de temperatura variaram entre 23,5°C e 25,2°C, salinidade entre 2,4 e 21,6 e profundidade de 0,4 a 0,67 m durante o período experimental. Os sedimentos das amostras controles foram caracterizados por areia fina, moderadamente selecionada, com valores de matéria orgânica entre 0,6% e 2,4% na área não vegetada e 1,4% e 6,5% na área vegetada. Diferenças entre o tamanho médio do grão e porcentagem de areia foram significativas entre as áreas ($p < 0,05$), com maiores valores na área não vegetada. Já a área vegetada apresentou valores significativamente maiores ($p < 0,001$) de seleção do grão, porcentagem de finos (silte-argila) e teores de matéria orgânica. Somente a porcentagem de cascalho não diferiu entre as áreas.

Apenas a área vegetada mostrou alterações significativas do sedimento em função do arrasto. Nesta área, valores do tamanho médio do grão, seleção, frações de cascalho, areia e finos diferiram significativamente entre áreas arrastadas e controles. Tamanho médio do grão foi menor na área arrastada no D2 e maior no D15. Seleção e fração de cascalho foram maiores na área arrastada no D2 e menores no D15. Frações de areia foram maiores na área arrastada no D8 e D15. Apenas as frações de finos mostraram reduções significativas logo após a passagem do arrasto, não mostrando sinal de recuperação ao final dos 15 dias estudados (D1, D2, D8 e D15 com valores de $p < 0,05$) (Fig. 5). Na Figura 5 também é possível observar que os controles da área vegetada apresentaram ampla variação para a maioria dos parâmetros abióticos.

A análise de componentes principais (PCA) dos dados abióticos mostrou uma separação entre as áreas vegetadas e não vegetadas, principalmente no fator 1 (Fig. 6). Fatores 1 e 2 foram responsáveis por 83,6% da variabilidade total. O tamanho médio do grão e a porcentagem de areia foram associados à área não vegetada, enquanto que a porcentagem de finos, matéria orgânica, cascalho e seleção do grão foram associados à

área vegetada. Na área vegetada, foi observada uma separação entre os tratamentos arrasto e controle, com a porcentagem de finos e matéria orgânica associada ao controle e a seleção do grão e porcentagem de cascalho, ao arrasto (Fig. 6).

1.3.2. Macrofauna

Foram identificados 28 táxons macrobênticos com densidades variando entre 10.573 e 157.452 inds.m⁻². O ostrácode *Cyprideis multidentata* dominou a macrofauna da área vegetada (representando 70% dos indivíduos encontrados), seguido pelo gastrópode *Heleobia australis* (27%). Na área não vegetada estes mesmos organismos foram os mais abundantes, mas *H. australis* (54%) foi seguido por *C. multidentata* (43%), representando juntos 96% dos indivíduos encontrados. O terceiro organismo mais abundante em ambas as áreas foi o bivalve *Erodona macroides*, representando 1% da associação macrobêntica. A listagem dos organismos macrofaunais e sua abundância são encontradas no Anexo 1. As amostras controles da área vegetada apresentaram valores significativamente maiores de riqueza e densidade e menor valor de equitatividade comparadas à área não vegetada (Fig. 7).

Não foram detectadas diferenças significativas para as medidas univariadas entre os tratamentos de arrasto e controle em cada período amostral (Fig. 8; Tab.1). Porém, a densidade das espécies numericamente dominantes diferiu entre os tratamentos de arrasto e controle no segundo dia do experimento (D2). Na área não vegetada, a densidade de *H. australis* foi significativamente maior no arrasto do que no controle ($F = 15,72$; $p = 0,007$). Já na área vegetada, a densidade de *E. macroides* diminuiu significativamente no arrasto ($F = 16,46$; $p = 0,01$) (Fig. 9). O ostrácode dominante *C. multidentata* não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos.

A análise de proximidade mostrou uma clara separação da associação macrobêntica entre as áreas vegetadas e não vegetadas (Fig. 10a). A significância das diferenças entre essas associações foi confirmada pelo teste ANOSIM (Tab. 2). Através da análise de SIMPER pode-se observar que variações na abundância de *E. macroides*, *H. australis* e *C. multidentata* foram as responsáveis por 40% da dissimilaridade observada entre as áreas vegetadas e não vegetadas. Entretanto, diferenças entre o arrasto e o controle, ao longo do período estudado, não foram detectadas através das análises multivariadas (Tab. 2; Fig. 10b).

1.3.3. Meiofauna

Os valores dos índices univariados derivados dos dados da meiofauna, como densidade e riqueza, foram maiores na área vegetada, entretanto, estas diferenças não foram significativas (Fig. 7). Quatorze táxons meiofaunais, com densidades entre 13 e 995 inds. 10 cm⁻² foram registrados no experimento. Os ostrácodes foram os organismos mais abundantes, representando 74% na área não vegetada e 70% na área vegetada, seguido pelos Nematoda (22% e 26%, respectivamente). A listagem dos organismos meiofaunais e sua abundância são encontradas no Anexo 2.

Os índices univariados da meiofauna também não mostraram diferenças significativas entre os tratamentos após a passagem do arrasto. Entretanto, na área não vegetada, logo após o arrasto (D1), a densidade apresentou ampla variação comparada com o controle que se comportou de forma mais estável durante todo o período do experimento (Fig. 8). O mesmo ocorreu com a densidade de ostrácodes, os organismos mais abundantes da meiofauna (Fig. 11). A ampla variação da densidade no D1 foi confirmada pela medida de dispersão relativa multivariada que mostrou uma maior

variabilidade das réplicas do tratamento após a passagem do arrasto (1,76) quando comparada ao controle (0,9). Apesar da diferença entre os tratamentos não ter sido significativa no D1, os valores de densidade meiofaunal foram estatisticamente menores no tratamento de arrasto nos D8 e D15 (Fig. 8; Tab. 1). Já a densidade dos ostrácodes apresentou redução significativa na área arrastada apenas no D8 da área não vegetada ($F = 7,18$; $p = 0,04$).

A análise multivariada dos dados da meiofauna também mostrou uma nítida separação entre as áreas vegetadas e não vegetadas conforme o MDS e ANOSIM (Fig. 12a, Tab. 2). Através da análise de SIMPER foi possível observar que variações na abundância de Ostracoda, Nematoda e Copepoda foram responsáveis por mais de 50% da dissimilaridade entre as áreas. Já os tratamentos não diferiram significativamente durante o período amostral em nenhuma das áreas estudadas (Fig. 12b, Tab. 2).

1.3.4. Nematoda

Um total de 43 gêneros de Nematoda pertencentes a 19 famílias foi encontrado durante o experimento. Na área vegetada, *Theristus* (33%), *Metalinhomoeus* (20%) e *Anonchus* (11%) (Xyalidae, Linhomoeidae e Leptolaimidae, respectivamente) foram os gêneros numericamente dominantes. *Theristus* também foi o gênero mais freqüente, encontrado em 97% das amostras, seguido por *Anonchus* (84%) e *Belbolla* (Enchelidiidae) (75%). *Metalinhomoeus* ocorreu em 69% das amostras. Já na área não vegetada, os gêneros dominantes foram *Theristus*, *Anonchus* e *Daptonema* (Xyalidae), contribuindo com 26%, 23% e 17% dos Nematoda coletados. Esses gêneros também foram os mais freqüentes, *Anonchus* apareceu em 91%, enquanto *Theristus* e

Daptonema foram encontrados em 81% das amostras. A listagem dos Nematoda e sua abundância são encontradas no Anexo 3.

Apenas os valores de riqueza das amostras controles foram significativamente maiores na área vegetada. Os valores médios de densidade também foram maiores na área vegetada, mas as diferenças não foram significativas (Fig.7). Todos os outros índices univariados (equitatividade, IM e abundância relativa dos grupos tróficos) não diferiram entre as áreas vegetadas e não vegetadas.

Quanto às análises univariadas realizadas entre os tratamentos, na área vegetada foram detectadas diferenças significativas apenas para o índice de maturidade e abundância relativa de detritívoros seletivos. O valor do IM foi menor no tratamento arrasto no D15, e a abundância relativa de detritívoros seletivos (1A) foi maior no tratamento arrasto no D8 (Tab. 3; Fig. 13; Fig. 14). Na área não vegetada, os Nematoda não apresentaram diferenças significativas em seus índices analisados. Ainda assim, as densidades de *Theristus* e *Anonchus*, 2 dos gêneros mais abundantes, sofreram quedas significativas de seus valores no tratamento arrasto. A densidade de *Theristus* apresentou redução no segundo dia (D2) do tratamento, só se recuperando após o D8, enquanto que *Anonchus* apresentou diminuição apenas no D2 da área não vegetada (Fig. 15).

O MDS e a ANOSIM realizados com os dados de Nematoda mostraram clara distinção entre as áreas vegetadas e não vegetadas (Fig. 16a e Tab.2). *Theristus*, *Metalinhomoeus*, *Anonchus* e *Daptonema* foram responsáveis por 40% da dissimilaridade observadas entre as áreas. A ANOSIM detectou diferenças significativas entre os tratamentos no D2 na área não vegetada, também observada pelo MDS (Tab.2; Fig. 16b). A diminuição nas abundâncias de *Theristus* e *Anonchus* no

tratamento arrasto foi responsável por essa diferença. A área vegetada também apresentou diferenças significativas no D8. Nesse caso, variações nas abundâncias de *Metalinhomoeus*, *Terschellingia* (Linhomoeidae) e *Anonchus* foram as responsáveis pela diferença entre os tratamentos.

1.3.5. Relação entre variáveis ambientais e comunidade bêntica

As porcentagens de finos apresentaram o maior número de relações significativas com os índices biológicos analisados. Os Nematoda apresentaram os maiores valores de correlação, principalmente com porcentagens de finos e matéria orgânica (Tab. 4).

Alterações na estrutura da comunidade bêntica foram pouco relacionadas com variáveis ambientais (BIO-ENV). Os melhores valores de ρ para macrofauna, meiofauna e Nematoda foram 0,127 (MO e finos), 0,126 (finos) e 0,128 (finos), respectivamente.

1.4. DISCUSSÃO

1.4.1. Área vegetada e não vegetada

Sedimentos arenosos são característicos de ambientes onde forças hidrodinâmicas atuam fortemente sobre o fundo, suspendendo as partículas e transportando os grãos mais finos (Dernie *et al.* 2003). É fato conhecido e amplamente registrado na literatura que a presença de vegetação, como macroalgas bênticas, pode alterar a estrutura e dinâmica do ambiente (ver revisão de Norkko *et al.* 2000). Os resultados mostraram

que, mesmo ambas as áreas estudadas serem caracterizadas por areia fina, a área vegetada possuiu menor tamanho médio do grão, maior fração de finos e matéria orgânica do que as áreas descobertas de vegetação. Koch (2001) ressaltou que a vegetação submersa pode alterar as características do habitat afetando desde bactérias até organismos maiores. No presente estudo, as áreas vegetadas exibiram os maiores valores de densidade e número de táxons para todos os componentes da fauna bêntica, possivelmente devido à maior complexidade do habitat que proporciona estabilidade física ao substrato vegetado, maior disponibilidade de alimentos, abrigo e proteção contra predadores, além de facilitar o assentamento de larvas dispersas pela coluna d'água favorecendo a colonização da comunidade bêntica (Eckman 1983, De Troch *et al.* 2001, Hourston *et al.* 2005, Boström *et al.* 2006, Le Hir *et al.* 2007). Estes resultados estão de acordo com o relatado por diversos autores em trabalhos com organismos macrofaunais (Edgar & Barrett 2002, Boström *et al.* 2006) e meiofaunais (Hourston *et al.* 2005).

Estuários em geral, e lagoas costeiras em particular, são caracterizados por alta variabilidade e baixa previsibilidade de suas condições ambientais (salinidade, temperatura, deposição/erosão de sedimento, hidrodinâmica, entre outros). Esses fatores limitam o número de espécies macrobênticas que potencialmente poderiam colonizar tais ecossistemas (Day *et al.* 1989). Em comparação a águas marinhas e doces, a diversidade de espécies em estuários é, de fato, surpreendentemente baixa (Little 2000). Baixo número de espécies e alta dominância de poucas espécies têm sido freqüentemente encontrados em ecossistemas lagunares (Bemvenuti 1997, Bemvenuti & Netto 1998, Giménez *et al.* 2006, Fonseca & Netto 2006, Meurer & Netto 2007, Netto & Pereira 2008).

O ostrácode estuarino *Cyprideis multidentata* foi o organismo dominante da macrofauna na área vegetada (70% da fauna) e o segundo na área não vegetada (43%). A elevada abundância desses organismos já havia sido registrada por Fonseca & Netto (2006) no mesmo local de estudo também durante o período de verão e pode estar relacionada ao pico de atividade reprodutiva macrobêntica que geralmente ocorre nessa época (Rosa & Bemvenuti 2006, Meurer & Netto 2007). Este fato é ainda reforçado por sua dominância também na meiofauna bêntica. Embora os Nematoda geralmente sejam os organismos mais abundantes na área de estudo, sua densidade é muito maior em períodos de inverno e outono (Fonseca & Netto 2006, Meurer & Netto 2007).

Aliado aos processos reprodutivos, os ostrácodes *C. multidentata* são particularmente abundantes em áreas rasas de lagoas costeiras do sul do Brasil, como descrito por Würdig (1988) e podem ter encontrado condições favoráveis em ambientes vegetados. Esta autora também observou maior abundância de ostrácodes próximas a ambientes vegetados no Complexo Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém, RS, e relacionou essa abundância aos sedimentos, com acúmulo de matéria orgânica e maior suprimento de alimento. Fleege *et al.* (2008) também observaram um aumento da abundância de ostrácodes em áreas fertilizadas, já que esses organismos também utilizam epífitas de algas filamentosas como fonte de alimento.

A dominância do gastrópoda detritívoro epifaunal *Heleobia australis* na área sem vegetação, representando 54% dos organismos encontrados e densidade máxima de 77.452 inds/m², também foi descrita em outros trabalhos na mesma região (Fonseca & Netto 2006, Netto & Pereira 2008) e em regiões estuarinas em todo o sul do Brasil (Netto & Lana 1999, Rosa & Bemvenuti 2007).

Quanto aos Nematoda, todos os gêneros dominantes, tanto em áreas vegetadas quanto não vegetadas, foram caracterizados como detritívoros não seletivos (1B, Wieser 1953) que geralmente são as formas mais abundantes em áreas estuarinas (Steyaert *et al.* 2003, Fonseca & Netto 2006, Netto & Pereira 2008) devido a sua alta tolerância a variações de salinidade e a abundância de alimentos (Moens & Vincx 1997). Já os Nematoda predadores e onívoros (2B), pertencentes ao segundo grupo trófico mais encontrado nesse estudo, são característicos de ambientes dinâmicos sendo encontrados geralmente associados a algas (ver revisão de Heip *et al.*, 1985).

De modo geral, a composição da fauna bêntica foi bastante semelhante entre as áreas vegetadas e não vegetadas. Rosa & Bemvenuti (2007) citam que a ausência de uma comunidade específica entre essas regiões ocorre devido à inconstância dos fundos vegetados, ocasionados pela alta instabilidade e baixa previsibilidade ambiental que incide em lagunas estranguladas.

1.4.2. Efeito do arrasto

Os resultados encontrados no presente estudo mostraram que apenas a área vegetada apresentou alteração das características do sedimento com a passagem do arrasto, onde as percentagens de finos diminuíram significativamente desde o primeiro dia do experimento. Foi possível observar, durante o arrasto experimental, que parte da vegetação era retirada pela rede berimbau e ficava presa à rede, tapando as aberturas da malha mais periféricas do berimbau. Já na área sem vegetação, foi observado um aumento de material em suspensão após a passagem da rede, entretanto as características físicas do sedimento não foram alteradas significativamente. Possivelmente, o sedimento suspenso após o arrasto rapidamente se depositou, assim

como o resultado encontrado por Lampadariou *et al.* (2005) com arrastos em ambientes marinhos. É possível também que a porção de sedimento superficial retirada do fundo pela ação dos arrastos não tenha sido suficiente para alterar as características do estrato analisado (5 cm). A configuração da rede berimbau, bem como seu peso, sugere um arrasto em superfície. Dificilmente esta rede iria penetrar na subsuperfície e remover o sedimento.

O fato dos controles terem apresentado maior variação natural espacial para a maioria dos parâmetros abióticos, principalmente no ambiente vegetado, condiz com o argumento levantado por Gray *et al.* (2006), que o arrasto homogeneiza o sedimento e reduz a variabilidade, sendo esperados mais efeitos sobre a variância do que na média.

A estrutura da fauna bêntica, de modo geral, não apresentou alterações significativas sob o efeito do arrasto. Quando detectadas, apenas alguns organismos da meio- e macrofauna foram primeiramente afetados, enquanto respostas significativas de alguns índices univariados somente apareceram nos últimos dias do experimento. Além do mais, o local de estudo é uma lagoa costeira rasa, sob forte ação de ventos que podem re-suspender tanto ou mais sedimentos que a passagem do arrasto. Dessa forma, a comunidade bêntica sob esses freqüentes distúrbios tende a se recuperar mais rapidamente, pois geralmente são dominados por espécies adaptadas a ambientes mais dinâmicos (Kaiser 1998, Schratzberger & Warwick 1998, Dernie *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2007).

Apenas duas espécies macrobênticas diferiram entre o tratamento arrasto e controle, o gastrópoda *H. australis* e o bivalve *E. mactroides*. Duas hipóteses poderiam explicar as maiores densidades de *H. australis* no tratamento arrasto da área não vegetada no segundo dia (D2): 1) O arrasto afetou a dinâmica temporal do gastrópode, fazendo com

o que o controle e o tratamento se comportassem de forma diferente ao longo do tempo (De Biasi 2004), já que foi visto o declínio de sua abundância apenas na área controle. Flutuações temporais na densidade desses gastrópodes são naturais, já que possuem relativa mobilidade e capacidade de dispersão através da tensão superficial da água, que permitem a exploração de novos ambientes (Bemvenuti *et al.* 2003) e 2) A permanência de *H. australis* no tratamento arrasto possivelmente aconteceu devido a sua alta capacidade de persistir e dominar numericamente as associações bênticas perturbadas, pois já foi observada essa estratégia adaptativa oportunística em situações de distúrbios biogênicos (Netto & Lana 1994). Após a passagem do arrasto, alimentos que estavam retidos no sedimento podem ter sido liberados (Jennings & Kaiser 1998, Kaiser *et al.* 2002), favorecendo, assim, a presença desses gastrópodes.

O bivalve cavador superficial *Erodona mactroides* apresentou redução significativa na área vegetada, dentro da área sob influência do arrasto no D2. *Erodona mactroides* pode se fixar nas algas por pequenos bissos. O arrasto possivelmente afetou a capacidade de fixação da alga no sedimento. Após a passagem do arrasto, é provável que as algas tenham sido carregadas pela corrente juntamente com o bivalve. Geraldi (1997) constatou a presença de elevadas quantidades desse bivalve associados à *U. clathrata* após esta ter sido depositada nas margens de uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos. No entanto, os efeitos sobre *E. mactroides* só foram detectados no D2. Nos outros dias do experimento não foram mais observadas diferenças significativas.

Organismos meiofaunais são considerados excelentes indicadores da qualidade ambiental, pois possuem ciclo de vida curto, o que favorece uma rápida resposta à influência de distúrbios (Warwick & Clarke 1993b, Schratzberger & Warwick, 1999). Entretanto, a expectativa de um efeito imediato na estrutura da meiofauna após a

passagem do arrasto não foi observada em nenhuma área estudada, exceto pela ampla variabilidade na densidade dos organismos meiofaunais na área sem vegetação, que poderia ser interpretada como um indicativo de estresse da comunidade (Warwick & Clarke 1993b). A passagem da rede pode ter perturbado diferentes regiões da área arrastada, alterando a densidade da meiofauna em diferentes locais. Essa variação foi observada para Ostracoda e Nematoda, os grupos dominantes da meiofauna. Contudo, a variabilidade de ostrácodes reduziu já no segundo dia do experimento (D2) e dos Nematoda antes do D8. As diferenças significativas na densidade meiofaunal registradas nos D8 e D15 podem ter ocorrido devido às alterações na dinâmica temporal da fauna possivelmente ocasionadas pelo arrasto, que pode ter feito com que as áreas arrastadas se comportassem de modo diferente do controle.

Os Nematoda da área vegetada arrastada e controle apresentaram diferenças significativas também nos últimos dias de amostragens. No D8, foi registrado o aumento na abundância relativa de detritívoros seletivos (1A) no local de arrasto e a ANOSIM também identificou diferenças na composição de Nematoda entre o tratamento e o controle nesse dia. No D15, ocorreu uma redução significativa do índice de maturidade, sugerindo um aumento na abundância de organismos r-estrategistas. Aqui também esses resultados tardios provavelmente foram conseqüências dos arrastos que causaram alterações na dinâmica temporal dos Nematoda.

Na área não vegetada, apesar dos índices univariados de Nematoda não terem diferido entre tratamentos, um dia após a passagem da rede (D2), dois dos gêneros mais abundantes (*Theristus* e *Anonchus*) apresentaram declínios significativos no local do arrasto. Schratzberger *et al.* (2002) já haviam chamado a atenção para o fato do pequeno tamanho dos organismos os tornarem mais fáceis de serem suspensos durante a

passagem do arrasto. É possível que os indivíduos possam ter sido suspensos durante o arrasto, retornando ao fundo já mortos ou letárgicos. Esses indivíduos ficaram na superfície do sedimento e possivelmente foram transportados de forma passiva, não sendo encontrados no dia seguinte. Ou simplesmente se dispersaram através da coluna d'água (ver revisões de Heip *et al.* 1985 e Palmer 1988). A ANOSIM também identificou alteração na composição da comunidade nesse mesmo dia de amostragem (D2) e o Simper mostrou esses mesmos gêneros como os principais contribuintes para essas divergências. Já na próxima amostragem (D8) foi observado sinal de recuperação desses organismos, com diferença significativa apenas para o *Theristus* e, no D15, ambos os gêneros não mostraram diferenças significativas.

De modo geral, os efeitos da rede de arrasto do tipo berimbau foram pequenos em ambas as áreas. A rede berimbau é um artefato leve demais para conseguir alterar a estrutura da comunidade bêntica e as características do sedimento de áreas reconhecidamente resistentes a perturbações (Bemvenuti 1997, Angonesi 2005). Em ambientes rasos não vegetados, a fauna bêntica está sob freqüente influência da hidrodinâmica local, a qual deve minimizar potenciais efeitos do arrasto com redes leves. Os efeitos encontrados no presente estudo foram muito menores do que o encontrado para redes passivas ou estáticas (aviãozinho) no mesmo estuário (Netto & Pereira 2008). Já em ambientes vegetados, embora a rede tenha retirado parte da vegetação e algumas respostas significativas terem sido registradas no fim do experimento, o arrasto não parece ter sido suficiente para modificar esse ambiente. Um maior efeito que o arrasto poderia causar nessa área seria através da corrente criada pela passagem da rede que carregaria as frações de finos superficiais e a retirada de alguma vegetação que traria junto organismos associados a ela como anfípodes, isópodes e *E.*

mactroides. Como esses organismos, com exceção do bivalve, foram pouco abundantes na área do presente estudo, não foi possível observar esse efeito.

Apesar da fração de finos ter apresentado boa correlação com todos os componentes da fauna bêntica, a diminuição dessa fração no tratamento arrasto do ambiente vegetado não causou uma modificação significativa na estrutura da comunidade desse local. Esse resultado justifica valores tão baixos obtidos através da análise BIO-ENV.

Netto & Pereira (2008) avaliaram o efeito do aviãozinho (rede passiva) em sedimentos arenosos e lamosos, no mesmo estuário, e observaram menor efeito na comunidade bêntica de sedimentos arenosos, onde apenas a redução da biomassa de microfitobentos e alteração da estrutura trófica de Nematoda foram detectadas. A rede berimbau não afetou a abundância nem a estrutura da comunidade bêntica como acontece com outras redes maiores e mais pesadas utilizadas em arrastos de fundo, como as redes de arrasto de porta (De Biasi 2004) e dragas (Kaiser *et al.* 2002, Hily *et al.* 2008). As poucas respostas que houve não foram imediatas, só aparecendo horas ou dias após a passagem do arrasto. A maioria dessas respostas foram pontuais, não sendo registrada em mais de um evento amostral. Além do mais, não se deve descartar a possibilidade de variabilidade natural temporal e espacial nas associações biológicas que pode exceder ou confundir as alterações influenciadas pelo arrasto (Drabsch *et al.* 2001).

1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Angonesi, L.G. 2005. Dinâmica de curto prazo da macrofauna bentônica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos: Efeitos antrópicos e mecanismos de

persistência e resiliência, Tese de doutorado. Universidade do Rio Grande, Rio Grande, pp. 163.

- Austen, M.C., Widdicombe, S. 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. *J Exp Mar Biol Ecol* 330, 96-104.
- Bemvenuti, C.E. 1997. Benthic invertebrates. In: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Subtropical convergence environments. the coast and sea in the southwestern Atlantic*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 43-46.
- Bemvenuti, C.E., Netto, S.A. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (south Brazil). *Rev Bras Biol* 58, 211–221.
- Bemvenuti, C.E., Rosa-Filho, J.S., Elliott, M. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Rio Grande Harbor (RS, Brazil). *Braz. J. Biol* 63, 183-194.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.-J., Ching, C.V., Day, J.W., Elliott, M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I.C., Silvert, W. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 590–602.
- Bland, J.M., Altman, D.G. 1995. Multiple significance tests: the Bonferroni method. *BMJ Stat Note* 310:170.
- Bongers, T. 1990. The Maturity Index: An Ecological Measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Bongers, T., Alkemade, R., Yeates, G.W. 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Mar Ecol Prog Ser* 76, 135-142.
- Bongers, T., de-Goede, R.G.M., Korthals, G.W., Yeates, G.W. 1995. Proposed changes of c-p classification for nematodes. *Russ J Nematol* 3, 61-62.
- Boström, C., O'Brien, K., Roos, C., Ekebom, J. 2006. Environmental variables explaining structural and functional diversity of seagrass macrofauna in an archipelago landscape. *J Exp Mar Biol Ecol* 335, 52-73.
- Brown, B., Wilson-Jr, W.H. 1997. The role of commercial digging of mudflats as an agent for change of infaunal intertidal populations. *J Exp Mar Biol Ecol*, 218, 49-61.

- Clarke, K.R., Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar Ecol Prog Ser* 46, 226-231.
- Clarke, K.R., Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar Ecol Prog Ser* 92, 205-219.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environmental Research Council, United Kingdom, 187 pp.
- Day, J.W., Hall, C.A.S., Kemp, V.M., Yañez-Arancibia, A. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 558 pp.
- De-Biasi, A.M. 2004. Impact of experimental trawling on the benthic assemblage along the Tuscany coast (north Tyrrhenian Sea, Italy). *ICES J. Mar. Sci.* 61, 1260-1266.
- De-Jonge, V.N., Bouwman, L.A. 1977. A simple density separation technique for quantitative isolation of meiobenthos using the colloidal silica Ludox-TM. *Mar Biol* 42, 143-148.
- De-Troch, M., Gurdebeke, S., Fiers, F., Vincx, M. 2001. Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). *Journal of Sea Research* 45, 45-61.
- Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W. 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 69, 519-530.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Warwick, R.M. 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology* 72, 1043-1056.
- Drabsch, S.L., Tanner, J.E., Connell, S.D. 2001. Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 1261-1271.
- Eckman, J.E. 1983. Hydrodynamic Processes Affecting Benthic Recruitment. *Limnology and Oceanography* 28, 241-257.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S. 2002. Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables. *J Exp Mar Biol Ecol* 270, 1-24.

- Eggleston, D.B., Elis, W.E., Etherington, L.L., Dahlgren, C.P., Posey, M.H. 1999. Organism responses to habitat fragmentation and diversity: Habitat colonization by estuarine macrofauna. *J Exp Mar Biol Ecol* 236, 107-132.
- FAO. 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations: essential documents, statistics, maps and multimedia resources. <http://www.fao.org>.
- Fleeger, J.W., Johnson, D.S., Galván, K.A., Deegan, L.A. 2008. Top-down and bottom-up control of infauna varies across the saltmarsh landscape. *J Exp Mar Biol Ecol* 357, 20-34.
- Fonseca, G., Netto, S.A. 2006. Shallow sublittoral benthic communities of the Laguna Estuarine System, South Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 54, 41-54.
- Geraldi, R.M. 1997. Estrutura da assembléia de macroinvertebrados bentônicos em fundos com e sem vegetação macrófita na região estuarial da Lagoa dos Patos, Rio Grande, RS- Brasil, Tese de Mestrado. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, pp. 208.
- Giménez, L., Dimitriadis, C., Carranza, A., Borthagaray, A.I., Rodríguez, M. 2006. Unravelling the complex structure of a benthic community: A multiscale-multianalytical approach to an estuarine sandflat. *Estuar Coast Shelf Sci* 68, 462-472.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J. 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Mar Pollut Bull* 52, 840-843.
- Heip, C., Vincx, M., Vranken, G. 1985. The Ecology of Marine Nematodes. *Oceanog. Marine Biology Ann. Rev.* 23, 399-489.
- Hily, C., Le Loc'h, F., Grall, J., Glémarec, M. 2008. Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. *Estuar Coast Shelf Sci* 78, 413-425.
- Hinz, H., Hiddink, J.G., Forde, J., Kaiser, M.J. 2008. Large-scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 723-732.
- Hourston, M., Warwick, R.M., Valesini, F.J., Potter, I.C. 2005. To what extent are the characteristics of nematode assemblages in nearshore sediments on the west Australian coast related to habitat type, season and zone? *Estuar Coast Shelf Sci* 64, 601-612.
- Jennings, S., Kaiser, M. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.

- Johnson, G.E.L., Attrill, M.J., Sheehan, E.V., Somerfield, P.J. 2007. Recovery of meiofauna communities following mudflat disturbance by trampling associated with crab-tiling. *Marine Environmental Research* 64, 409-416.
- Kaiser, M.J. 1998. Significance of bottom fishing disturbance. *Conservation Biology* 12, 1230-1235.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3, 114-136.
- Koch, E.W. 2001. Beyond Light: Physical, Geological, and Geochemical Parameters as Possible Submersed Aquatic Vegetation Habitat Requirements. *Estuaries* 24, 1-17.
- Lampadariou, N., Hatziyanni, E., Tselepides, A. 2005. Meiofaunal community structure in Thermaikos Gulf: Response to intense trawling pressure. *Continental Shelf Research* 25, 2554-2569.
- Le-Hir, P., Monbet, Y., Orvain, F. 2007. Sediment erodability in sediment transport modelling: Can we account for biota effects? *Continental Shelf Research* 27, 1116-1142.
- Little, C. 2000. *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press Inc., New York, 252 pp.
- Meurer, A.Z., Netto, S.A. 2007. Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna Estuarine System (South, Brazil). *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2007, 11(2):53-62.
- MMA. 1996. *Plano de Gestão da Zona Costeira de Santa Catarina*. MMA, SDM, SDE. Florianópolis.
- Moens, T., Vincx, M. 1997. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. *J. Marine Biology Ass. U.K.* 77, 211-227.
- Netto, S.A., Lana, P.d.C. 1994. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Mar Ecol Prog Ser* 106, 239-247.
- 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.

- Netto, S.A., Pereira, T.J. 2008. Benthic community response to a passive fishing gear in a coastal lagoon (South Brazil). *Aquat Ecol*, In press.
- Norkko, J., Bonsdorff, E., Norkko, A. 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates:: Species specific responses to a transient resource. *J Exp Mar Biol Ecol* 248, 79-104.
- Palmer, M.A. 1988. Dispersal of marine meiofauna: a review and conceptual model explaining passive transport and active emergence with implications for recruitment. *Mar Ecol Prog Ser* 48, 81-91.
- Perneger, T.V. 1998. What's wrong with Bonferroni adjustments. *BMJ* 316, 1236-1238.
- 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.* 57, 517-524.
- Pranovi, F., Libralato, S., Raicevich, S., Granzotto, A., Pastres, R., Giovanardi, O. 2003. Mechanical clam dredging in Venice lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology* 143, 393-403.
- Quinn, G.P., Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 520 pp.
- Rosa, L.C., Bemvenuti, C.E. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista de Biologia Marina y Oceanografia* 41, 1-9.
- Rosa, L.C., Bemvenuti, C.E. 2007. Seria a macrofauna bentônica de fundos não consolidados influenciada pelo aumento na complexidade estrutural do habitat? O caso do Estuário da Lagoa dos Patos. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 11, 51-56.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1998. Effects of physical disturbance on nematode communities in sand and mud: a microcosm experiment. *Marine Biology* 130, 643-650.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1999. Differential effects of various types of disturbances on the structure of nematode assemblages: an experimental approach. *Mar Ecol Prog Ser* 181, 227-236.
- Schratzberger, M., Dinmore, T.A., Jennings, S. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140, 83-93.
- SDM, I.P. 1997. *Avaliação Físico-química do Sistema Lagunar Sul Catarinense. Relatório Técnico SDM/UNISUL, Tubarão.*

- Somerfield, P.J., Warwick, R.M. 1996. Meiofauna in marine pollution programmes. A laboratory manual. MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, 71 pp.
- Steyaert, M., Vanaverbeke, J., Vanreusel, A., Barranguet, C., Lucas, C., Vincx, M. 2003. The importance of fine-scale, vertical profiles in characterising nematode community structure. *Estuar Coast Shelf Sci* 58, 353-366.
- Suguio, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*, São Paulo, 317 pp.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1993a. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 172, 215-226.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1993b. Comparing the severity of disturbance - a metaanalysis of marine macrobenthic community data. *Mar Ecol Prog Ser* 92, 221-231.
- Widdicombe, S., Austen, M.C. 2001. The interaction between physical disturbance and organic enrichment: an important element in structuring benthic communities. *Limnol. Oceanogr.* 46, 1720-1733.
- Wieser, V.W. 1953. Die Beziehung Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Arkiv För Zoologi* 4, 439-484.
- Würdig, N.L. 1988. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes na Lagoas Tramandaí e Armazém, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Bras.* 11, 701-721.

Tabela 1. Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados da macro- e meiofauna bêntica encontrados nos tratamentos arrastos e nos controles de áreas vegetadas e não vegetadas durante 15 dias de experimento.

	Densidade		Riqueza		Equitatividade	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
VEGETADA						
<i>Macrofauna</i>						
D1	0,08	0,785	1,00	0,356	1,83	0,224
D2	2,48	0,176	2,28	0,191	0,48	0,52
D8	1,18	0,318	0,34	0,58	0,45	0,526
D15	1,06	0,343	1,36	0,287	0,20	0,667
<i>Meiofauna</i>						
D1	3,53	0,11	0,48	0,52	0,18	0,687
D2	1,78	0,23	5,66	0,06	0,42	0,541
D8	0,40	0,55	0,19	0,68	0,04	0,845
D15	0,19	0,68	0,67	0,45	1,17	0,322
NÃO VEGETADA						
<i>Macrofauna</i>						
D1	0,16	0,705	0,95	0,368	0,26	0,63
D2	3,18	0,125	0,00	1,000	2,43	0,17
D8	0,87	0,388	1,36	0,287	2,06	0,20
D15	0,11	0,753	0,36	0,571	0,11	0,76
<i>Meiofauna</i>						
D1	4,88	0,069	0,28	0,61	1,41	0,279
D2	2,67	0,154	0,55	0,49	1,56	0,259
D8	7,60	0,033 C > A	0,18	0,69	1,83	0,225
D15	6,17	0,048 C > A	1,00	0,36	1,63	0,249

Densidade para macrofauna em inds.m⁻² e para meiofauna em inds.10cm⁻²; Riqueza = número de espécies para macrofauna e número de taxa pra meiofauna; C = Controle; A = Arrasto.

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Grau de Liberdade = 1

Tabela 2. Resultado do teste ANOSIM para a comunidade bêntica entre áreas vegetadas e não vegetadas e entre tratamento e o controle em cada período amostral.

	Áreas (Veg. x Não veg.)	
	R	P
Macrofauna	0,289	0,001
Meiofauna	0,208	0,001
Nematoda	0,268	0,001

	Tratamento (arrasto x controle)							
	D1		D2		D8		D15	
	R	p	R	p	R	p	R	p
NÃO VEGETADA								
Macrofauna	0,073	0,29	0,208	0,14	-0,115	0,66	-0,094	0,68
Meiofauna	0,063	0,34	-0,01	0,34	0,135	0,29	0,25	0,17
Nematoda	0	0,6	0,531	0,03	0,125	0,23	0,125	0,29
VEGETADA								
Macrofauna	-0,094	0,69	0,125	0,2	0,271	0,11	0,01	0,45
Meiofauna	0,219	0,2	0,135	0,22	-0,167	0,94	0,115	0,2
Nematoda	-0,094	0,63	0,229	0,06	0,375	0,03	-0,031	0,49

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Tabela 3. Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos arrastos e no controles de áreas vegetadas e não vegetadas durante 15 dias de experimento.

	D1		D2		D8		D15	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
VEGETADA								
Densidade	1,87	0,22	1,11	0,33	0,76	0,42	0,22	0,66
Riqueza	0,5	0,51	0,13	0,73	0,16	0,71	0,15	0,71
Equitatividade	2,08	0,20	2,67	0,15	0,73	0,43	2,89	0,14
IM	3,96	0,09	0,004	0,95	0,14	0,72	6,99	0,04 C > A
1a	1,46	0,27	0,06	0,82	9,37	0,02 A > C	0,28	0,62
2a	4,37	0,08	0,74	0,42	1,65	0,25	1,58	0,26
1b	4,02	0,09	0,32	0,60	0,36	0,57	0,68	0,44
2b	3,04	0,13	0,002	0,97	0	1,00	0,98	0,36
NÃO VEGETADA								
Densidade	3,16	0,13	2,6	0,16	3,82	0,10	3,61	0,11
Riqueza	1,71	0,24	2,12	0,20	1,42	0,28	1,28	0,30
Equitatividade	0,75	0,43	3,11	0,14	0,24	0,64	0,41	0,55
IM	0,35	0,58	0,2	0,67	2,8	0,15	0,02	0,90
1a	0,06	0,81	0,65	0,45	0,16	0,71	2,23	0,19
2a	0,07	0,81	0,18	0,69	0,02	0,89	0,37	0,57
1b	1,61	0,25	1	0,36	0,26	0,63	0,12	0,74
2b	1,69	0,24	0,32	0,59	0,23	0,65	1,52	0,26

Densidade em inds. 10 cm⁻²; IM = índice de maturidade; 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = comedor de epítrato; 2b = omnívoros/predadores; C = Controle; A = Arrasto.

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Grau de Liberdade = 1

Tabela 4. Coeficiente da correlação de Spearman entre os índices da comunidade bêntica e as variáveis ambientais.

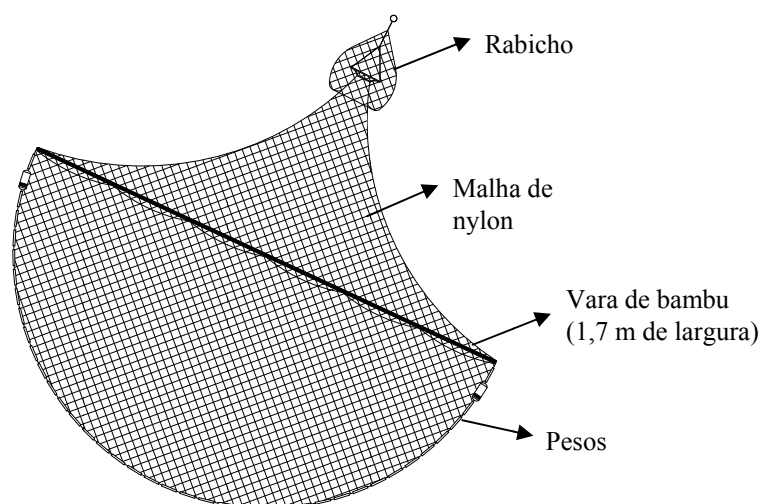
	MO	Média	Seleção	Finos (%)
<i>Macrofauna</i>				
N	0,30*	-0,16	0,28*	0,40
S	0,18	-0,21	0,23	0,23
J	-0,19	0,26*	-0,34*	-0,26*
<i>Meiofauna</i>				
N	0,32*	-0,19	0,26*	0,42
S	0,29*	-0,06	0,17	0,29*
J	-0,27*	0,23	-0,25	-0,13
<i>Nematoda</i>				
N	0,37*	-0,23	0,39	0,49
S	0,46	-0,17	0,33*	0,48
J	-0,01	0,06	-0,12	-0,16
IM	-0,09	0,09	-0,14	-0,11
1a	0,17	0,00	0,07	0,16
1b	0,03	0,05	-0,07	0,06
2a	-0,01	-0,13	0,11	0,20
2b	-0,06	-0,09	0,09	-0,16

Valores em negrito indicam diferenças significativas com p modificados para comparações múltiplas pelo ajuste de Bonferroni.

* Valores significativos com p não modificados pelo ajuste de Bonferroni ($p < 0,05$).

MO = Matéria orgânica; N – Número de indivíduos em log inds.m⁻² para macrofauna e inds.10 cm⁻² para meiofauna e Nematoda; S – número de espécies da macrofauna, número de grupos da meiofauna e número de gêneros de Nematoda; J – Equitatividade de Pielou; IM = índice de maturidade; 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = comedor de epítrato; 2b = omnívoros/predadores.

a



b



Figura 1. (a) Esquema da rede de arrasto berimbau utilizada no presente estudo, (b) Pescador utilizando 2 redes berimbau no Sistema Estuarino de Laguna.



Figura 2. Localização das áreas experimentais (vegetada e não vegetada) na Lagoa Santo Antônio, Laguna-SC.

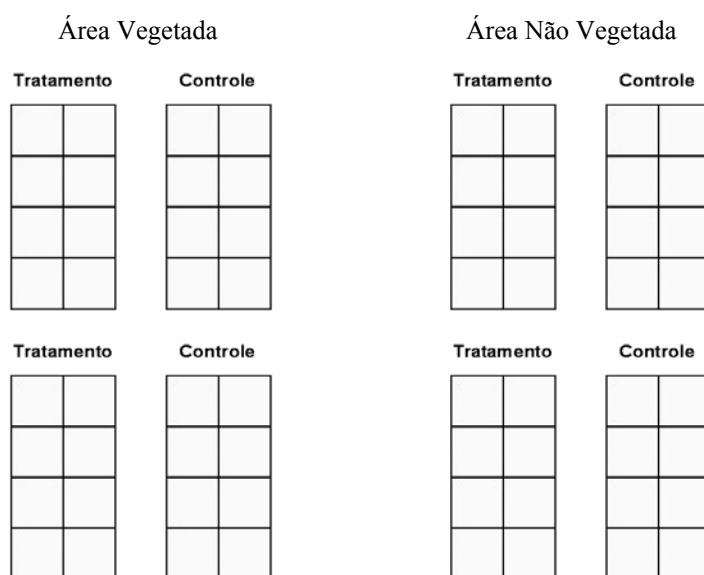


Figura 3. Esquema geral dos tratamentos de arrastos e controles em duas áreas (vegetada e não vegetada) e as quadrados onde foram efetuadas as amostras.

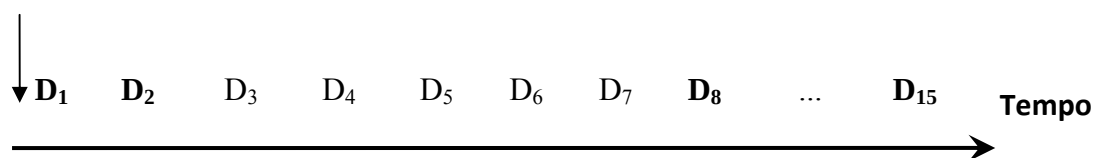


Figura 4. Dias de amostragens (em negrito) após a realização de 3 arrastos (↓) nos tratamentos de áreas vegetadas e não vegetadas, durante 15 dias de experimento.

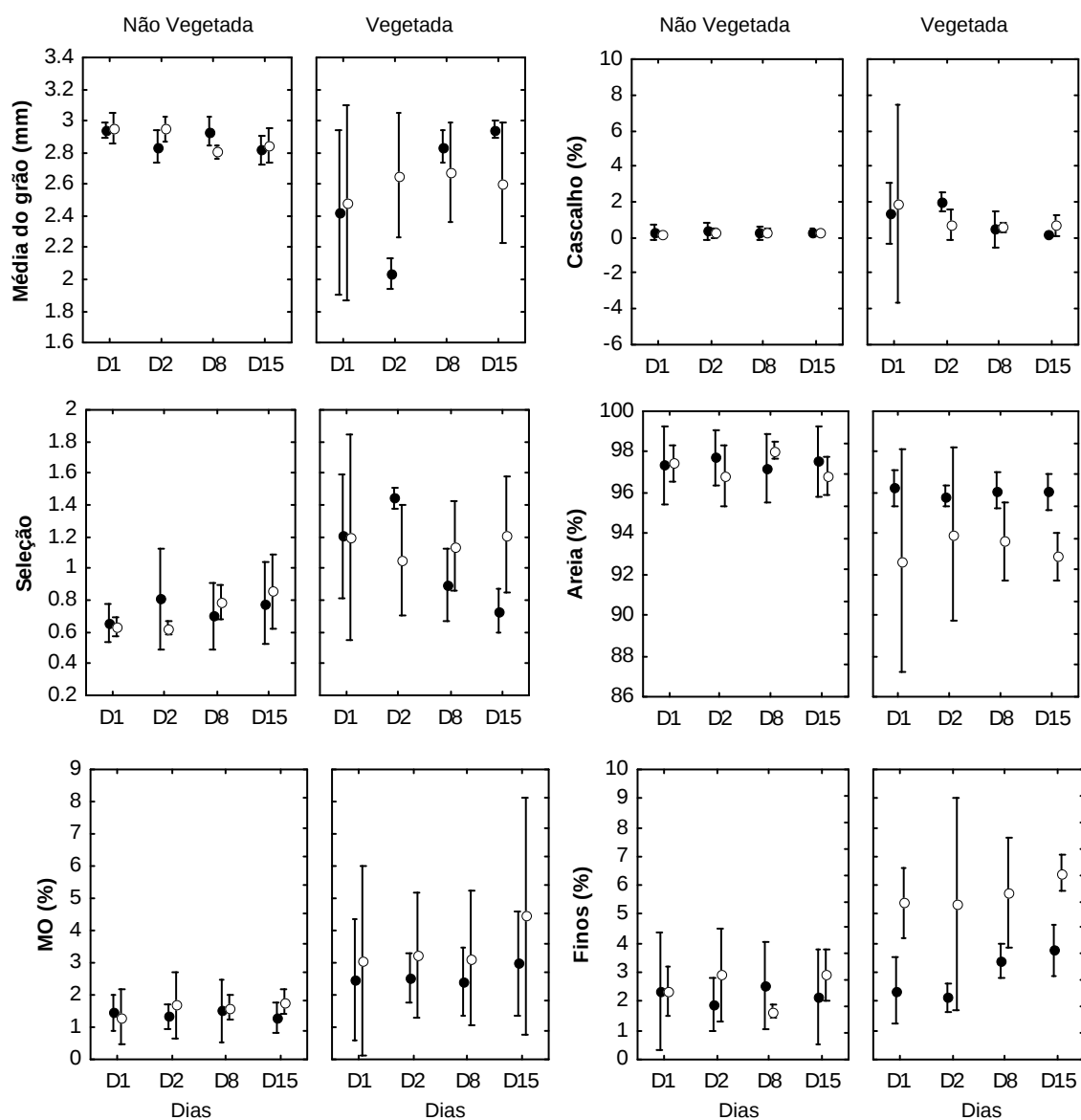


Figura 5. Tamanho médio e seleção do grão, porcentagens de cascalho, areia e finos (silte + argila) e matéria orgânica no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (média $\pm$ erro padrão).

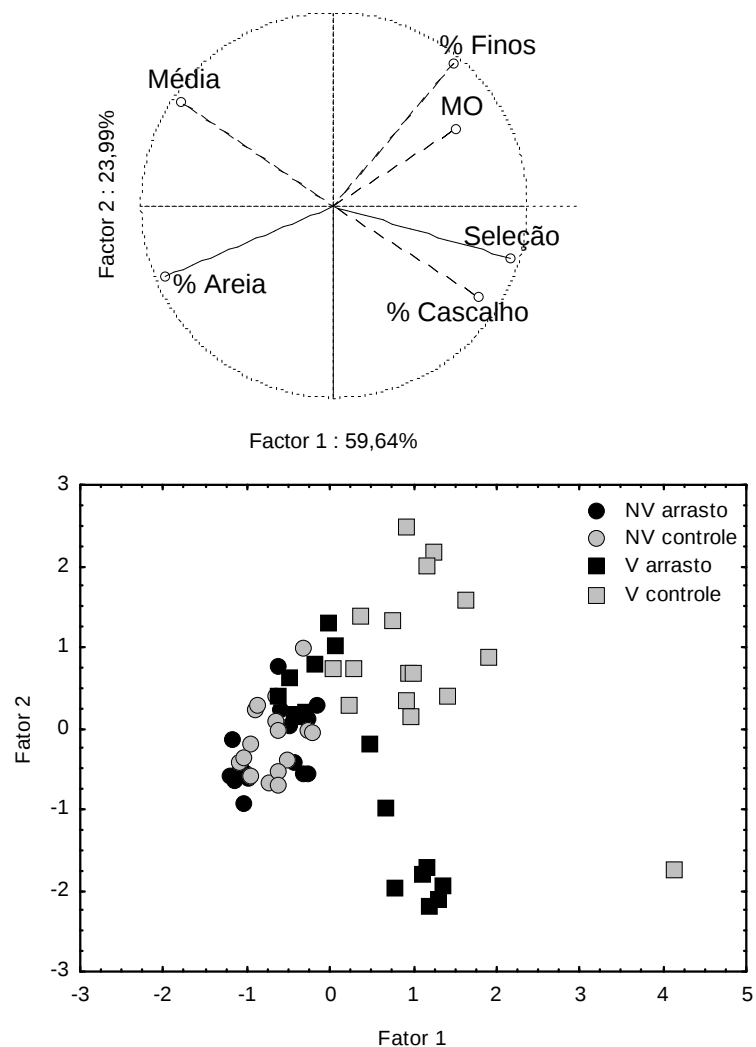


Figura 6. PCA das variáveis ambientais do tratamento arrasto e do controle realizados em áreas vegetadas e não vegetadas.

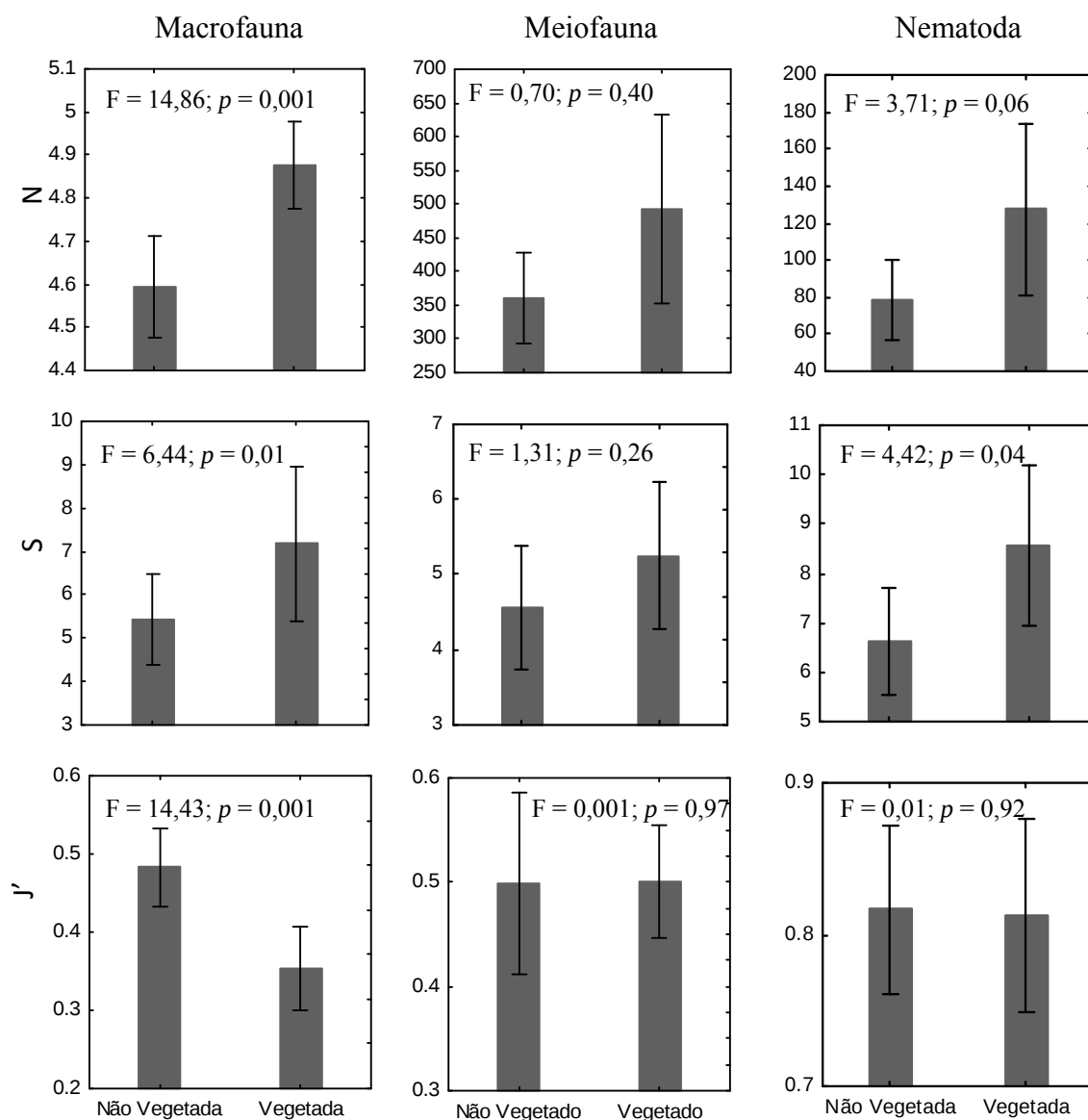


Figura 7. Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica das amostras controles em áreas vegetadas e não vegetadas (média $\pm$ erro padrão). N – Número de indivíduos em $\log \text{inds.m}^{-2}$ para macrofauna e inds.10 cm^{-2} para meiofauna e Nematoda; S – número de espécies da macrofauna, número de grupos da meiofauna e número de gêneros de Nematoda; J' - Equitatividade de Pielou.

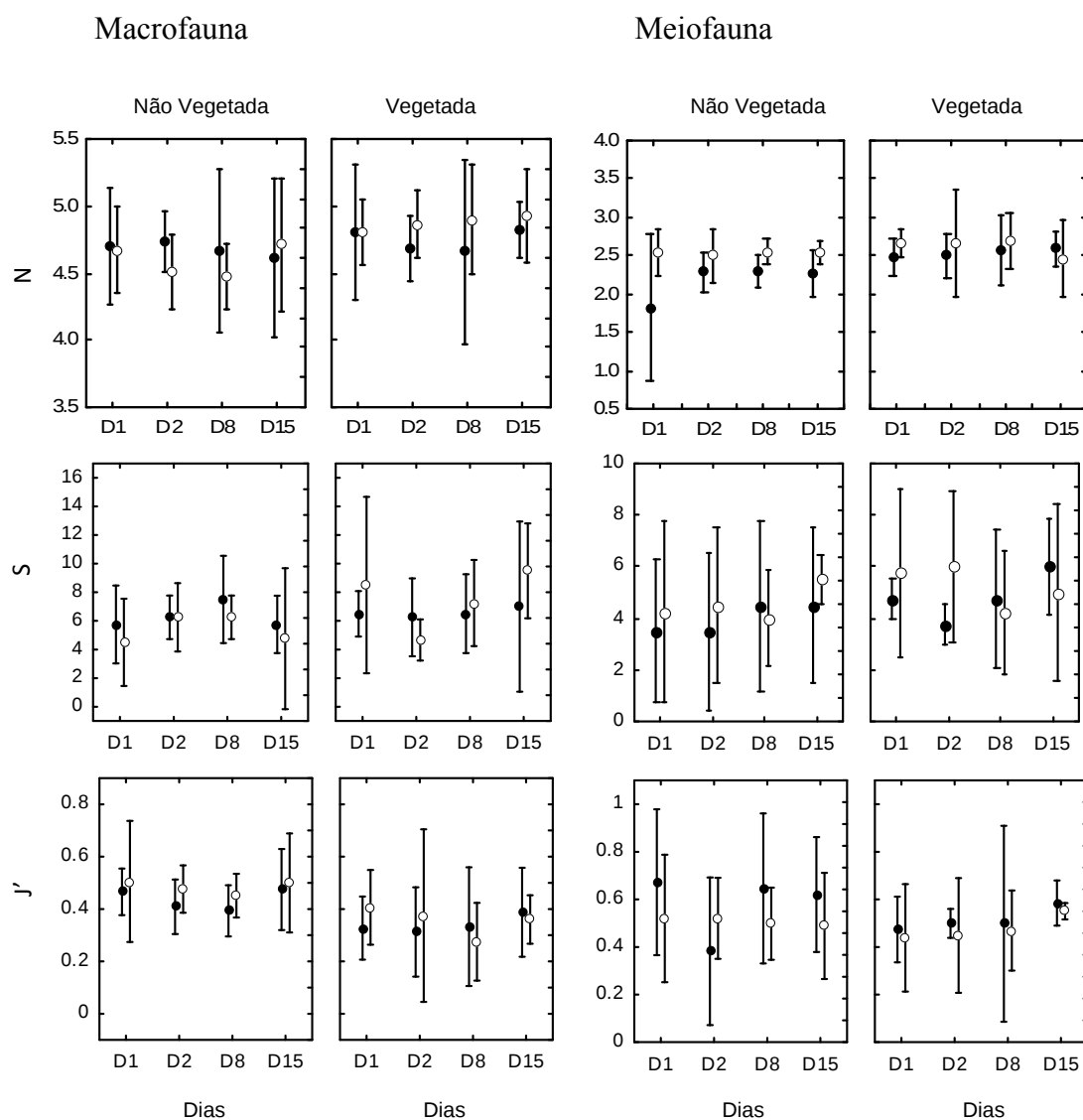


Figura 8. Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas, ao longo de 15 dias. N – Número de indivíduos em log inds.m⁻² para macrofauna e log inds.10 cm⁻² para meiofauna; S – número de espécies da macrofauna e número de grupos da meiofauna; J' - Equitatividade de Pielou.

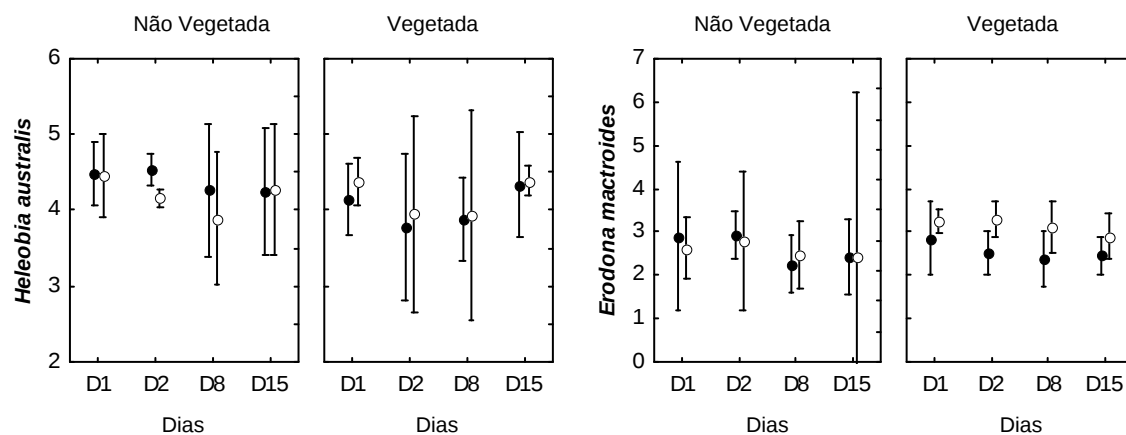


Figura 9. Densidade (log inds.m⁻²) de *Heleobia australis* e *Erodona mactroides* no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media ± erro padrão).

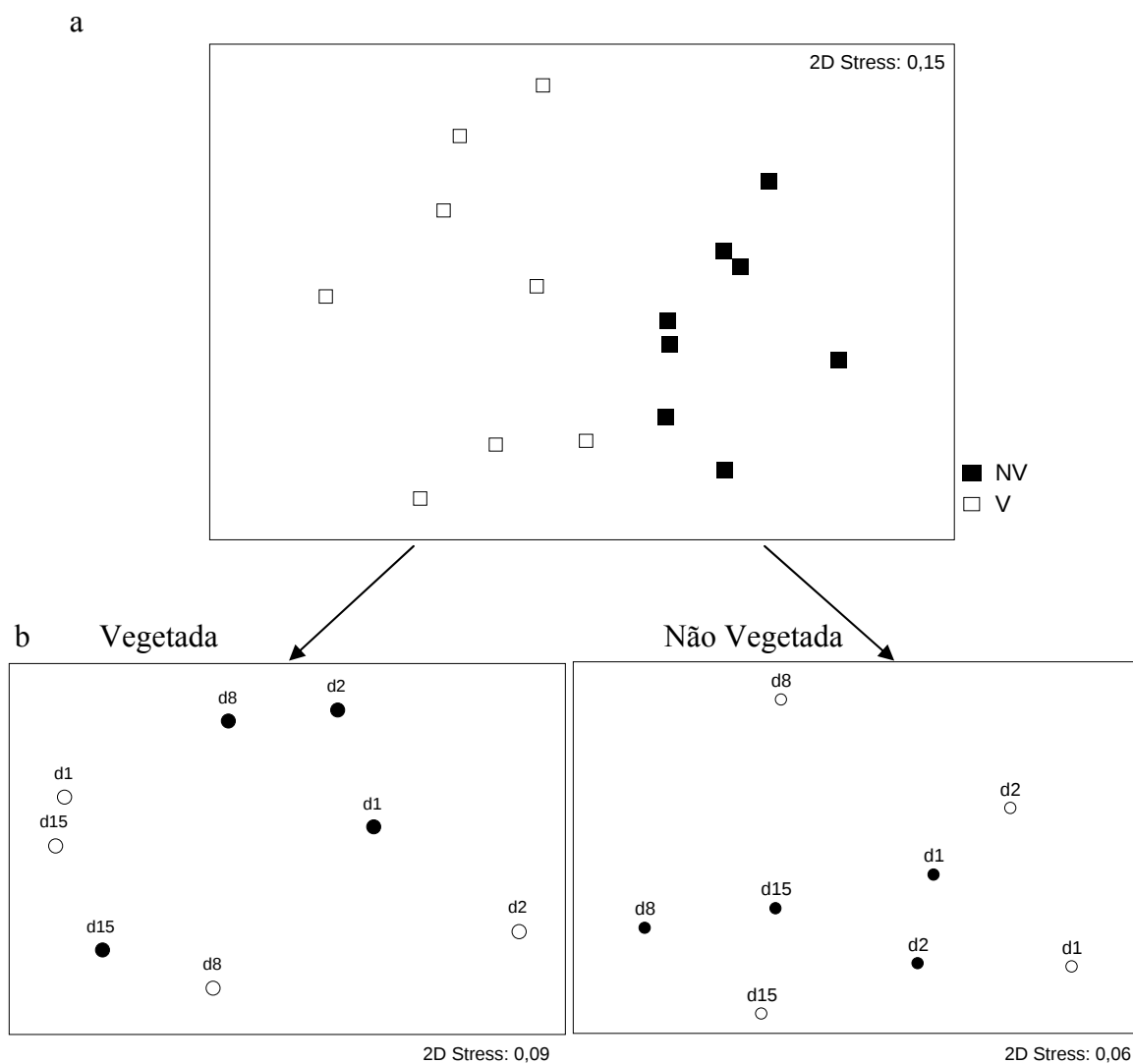


Figura 10. (a) Análise de Ordenação (MDS) da macrofauna bêntica de áreas vegetadas e não vegetadas e (b) do tratamento de arrasto (●) e no controle (○).

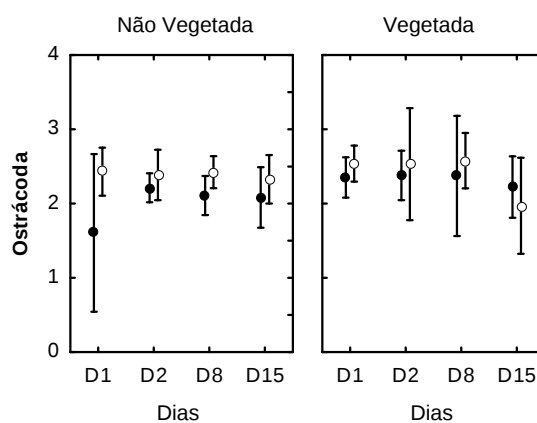


Figura 11. Densidade (log inds.10cm⁻²) de ostrácodes meiofaunais em tratamentos de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media ± erro padrão).

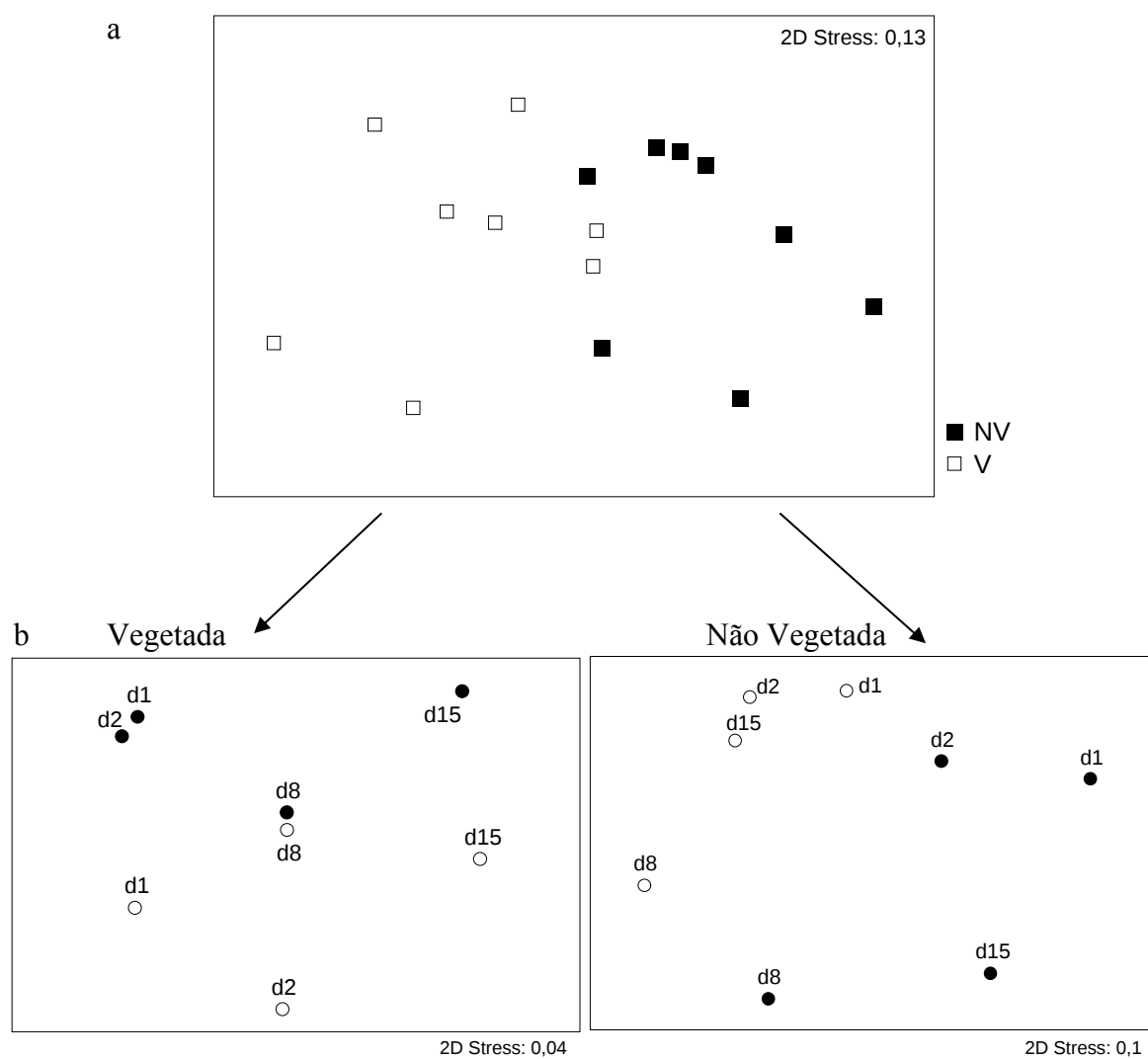


Figura 12. (a) Análise de Ordenação (MDS) da abundância da meiofauna de áreas vegetadas e não vegetadas e (b) do tratamento de arrasto (●) e controle (○).

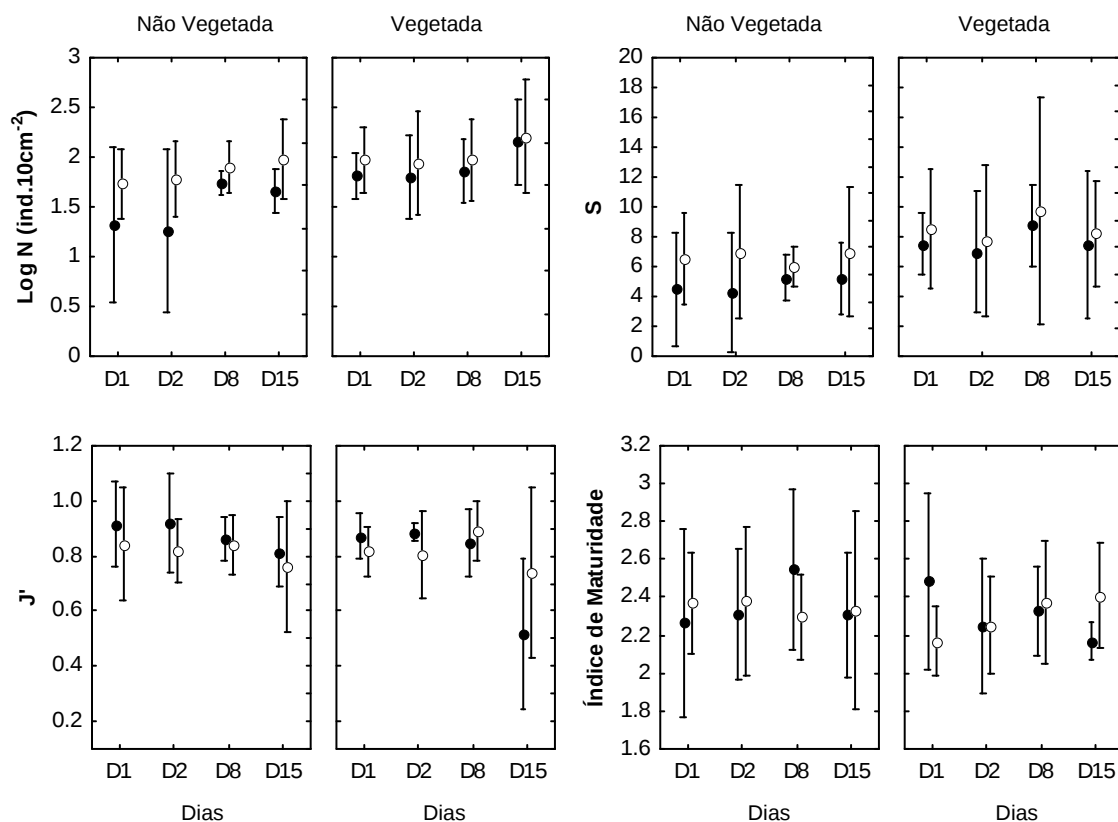


Figura 13. Densidade (N) de indivíduos de Nematoda, número de gêneros (S), Equitatividade de Pielou (J') e índice de maturidade (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas, ao longo de 15 dias.

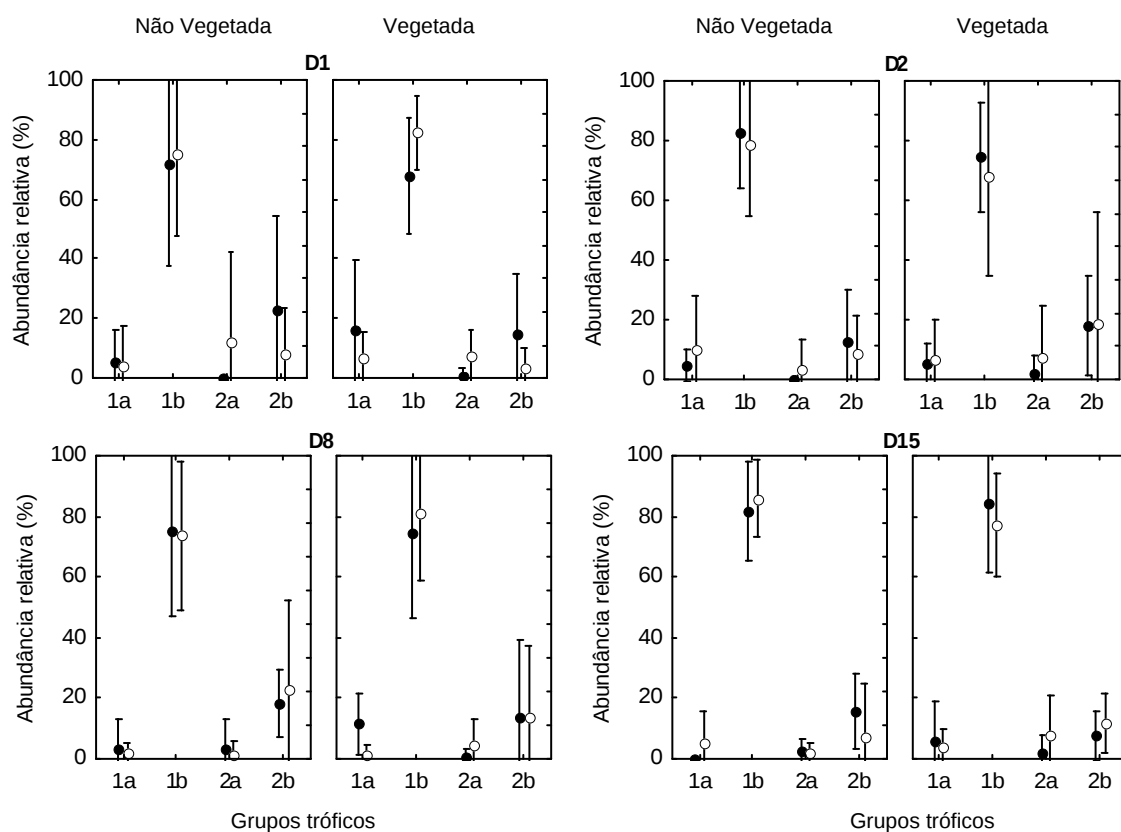


Figura 14. Abundância relativa dos grupos tróficos (Wieser, 1953) de Nematoda no tratamento de arrasto (•) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão). 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = formas que se alimentam no epistrato; 2b = omnívoros/predadores.

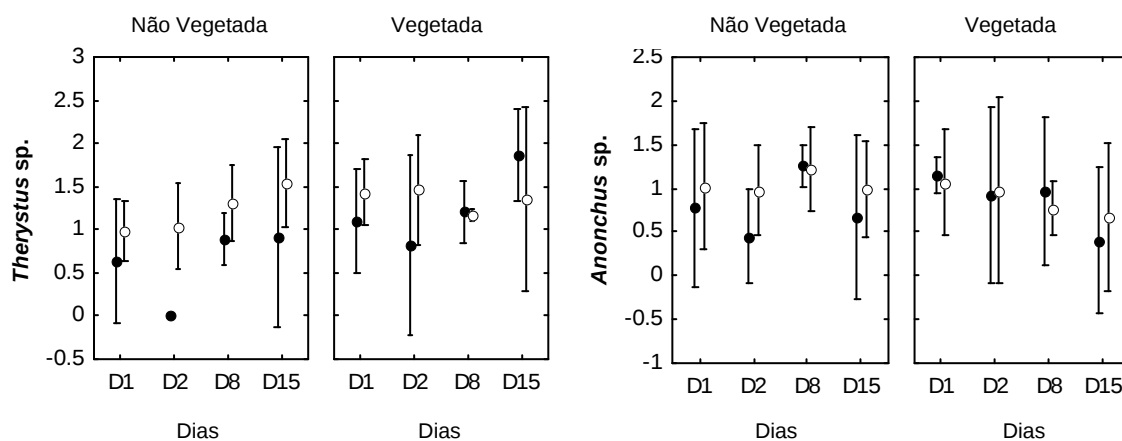


Figura 15. Densidade (log inds.10cm⁻²) de *Therystus sp.* e *Anonchus sp.* no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias (media ± erro padrão).

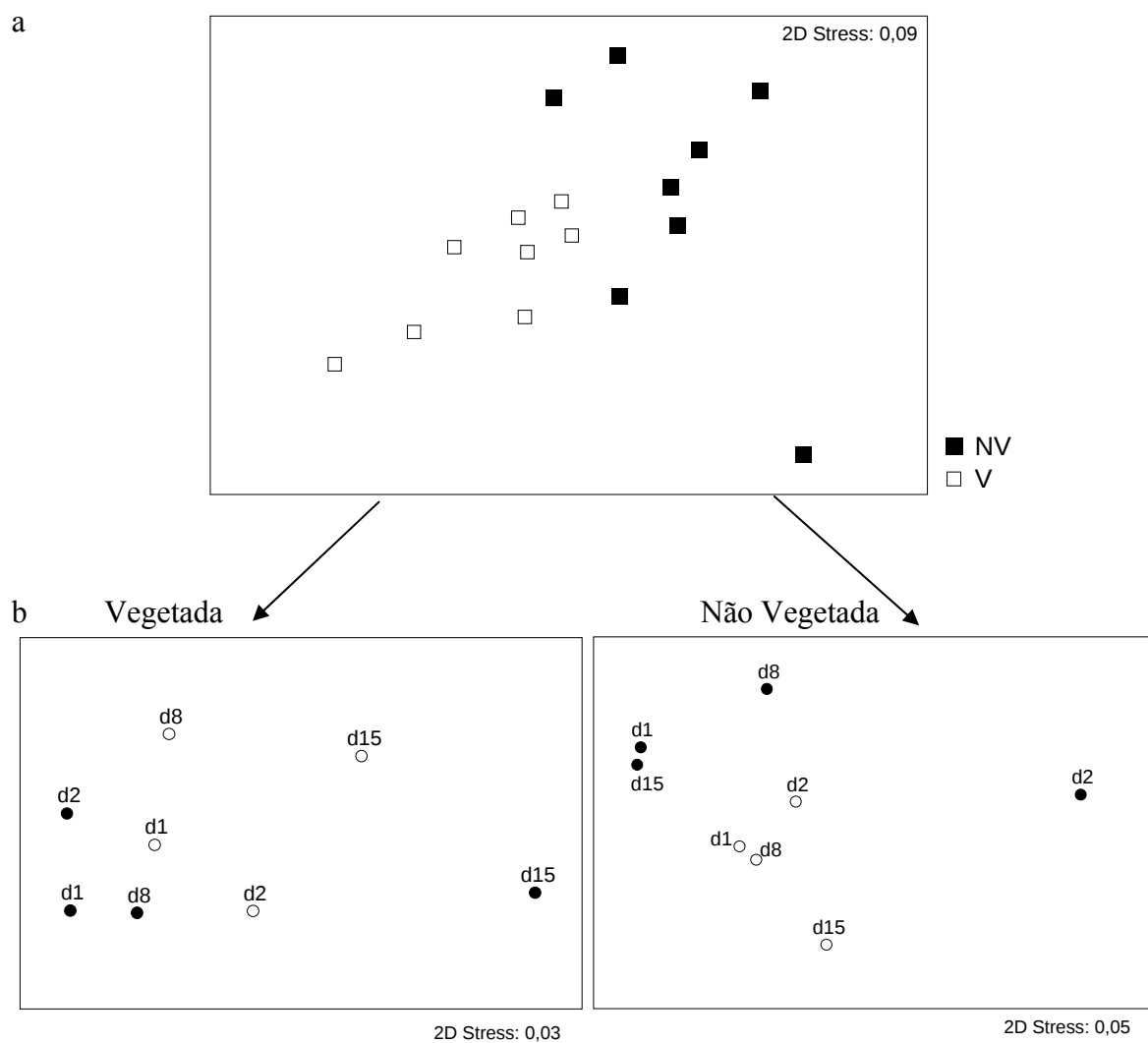


Figura 16. (a) Análise de Ordenação (MDS) da abundância de Nematoda de áreas vegetadas e não vegetadas e (b) do tratamento de arrasto (●) e controle (○).

ANEXO 1 – Organismos macrofaunais totais (0,032 m⁻²) encontrados nos tratamentos arrastos e controles em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias de experimento

	NVAd1	NVAd2	NVAd8	NVAd15	NVCd1	NVCd2	NVCd8	NVCd15	VAd1	VAd2	VAd8	VAd15	VCd1	VCd2	VCd8	VCd15
<i>Bathyporeia</i> <i>bisetosus</i>	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	2
<i>Amphitoe</i> <i>ramondi</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	1	2	3	6	6	0	5	6
<i>Nucula</i> <i>semiornata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callinectes</i> <i>sapidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Capitella</i> <i>sp</i>	11	6	17	8	3	4	19	5	2	2	5	0	5	0	0	9
<i>Cassostrea</i> <i>rizhophorae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Diastylis</i> <i>sp.</i>	0	0	3	2	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erodona</i> <i>mactroides</i>	32	33	5	8	19	26	8	5	33	12	11	10	61	48	51	31
<i>Glycinde</i> <i>multidens</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heleobia</i> <i>australis</i>	1096	1108	955	909	1084	459	359	955	512	343	306	890	833	304	716	796
<i>Heteromastus</i> <i>similis</i>	2	1	1	1	0	2	4	0	1	0	1	2	1	0	0	2
<i>Isolda</i> <i>sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1
Não identificados	1	0	0	2	3	2	1	0	1	0	1	2	2	0	1	3
<i>Kalliapseudus</i> <i>schubartti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Laeonereis</i> <i>acuta</i>	6	10	14	12	2	4	8	13	3	6	15	16	11	15	8	14
<i>Leiocapitella</i> <i>sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lucina</i> <i>pectinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Mediomastus</i> <i>sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melita</i> <i>mangrovi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	10	1	0	10	6
<i>Neanthes</i> <i>succinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
Nemertea	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	3	0	0	0
<i>Nephtys</i> <i>fluviatis</i>	5	9	8	10	5	5	8	5	2	6	4	9	6	3	4	8
Oligochaeta	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyprideis</i> <i>multidentata</i>	703	595	1003	693	477	581	570	954	1824	1228	1523	1226	1195	1366	1977	1974
<i>Sigambra</i> <i>grubii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0	2	0	0	1
<i>Sphaeromopsis</i> <i>mourei</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Tagelus</i> <i>plebeius</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	1	4	0	0	4
<i>Tanais</i> <i>stanfordi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0
<i>Tellina</i> <i>sp.</i>	3	0	1	0	0	1	1	2	1	0	0	1	5	0	0	4

NV = Não Vegetado; V = vegetado; A = tratamento Arrasto; C = Controle

ANEXO 2 – Organismos meiofaunais totais (0,0012 m⁻²) encontrados nos tratamentos arrastos e controles em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias de experimento

	NVAd1	NVAd2	NVAd8	NVAd15	NVCd1	NVCd2	NVCd8	NVCd15	VAd1	VAd2	VAd8	VAd15	VCd1	VCd2	VCd8	VCd15
Amphipoda	0	0	1	3	0	1	1	0	1	0	1	0	0	7	0	4
Copepoda	1	3	6	1	2	5	2	4	2	3	9	35	3	10	8	19
Crustacea indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Cumacea	0	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	1	0
Halacaridae	1	1	0	2	1	0	0	1	1	0	5	7	8	4	2	2
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0
Tanaidacea	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Nauplio Copepoda	0	0	2	0	0	0	1	0	7	2	1	12	1	5	2	3
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Olygochaeta	1	2	1	0	6	4	0	2	1	1	0	0	3	5	0	0
Ostracoda	107	211	171	172	371	333	345	291	299	329	415	242	455	587	533	153
Polychaeta	3	5	0	5	5	10	2	8	2	0	2	1	2	0	0	3
Tardigrada	1	0	1	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoda	36	36	68	59	73	84	105	135	84	87	95	203	127	129	134	251

NV = Não Vegetado; V = vegetado; A = tratamento Arrasto; C = Controle

ANEXO 3 – Total de Nematoda (0,0012 m⁻²) encontrado nos tratamentos arrastos e controles em áreas vegetadas e não vegetadas ao longo de 15 dias de experimento

	NVAd1	NVAd2	NVAd8	NVAd15	NVCd1	NVCd2	NVCd8	NVCd15	VAd1	VAd2	VAd8	VAd15	VCd1	VCd2	VCd8	VCd15
<i>Adoncholaimus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aegialolaimus</i>	0	2	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>Anonchus</i>	12	4	24	11	19	14	24	15	18	17	19	5	18	20	8	9
<i>Anoplastoma</i>	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Antomicron</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Ascolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Axonolaimus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bathylaimus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Belbolla</i>	2	0	0	6	5	2	4	6	10	4	6	2	9	8	10	17
<i>Catanema</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chromadorella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Chromadorina</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	2	5
<i>Chromadorita</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	0	3	0	2
<i>Cobbia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	7
<i>Cyartonema</i>	1	0	1	2	0	0	0	0	7	1	5	4	2	4	4	2
<i>Daptonema</i>	4	11	6	8	19	9	20	13	9	8	4	0	11	1	12	6
<i>Desmodora</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Dichromadora</i>	0	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	2	0	0	1	0
<i>Eurystomina</i>	0	2	14	0	5	4	8	7	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gairleanema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Innocuonema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
Não identificados	4	0	8	7	3	15	11	8	1	2	3	13	7	15	27	22
<i>Leptolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Linhomoeus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maryllynia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metadesmolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0
<i>Metalinhomoeus</i>	0	10	1	0	3	11	4	20	4	15	18	35	20	12	24	76
<i>Microlaimus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Neochromadora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oncholaimus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Oxystomina</i>	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0

ANEXO 3 - Continuação

	NVAd1	NVAd2	NVAd8	NVAd15	NVCd1	NVCd2	NVCd8	NVCd15	VAd1	VAd2	VAd8	VAd15	VCd1	VCd2	VCd8	VCd15
<i>Paracanthochus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paradesmodora</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parodontophora</i>	2	2	2	3	0	2	2	1	1	4	3	2	7	6	5	6
<i>Polygastrophora</i>	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sabatiera</i>	1	0	0	0	1	1	0	3	3	9	3	2	5	4	7	3
<i>Siphonolaimus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	5	22
<i>Talassomonhystera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
<i>Terschillinguia</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	5	4	7	1	2	3	3	3
<i>Theristus</i>	6	0	9	17	12	15	29	51	21	15	21	113	37	47	17	66
<i>Tylenchida</i>	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Tylenchida Sp.2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Viscosia</i>	0	0	0	0	1	2	2	0	1	6	1	1	1	0	0	1

NV = Não Vegetado; V = vegetado; A = tratamento Arrasto; C = Controle

Capítulo 2

INFLUÊNCIA DA PESCA DE ARRASTO ARTESANAL SOBRE AS COMUNIDADES BÊNTICAS DE FUNDOS SUBLITORAIS ARENOSOS E LAMOSOS

2.1. INTRODUÇÃO

Os estudos que avaliaram o impacto da pesca de arrasto sobre as comunidades bênticas têm sugerido que a resposta varia dependendo da natureza física do fundo arrastado (ver revisões de Jennings & Kaiser 1998 e Kaiser *et al.* 2002, Sanchez *et al.* 2000). De modo geral, a passagem de arrastos em regiões sublitorais re-suspende o sedimento, podendo retirar parte da fração de silte-argila e aumentar a proporção de frações arenosas (Dernie *et al.* 2003, De Biasi 2004, Lampadariou *et al.* 2005).

Como consequência, as comunidades bênticas associadas aos sedimentos são igualmente alteradas (Jennings & Kaiser 1998, Hily *et al.* 2008). O arrasto também pode, diretamente, causar a remoção ou mortalidade dos organismos (BurrIDGE *et al.* 2003, Revill & Jennings 2005) e aumentar a presença de necrófagos (Jennings & Kaiser 1998) e predadores que se beneficiam das presas danificadas (Eriksson *et al.* 2005).

As comunidades bênticas de ambientes arenosos, adaptadas a sobreviver sob freqüentes distúrbios naturais, pode não demonstrar alteração ou se recuperar mais rapidamente do que a comunidade de ambientes lamosos, que se encontra sob baixa energia hidrodinâmica e, por consequência, em sedimentos mais estáveis (Schratzberger & Warwick 1998, Schratzberger & Warwick 1999, Pranovi *et al.* 2000, Collie *et al.* 2000). Dessa forma, é esperado um maior efeito do arrasto sobre a comunidade bêntica de ambientes lamosos (Kaiser *et al.* 1998).

A maioria dos estudos realizados trata de arrastos de escala industrial em plataformas continentais. Ainda que a pesca artesanal seja responsável por cerca de 50% da captura pesqueira mundial (FAO 2007) e os estuários os principais alvos dessa atividade (Blaber *et al.* 2000), pouco se sabe a respeito dos seus efeitos sobre a fauna bêntica. Angonesi (2005), estudando o efeito da passagem da rede do tipo berimbau não

detectou efeitos significativos sobre a macrofauna em uma laguna do sul do Brasil. Novos experimentos avaliando o impacto do arrasto com essa mesma rede, tanto na macrofauna quanto na meiofauna de áreas vegetadas e não vegetadas (Capítulo1), detectaram pequenas alterações: - em áreas não vegetadas, as densidades de alguns organismos dominantes foram alteradas 24 hs após o início do experimento; - na área vegetada, os Nematoda apresentaram modificação em alguns descritores univariados 1 semana após os arrastos experimentais. Ainda assim, o arrasto não pareceu modificar a estrutura da comunidade nestes locais.

Neste estudo, objetiva-se avaliar experimentalmente o efeito da pesca de arrasto com a rede do tipo berimbau sobre a estrutura da comunidade benthica em ambientes lamosos e arenosos. Flutuações temporais de curto-prazo da estrutura da meiofauna, em particular dos Nematoda, e da macrofauna em áreas perturbadas por arrastos são comparadas com áreas controles. As hipóteses do trabalho são: 1) Os arrastos com a rede berimbau em ambientes lamosos e arenosos afetam principalmente organismos epifaunais e subsuperficiais; 2) As associações da macro e meiofauna, especialmente Nematoda, respondem de modo diferente às essas perturbações e 3) A estrutura benthica do ambiente lamoso é mais prejudicada pela passagem do arrasto.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. A rede de arrasto berimbau

Descrição detalhada e imagem da rede são encontradas no Capítulo 1. A rede berimbau utilizada no presente estudo foi cedida pela polícia ambiental do município de Laguna, SC. A rede media 1,7 m de largura de haste e pesava 2 kg no total.

2.2.2. Área de estudo

Os experimentos com arrastos foram realizados na Lagoa Santo Antônio, no Sistema estuarino de Laguna - SC, em fundos sublitorais rasos arenosos (S 28°29'29'' W 48°47'40'') e lamosos (S 28°28'19'' W 48°51'06'') (Fig. 1). Maiores detalhes sobre a área de estudo são encontrados no Capítulo 1.

2.2.3. Delineamento experimental

O experimento foi realizado em março/abril de 2006, época de safra do camarão, em ambientes com sedimentos arenosos e lamosos. O delineamento experimental foi realizado do mesmo modo que o descrito para o Capítulo 1, sendo os pontos distribuídos nos distintos tipos de sedimentos (Fig. 2).

2.2.4. Amostragem e processamento das amostras

Foram coletadas amostras para análises da macrofauna, meiofauna e de sedimento para determinação dos teores de matéria orgânica, umidade relativa e granulometria. As amostragens foram realizadas imediatamente após o arrasto (D₁), 24 h depois (D₂), 8 dias depois (D₈) e 15 dias após o arrasto (D₁₅). Amostras de meiofauna foram retiradas com um

amostrador plástico (2 cm de diâmetro e profundidade de 5 cm) e divididas em estratos de 0-2 cm (superior) e 2-5 cm (inferior). Amostragem da macrofauna e parâmetros abióticos, bem como o processamento das amostras, estão descritas no Capítulo 1. No presente estudo, o teor de umidade do sedimento também foi determinado através da pesagem e secagem em estufa a 60° C.

2.2.5. Análise dos dados

Para testar diferenças nos dados derivados da fauna bêntica e variáveis abióticas entre os ambientes (arenoso e lamoso) e entre tratamento de arrasto e controle ao longo do período do experimento, foram utilizadas técnicas univariadas paramétricas e multivariadas não paramétricas (Clarke e Warwick 1994).

Para os componentes da fauna bêntica (macrofauna, meiofauna e Nematoda), medidas univariadas incluíram número de táxons (S; espécies para a macrofauna; grupos para meiofauna e gêneros para Nematoda), densidade (N) e diversidade de Shannon-Wiener ($H' - \log_2$). Para os Nematoda, além das medidas citadas, o índice de maturidade (IM) derivado de suas estratégia de vida, foi calculado para cada amostra de acordo com Bongers (1990) e Bongers *et al* (1991; 1995). Na aplicação do IM, os Nematoda são classificados ao longo de uma escala (denominada cp) de 1-5, como colonizadores (ciclo de vida curto, altas táxonss reprodutivas, alta habilidade de colonização e tolerância a distúrbios) equivalendo a escala 1 e persistentes (ciclo de vida longo, baixa habilidade de colonização, baixo número de descendentes e sensíveis a distúrbios) equivalendo a escala 5. Os Nematoda também foram classificados de acordo com os grupos tróficos segundo Wieser (1953). Nesta classificação, os organismos são ordenados de acordo com a morfologia bucal em: - 1A, os detritívoros

seletivos; - 1B, os detritívoros não seletivos; - 2A, formas que se alimentam no epistrato; - 2B, os predadores ou onívoros. O sedimento foi caracterizado pelo tamanho médio do grão, seleção, frações de areia e finos (silte-argila), teores de umidade e matéria orgânica.

Diferenças nos descritores univariados entre tratamento de arrasto e o controle, em cada período amostral, para cada área, foram testadas através de uma série de análises de variância (ANOVA) unifatorial. Anova multifatorial não foi considerada apropriada, já que o período amostral deve ser considerado separadamente para observar quando houve e se houve efeito do arrasto e recolonização da fauna bêntica. Além disso, os dias não são fatores independentes já que se supõe que as respostas serão modificadas ao longo do tempo (Johnson *et al.* 2007). Testes de Cochran foram aplicados para homogeneidade das variâncias e os dados foram transformados em $\log(x+1)$ quando necessários.

A influência do arrasto na distribuição vertical dos descritores univariados da meiofauna e Nematoda foi analisada usando ANOVA bifatorial em cada período amostral, com tratamento/controle e estratos (0-2 e 2-5 cm) como fatores fixos. Como os estratos do sedimento não são independentes, foi construído um desenho do tipo “split-plot” com as réplicas dos estratos aninhadas dentro dos tratamentos. Foram testados a homocedasticidade das variâncias e os dados foram transformados quando necessário. Testes de comparação múltipla de Tukey foram utilizados quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0,05$).

Variáveis ambientais foram ordenadas através da análise de componentes principais (PCA), usando-se uma matriz de correlação. Entre as variáveis utilizadas estiveram o tamanho médio e seleção do grão, frações, areia, finos, umidade e matéria orgânica.

Matrizes de similaridade foram construídas utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis a partir dos dados da fauna bêntica (transformados em $\log x+1$). Os dados foram ordenados e plotados através da análise de proximidade (MDS, *Multi-dimensional Scaling*) e a diferença dos dados da fauna entre os tratamentos em cada período amostral foi testada através da análise não paramétrica ANOSIM (Clarke e Green 1988). A contribuição relativa de cada espécie para a dissimilaridade entre áreas e entre tratamento e controle no período amostrado foi determinada através da análise SIMPER.

As relações entre os índices univariados da fauna bêntica e as variáveis ambientais foram avaliadas através da correlação de Spearman, com o nível de significância corrigido pelo ajuste de Bonferroni (mais detalhes ver Capítulo 1). A análise BIO-ENV foi utilizada para determinar as possíveis relações entre a estrutura multivariada da comunidade e combinações de variáveis ambientais (Clarke e Ainsworth 1993), definindo assim o conjunto de variáveis que melhor explicam a estrutura da fauna.

Para a realização das análises estatísticas foram utilizados os aplicativos STATISTICA v.7 e PRIMER v.6 e, para o processamento dos dados das análises granulométricas, o SysGran v.3.0.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Variáveis ambientais

Valores de temperatura variaram entre 23,1°C e 27,2°C, salinidade entre 13,7 e 24,4 e profundidade de 0,4 a 1 m durante o período experimental. O ambiente lamoso

apresentou maiores valores de temperatura e profundidade enquanto que os maiores valores de salinidade foram encontrados no ambiente arenoso.

Os sedimentos das amostras controles do ambiente arenoso foram caracterizados por areia fina, moderadamente selecionada, com valores de matéria orgânica entre 0,7% e 1,9% e teores de finos entre 0,8% a 2%. O ambiente denominado lamoso foi caracterizado por areia fina a muito fina, valores de matéria orgânica variando entre 3,5% e 8,6% e teores de finos entre 23% a 43%. Seleção do grão e porcentagem de areia foram significativamente maiores na área com sedimentos arenosos ($p < 0,05$). Já o ambiente lamoso apresentou maiores valores significativos ($p < 0,05$) para porcentagens de matéria orgânica, umidade e finos (silte-argila).

Diferenças significativas nas características do sedimento entre o tratamento arrasto e controle foram encontradas nos dois locais estudados. No ambiente arenoso, o teor de umidade do sedimento arrastado foi significativamente menor que o controle no D8 ($p < 0,001$; Fig. 3). Já no ambiente lamoso, tanto os teores de matéria orgânica quanto a umidade do sedimento arrastado foram significativamente menores do que no controle no D2 ($p < 0,05$). Além disso, o tamanho médio do grão da área arrastada do ambiente lamoso foi significativamente maior no D8 ($p < 0,05$; Fig. 3).

A análise de componentes principais (PCA) dos dados abióticos mostrou uma separação entre os ambientes arenosos e lamosos, principalmente no fator 1 (Fig. 4). Fatores 1 e 2 foram responsáveis por 96,9% da variabilidade total. Tamanho médio e seleção do grão, porcentagem de finos, matéria orgânica e teor de umidade foram associados ao ambiente lamoso, enquanto que a porcentagem de areia foi associada ao ambiente arenoso. Não foi possível observar uma separação entre o tratamento e o controle nos distintos ambientes (Fig. 4).

2.3.2. Macrofauna

Foram identificados 26 táxons macrobênticos com densidades variando entre 0 e 156.538 inds.m⁻². O gastrópode *Heleobia australis* dominou a macrofauna do ambiente arenoso (representando 59% dos indivíduos encontrados), seguido pelo ostrácode *Cyprideis multidentata* (32%). No ambiente lamoso, os poliquetas *Heteromastus similis* (32%) e *Nephtys fluviatis* (21%) e oligoquetas (13%), representaram juntos 66% dos indivíduos encontrados. A listagem dos organismos macrofaunais e suas abundâncias são encontradas no Anexo 1. Tanto a densidade quanto a riqueza da macrofauna das amostras controle foram significativamente maiores no ambiente arenoso do que no lamoso. Já a diversidade de Shannon-Wiener não diferiu significativamente (Fig. 5).

Não foram detectadas diferenças significativas nas medidas univariadas da macrofauna entre o tratamento de arrasto e controle em cada um dos períodos amostrais analisados (Fig. 6; Tab. 1). O arrasto também não alterou significativamente a densidade dos organismos numericamente dominantes (Fig. 7).

A análise de proximidade (MDS) mostrou uma clara separação das associações macrobênticas (controle) entre os ambientes arenosos e lamosos (Fig. 8a). A significância dessa diferença foi confirmada pelo teste ANOSIM (Tab. 2). Através da análise de SIMPER pode-se observar que elevada abundância de *H. australis*, *C. multidentata* e do poliqueta *Laeonereis acuta* no ambiente arenoso foram responsáveis por 66% da dissimilaridade observada entre os ambientes. Entretanto, as análises multivariadas não detectaram nenhuma diferença na estrutura da macrofauna entre o arrasto e o controle ao longo do período estudado (Tab. 2; Fig. 8b). O MDS apenas detectou uma separação do D15 do restante dos dias, possivelmente resultante de uma menor densidade de organismos registrado nesse dia.

2.3.3. Meiofauna

Os índices univariados da meiofauna diferiram significativamente entre os distintos ambientes. Enquanto a densidade foi maior no ambiente lamoso, a riqueza e diversidade foram maiores no ambiente arenoso (Fig. 5).

Quatorze táxons meiofaunais com densidades entre 13 e 6.435 inds.10 cm⁻², foram registrados no experimento. No ambiente arenoso foram registrados 12 táxons, sendo Cumacea, Tanaidacea e Tardigrada exclusivos desse local. Ostracoda foi o táxons mais abundante, representando 49% dos organismos encontrados nesse ambiente, seguido pelo Nematoda, com 30%. Já no ambiente lamoso, 11 táxons foram encontrados, com Isopoda e Kinorhyncha sendo os táxons exclusivos. Nesse ambiente, os Nematoda amplamente dominaram as amostras, com 94% dos organismos registrados, enquanto que Copepoda, o segundo grupo em abundância, representou 3% dos organismos encontrados. Sobre a distribuição vertical em cada local, diferenças nas medidas univariadas da meiofauna entre os estratos foram mais evidentes no ambiente arenoso, com valores significativamente maiores no estrato superior para todos os índices analisados (Tab. 3). A listagem dos organismos meiofaunais e suas abundâncias são encontradas no Anexo 2.

O efeito do arrasto na meiofauna (5 cm totais) foi detectado em ambos os ambientes. No ambiente lamoso, a diversidade da área arrastada foi reduzida no D2, enquanto que no ambiente arenoso, a riqueza reduziu significativamente na área arrastada nos D2 e D8. No ambiente arenoso, foi ainda possível observar uma ampla variabilidade dos dados de diversidade na área arrastada no D2. A densidade dos organismos, entretanto, não diferiu significativamente entre o tratamento e o controle em nenhum dos ambientes

(Tab. 1, Fig. 6). Quanto aos organismos numericamente abundantes, nenhum efeito do arrasto foi observado em suas densidades (Fig. 9).

Com relação ao efeito na distribuição vertical dos organismos meiofaunais, também foi possível observar respostas em ambos os ambientes estudados. No ambiente lamoso, a diversidade foi significativamente menor no estrato superior da área arrastada, não diferindo do estrato inferior no D2. Já no ambiente arenoso, ainda no D2, a densidade de organismos e a riqueza foram significativamente menores na área arrastada, porém a riqueza apresentou redução significativa apenas do estrato superior. No D8, os valores destes índices já não diferiram do controle. No entanto, no estrato superior as diferenças significativas persistiram (Tab. 3).

A análise multivariada dos dados da meiofauna das amostras-controle também mostrou uma nítida e significativa separação entre os ambientes arenosos e lamosos, conforme o MDS e ANOSIM (Fig. 10a, Tab. 2). Através da análise de SIMPER foi possível observar que variações na abundância de ostrácodes e juvenis do gastrópode *H. australis*, mais abundantes no ambiente arenoso, e Nematoda, mais abundante no ambiente lamoso, foram responsáveis por mais de 55% da dissimilaridade entre as áreas. Apesar do MDS ter mostrado uma separação do tratamento arrasto no D2 do ambiente arenoso, as diferenças para os dados dos estratos integrados e separados (inferior e superior) durante o período amostral entre o tratamento e o controle não foram significativas em nenhuma área estudada (Fig. 10b, Tab. 2).

2.3.4. Nematoda

Um total de 30 gêneros de Nematoda pertencentes a 16 famílias foi encontrado durante o experimento. No ambiente arenoso, foram registrados 27 gêneros e *Viscosia*

(16%), *Oncholaimellus* (14%) e *Gomphonema* (12%) (Oncholaimidae, Oncholaimidae e Ethmolaimidae, respectivamente) foram os numericamente dominantes. *Gomphonema* também foi o gênero mais freqüente, encontrado em 94% das amostras, seguido pelo *Anonchus* (Leptolaimidae) (90%), *Oncholaimellus* e *Theristus* (Xyalidae) (ambos com 87%). *Viscosia* apareceu em 84% das amostras. Já no ambiente lamoso, 24 gêneros foram registrados e os dominantes foram *Gomphonema*, *Sabatieria* (Comesomatidae) e *Anonchus*, contribuindo com 81%, 6% e 4% dos Nematoda encontrados. Esses gêneros também foram os mais freqüentes, *Gomphonema* apareceu em 100% das amostras, enquanto que *Sabatieria* e *Anonchus*, juntamente com *Parodontophora* (Axonolaimidae), foram registrados em 97% das amostras. A listagem dos Nematoda e suas abundâncias são encontradas no Anexo 3.

De acordo com as análises das amostras-controle, a densidade de Nematoda foi significativamente maior no ambiente lamoso, enquanto que a diversidade foi maior no ambiente arenoso. A riqueza não diferiu significativamente (Fig. 5). Já sobre a distribuição vertical dos Nematoda, o ambiente arenoso também apresentou os maiores valores de densidade, riqueza e diversidade no estrato superior na maioria dos dias amostrados. No ambiente lamoso ficou mais evidente a maior densidade, no estrato superior, de Nematoda que se alimentam no epistrato (2A; Tab. 4).

Os resultados das análises de variância entre o tratamento e controle não detectaram diferenças significativas para os descritores de Nematoda no ambiente arenoso. Já no lamoso foram detectadas diferenças significativas no D2 (Tab. 5). Nesse dia, a diversidade dos Nematoda e a densidade dos detritívoros não seletivos (1B) foram significativamente menores no tratamento arrasto. Ainda no D2, áreas arrastadas exibiram valores significativamente maiores do índice de maturidade e densidade de

predadores/onívoros (2B) do que nos controles (Tab. 5, Fig. 11, Fig. 12). Quanto ao efeito do arrasto na densidade dos organismos numericamente dominantes, não foi observado nenhuma alteração significativa em nenhum dos ambientes analisados (Fig. 13).

Já sobre o efeito do arrasto na distribuição vertical de Nematoda, foram observados resultados significativos em vários índices, principalmente no ambiente lamoso. Neste ambiente, logo após o arrasto (D1), a densidade dos detritívoros seletivos (1A) diminuiu em ambos os estratos. No D2, a diversidade de Nematoda e a densidade de detritívoros não seletivos (1B) foram menores e o índice de maturidade e densidade de predadores (2B) foram maiores em ambos os estratos na área arrastada (Tab. 4). No ambiente arenoso, vinte e quatro horas após o início do experimento (D2), foi registrado um aumento na densidade de predadores/onívoros (2B) no estrato superior da área arrastada (Tab. 4).

O MDS e a ANOSIM realizados com os dados de abundância de Nematoda mostraram clara distinção entre os ambientes lamosos e arenosos (Fig. 14a, Tab.2). *Gomphonema*, *Sabatieria*, *Microlaimus*, *Parodontophora* e *Anonchus*, gêneros abundantes do ambiente lamoso, foram responsáveis por 57% da dissimilaridade observadas entre as áreas. Os resultados da ANOSIM falharam em detectar alterações significativas entre o tratamento e o controle, com estratos integrados ou separados, ao longo do período estudado (Fig. 14b, Tab. 2)

2.3.5. Relação entre variáveis ambientais e comunidade bêntica

Os resultados das análises de correlações de Spearman revelaram relações significativas entre os componentes da fauna e as variáveis ambientais. Com exceção do

tamanho médio do grão, todas as variáveis envolvidas apresentaram altos valores de correlação. A macrofauna foi o componente bêntico que mostrou mais altos valores de correlação, sendo negativamente correlacionada com a maioria das variáveis analisadas. As maiores correlações positivas foram registradas entre as densidades de meiofauna e Nematoda com a seleção do grão (0,679) e teor de umidade (0,666), respectivamente (Tab. 6).

A inter-relação entre a estrutura multivariada da comunidade bêntica e combinações dos dados ambientais foi examinada pelo BIO-ENV. A maior correlação (0,68) também foi encontrada para a macrofauna. Porcentagens de matéria orgânica e finos, além do tamanho médio do grão, foram as variáveis que melhor explicaram as variações na estrutura da fauna.

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. Ambiente lamoso e arenoso

É de amplo conhecimento que a distribuição em grande escala dos organismos bênticos estuarinos é relacionada às variáveis ambientais, tais como salinidade, granulometria do sedimento, matéria orgânica, profundidade, entre outros (Coull 1988; 1999, Little 2000, Gray *et al.* 2006, Barros *et al.* 2008). Essas variáveis são determinadas principalmente por condições hidrodinâmicas que atuam no estuário (Bemvenuti & Netto 1998, Le Hir *et al.* 2007). Ambos os ambientes estudados no presente trabalho possuem condições ambientais bastantes características, com o ambiente lamoso, localizado próximo à margem, num local de baixa hidrodinâmica,

apresentando valores significativamente maiores de frações de finos, teor de umidade e matéria orgânica quando comparado ao ambiente arenoso. O arenoso, localizado numa área sob maior influência do canal de acesso da laguna, foi caracterizado por sedimentos com maiores valores de fração de areia e seleção do grão.

A macrofauna do ambiente lamoso foi caracterizada pelo baixo valor de densidade total de organismos e pela dominância de organismos detritívoros como os poliquetas *H. similis* e *N. fluviatis* e os oligoquetas, que são organismos típicos de ambientes de baixa energia hidrodinâmica e enriquecidos organicamente (Bemvenuti 1987, Amaral *et al.* 1998, Giménez *et al.* 2006). A baixa densidade encontrada nesse ambiente possivelmente ocorreu porque o sedimento lamoso restringe a presença de organismos filtradores e/ou a disponibilização de oxigênio devido aos altos níveis de matéria orgânica encontrada nesse local (Giménez *et al.* 2006).

Já o ambiente arenoso, sob maior energia hidrodinâmica, caracterizou-se por maiores valores de riqueza e densidade de organismo. Os maiores valores desses índices, provavelmente ocorreram em decorrência da maior oxigenação do ambiente aliado à proximidade de bancos das macroalgas bênticas *Ulva clathrata* e *Vaucheria* sp., que proporcionam condições favoráveis à estruturação da fauna bêntica, como já descrito no Capítulo 1. Os organismos numericamente dominantes encontrados nesse ambiente, o gastrópode *Heleobia australis* e o ostrácode *Cyprideis multidentata*, foram os mesmo organismos dominantes presentes na área sem vegetação do Capítulo 1, os quais já se tem registros de suas preferências por habitats próximos ou no interior dos bancos de macrófitas (Würdig 1988, Rosa & Bemvenuti 2007, Fleeger *et al.* 2008).

Quanto à meiofauna, a maior densidade encontrada no ambiente lamoso se deve à elevada abundância de Nematoda encontrada no local, cuja densidade chega a ser

aproximadamente 6 vezes a densidade de todos os grupos meiofaunais somados encontrados no ambiente arenoso. A ampla dominância de um único grupo diminuiu o índice de diversidade do local, que foi significativamente menor que no ambiente arenoso. Heip *et al.* (1985) e Wu *et al.* (2002) já haviam observado que ambientes arenosos representam habitats mais heterogêneos que ambientes lamosos, assim, um maior número de grupos meiofaunais e maiores valores de diversidade tendem a ser encontrados nesse local. No presente estudo, também foram encontrados maiores valores de riqueza no ambiente arenoso. A abundância de ostrácodes meiofaunais no ambiente arenoso também foi registrada no experimento do Capítulo 1 e se deve, possivelmente, ao pico de atividade reprodutiva que ocorre no verão (Rosa & Bemvenuti 2006, Meurer & Netto 2007).

A distribuição vertical dos organismos meiofaunais é principalmente controlada pela profundidade da camada de descontinuidade do potencial redox (RPD) (Coull 1988; 1999). A espessura da camada oxidada ocorre em função da entrada de matéria orgânica, permeabilidade do sedimento, grau de turbulência da água e luminosidade na superfície do sedimento. Dessa forma, é possível encontrar um gradiente vertical do tamanho do grão, temperatura, conteúdo de água e oxigênio, por onde as várias espécies são distribuídas (Fenchel 1978).

Além disso, a presença de microhabitats, como tubos e tocas, criados principalmente por organismos macrofaunais, modificam a composição química em sua extensão, favorecendo a distribuição da meiofauna até maiores profundidades (Meyers *et al.* 1987). Abaixo do RPD, encontra-se uma camada anóxica rica em sulfetos, onde poucos organismos meiofaunais especializados podem sobreviver (tiobios), entre os quais estão alguns Nematoda (Fenchel 1978, Heip *et al.* 1985, Meyers *et al.* 1987).

Para a maioria dos descritores da meiofauna analisados em ambos ambientes, os valores foram significativamente maiores no estrato superior (0-2 cm) do sedimento. Estes resultados estão de acordo com diversos outros estudos (Smol *et al.* 1994, De Troch *et al.* 2001, Moreno *et al.* 2008) indicando uma maior heterogeneidade espacial no estrato superficial.

A maior densidade de organismos no estrato superior foi registrada principalmente no ambiente arenoso, enquanto que no lamoso só se obteve esse mesmo resultado no último dia do experimento (D15). A proximidade ao banco de macroalgas pode ter interferido nessa distinção entre os estratos, proporcionando uma fonte de alimentos, além do aumento da heterogeneidade espacial. Meyers *et al.* (1987) já haviam registrado que a viabilidade de alimentos pode interferir na distribuição vertical da meiofauna. No presente estudo, a dominância de organismos superficiais e epifaunais no ambiente arenoso, como os ostrácodes e juvenis do gastrópode *H. australis*, foram os principais responsáveis pelo maior valor de densidade no estrato superior.

Quanto à assembléia de Nematoda, uma inesperada dominância do grupo trófico dos onívoros/predadores (2B) foi encontrada em ambos os ambientes estudados. Dominância de Nematoda classificados neste grupo trófico (Wieser 1953) já foi registrada por diversos autores para ambientes enriquecidos organicamente (Wu *et al.* 2002, Villenave *et al.* 2004, Heininger *et al.* 2007). Entretanto, em estudos anteriores realizados no mesmo sistema estuarino, organismos pertencentes, principalmente, ao grupo trófico dos detritívoros não seletivos (1B) sempre foram os mais abundantes (Fonseca & Netto 2006, Meurer & Netto 2007, Netto & Pereira 2008).

Os Oncholaimidae (*Viscosia* e *Oncholaimellus*), abundantes no ambiente arenoso, possivelmente são organismos oportunistas e predadores facultativos (Moens & Vincx

1997). Esses organismos podem ter se beneficiado da disponibilidade e variedade de alimentos no local devido à proximidade ao banco de macroalgas. Embora a caracterização dos Nematoda em grupos tróficos através da morfologia bucal seja amplamente utilizada, muito pouco é conhecido sobre os hábitos alimentares destes organismos. Da mesma forma, *Gomphionema*, que também foi abundante no ambiente arenoso (12%) e o principal dominante no ambiente lamoso (mais de 80%), também poderia ter se favorecido pelas condições alimentares de cada local.

A menor dominância dos Nematoda no ambiente arenoso em contraste com a ampla dominância de *Gomphionema* no ambiente lamoso, está de acordo com a revisão de Heip *et al.* (1985) que observaram que ambientes costeiros lamosos são caracterizados por poucos gêneros dominantes, enquanto que ambientes arenosos apresentam baixa dominância e alta diversidade de espécies. Provavelmente esse fato se deve a maior heterogeneidade espacial que favorece o aumento da diversidade de Nematoda no local (Meyers *et al.* 1987, Wu *et al.* 2002, Nybakken & Bertness 2004).

2.4.2. Efeito do Arrasto

Os resultados encontrados no presente estudo mostraram que ambos os ambientes analisados apresentaram poucas alterações nas características do substrato sob o efeito do arrasto. No ambiente arenoso, o teor de umidade reduziu significativamente na área arrastada apenas no oitavo dia (D8) de experimento. Uma diferença significativa observada 8 dias após a perturbação poderia ser explicada por alterações na estrutura do sedimento causada pelo arrasto que, possivelmente, fez com que áreas arrastadas se comportassem temporalmente de modo diferente que o controle. Dessa forma, uma

corrente mais forte, ocasionada à maré de sigizia registrada no D8, pode ter atuado de modo diferente sobre o sedimento já desestabilizado pelo arrasto.

No ambiente lamoso, no segundo dia (D2) foi registrado uma diminuição significativa do teor de umidade e matéria orgânica na área arrastada. Estudos de imagens do perfil do sedimento e técnicas acústicas têm mostrado que arrastos afetam o fundo, diminuindo a rugosidade e compactando o sedimento (Pranovi *et al.* 2000, Lampadariou *et al.* 2005). A porcentagem de matéria orgânica teve seu valor médio reduzido logo após a passagem do arrasto (D1) mesmo não sendo estatisticamente diferente do controle. No D2, a área arrastada permaneceu com valores de matéria orgânica abaixo do registrado no controle e foi possível observar uma diferença significativa entre os tratamentos, possivelmente ocasionada pelo arrasto.

Ainda no ambiente lamoso, no D8 foi observada uma redução no tamanho médio do grão na área controle que foi significativamente menor do que o encontrado na área arrastada. Aqui também, possível alteração na estrutura do sedimento causada pela passagem do arrasto interferiu no comportamento da área arrastada. Quando sob a influência de correntes mais fortes, como as observadas no meio do período de experimento (D8), a área arrastada não acompanhou a flutuação natural do controle.

Organismos encontrados em ambientes sublitorais sob freqüentes distúrbios naturais são mais resistentes ou se recuperam mais rápido dos efeitos de perturbações físicas (Kaiser 1998, Schratzberger & Warwick 1998, Dernie *et al.* 2003, Angonesi 2005, Bolam *et al.* 2006, Johnson *et al.* 2007, Netto & Pereira 2008). A estrutura da fauna macrobêntica registrada nesse estudo não apresentou alterações sob o efeito do arrasto da rede berimbau. O arrasto não alterou nenhum dos índices analisados nem a densidades dos organismos numericamente dominantes em nenhum período amostral.

As análises multivariadas, como MDS e ANOSIM, que registram mudanças na estrutura da comunidade através da densidade e composição de organismos, também não evidenciaram modificações na associação da macrofauna bêntica. Experimentos desenvolvidos por Angonesi (2005), utilizando dois tipos de rede de arrasto (entre as quais a rede berimbau) e Netto & Pereira (2008), que utilizaram uma rede passiva do tipo aviãozinho, também não observaram efeito da pesca na associação da macrofauna em regiões estuarinas lagunares.

Em contraste com a ausência de efeito do arrasto na associação macrobêntica, a meiofauna de ambos os ambientes analisados se mostrou mais sensível à perturbação, com alterações em alguns de seus descritores univariados a partir do segundo dia de experimento (D2). No ambiente arenoso, houve uma redução significativa do número médio de táxons encontrado no tratamento de arrasto, nos D2 e D8. Organismos registrados somente no estrato superior, como cumáceos, náuplio de copépodes, juvenis de tanaidáceos e tardígrados, não foram encontrados na área arrastada no D2 e somente alguns reapareceram no D8. Entretanto, alguns desses grupos tiveram registros em apenas 1 dia de amostragem e em baixo número, fato que necessita de cautela para concluir que seu desaparecimento foi ocasionado pelo arrasto. Ainda assim, todos estes organismos ocupam os estratos mais superficiais do sedimento e ocorrem naturalmente em baixas densidades (Netto & Pereira 2008).

Também no ambiente arenoso, no D2 também foi observada uma ampla variabilidade espacial no índice de diversidade do tratamento arrasto, que possivelmente foi consequência da redução do número de táxons com aumento de dominância de espécies mais tolerantes em algumas amostras. Esse resultado – aumento da

variabilidade da fauna - também pode ser interpretado como um indicativo do efeito do arrasto na associação meióbêntica, como sugerido por Warwick & Clarke (1993).

Já no ambiente lamoso, apenas a diversidade apresentou valor significativamente menor na área arrastada. Logo no D1, foi observada uma redução desse índice, embora não significativa. Essa diferença se tornou mais acentuada no D2, quando flutuações naturais da área controle elevaram esse valor.

Em se tratando da estratificação vertical da meiofauna analisada no presente estudo, ficou evidente o efeito do arrasto principalmente nos primeiros 2 cm do sedimento. No ambiente arenoso, foram registradas reduções na densidade e riqueza meiofaunais nos D2 e D8 e no ambiente lamoso houve uma redução na diversidade, também na superfície, no D2. Esses resultados sugerem que a rede berimbau, por ser leve, afetaria apenas os primeiros 2 centímetros do sedimento. Sendo assim, redes mais pesadas, possivelmente, poderiam atuar mais profundamente na camada sedimentar.

Para os Nematoda, os efeitos do arrasto em ambos os estratos ocorreram apenas no ambiente lamoso e todas as respostas significativas foram registradas 24 horas após o início do experimento (D2). Nesse local, a redução significativa da diversidade na área arrastada também foi observada na meiofauna, uma vez que os Nematoda foram os dominantes. Também foram registrados maiores valores do índice de maturidade (IM) e da abundância relativa dos onívoros/predadores (2B) e menor abundância relativa de detritívoros não seletivos (1B) na área arrastada.

O índice de maturidade desenvolvido por Bongers (1990) e Bongers *et al.* (1991) tem sido amplamente utilizado para a detecção de diferentes tipos de impactos ambientais em Nematoda (Vanhove *et al.* 1999, Essink & Keidel 1998, Villenave *et al.* 2004, Heininger *et al.* 2007, Netto & Pereira 2008, Moreno *et al.* 2008). Os valores do

IM tendem a diminuir em resposta a diferentes perturbações como enriquecimento orgânico e aumento de sedimentação, pela eliminação ou diminuição de Nematoda com características de persistentes (ciclo de vida longo, baixa habilidade de colonização, baixo número de descendentes). Neste estudo, ao contrário, o resultado mostrou um aumento nos valores deste índice. Possivelmente, isso ocorreu dada a natureza diferenciada da perturbação provocada pelo berimbau – erosão e re-suspensão de sedimento e diminuição de teores de matéria orgânica. De fato, outros estudos mostraram uma clara relação com o aumento dos teores de matéria orgânica e de detritívoros e diminuição dos valores de IM (Bongers & Bongers 1998, Mirto *et al.* 2002, Schratzberger *et al.* 2006). Neste estudo, onde o arrasto determinou re-suspensão e queda dos teores orgânicos, observou-se uma redução dos detritívoros não seletivos (1B). Entretanto, houve um aumento de predadores/onívoros (2B) que possivelmente se beneficiaram da perturbação do local e, conseqüentemente, elevou os valores de IM (ver Bongers *et al.* 1991).

Quanto à distribuição vertical dos Nematoda, todos os descritores univariados do ambiente lamoso que apresentaram diferenças significativas entre o tratamento e o controle foram afetados pelo arrasto em ambos os estratos analisados. Nesse ambiente, por ser mais fluido, a rede parece penetrar mais profundamente no sedimento e também afetar organismos que vivem no estrato mais profundo. No ambiente arenoso, assim como aconteceu na meiofauna, a rede interferiu apenas nos primeiros 2 cm do sedimento, aumentando a densidade de predadores/onívoros no D2, possivelmente devido ao aumento da presença de animais danificados pelo arrasto (Lampadariou *et al.* 2005, Hily *et al.* 2008).

Apesar de variações espaços-temporais ocorrerem naturalmente na estrutura da fauna bêntica de forma diacrônica (Drabsch *et al.* 2001) e da dificuldade em se separar o efeito do arrasto dessas variações naturais (Lindegarth *et al.* 2000, Lampadariou *et al.* 2005), o fato de várias respostas significativas terem sido registradas 24 horas após a perturbação sugere que o arrasto interferiu na estrutura da meiofauna. Os efeitos detectados são similares aos causados por uma rede passiva (aviãozinho) também utilizada no Sistema Estuarino de Laguna (Netto e Pereira 2008): a macrofauna não sofreu impacto e a meiofauna foi afetada principalmente nos estratos superficiais de ambientes arenosos e lamosos. Além disso, a variação causada pelo arrasto com a rede berimbau na estrutura da fauna bêntica foi considerada muito menor do que aquelas atribuídas às mudanças sazonais que ocorrem nesse mesmo local (Fonseca & Netto 2006, Meurer & Netto 2007).

Alguns autores sugerem que o efeito do arrasto pode depender do tipo de habitat onde o experimento é realizado (Jennings & Kaiser 1998, Collie *et al.* 2000, De Biasi 2004). No atual estudo, tanto a meiofauna do ambiente lamoso como do arenoso foram afetadas, porém, de formas diferentes. No ambiente arenoso houve reduções no número de grupos, densidade e diversidade meiofaunais. No ambiente lamoso, redução da diversidade da meiofauna e modificação da estrutura trófica e do índice de maturidade de Nematoda foram registradas.

Também ficou claro que os efeitos de curto prazo foram dependentes do componente bêntico analisado. Apenas a meiofauna bêntica, principalmente associações mais superficiais, apresentaram alterações em alguns de seus índices univariados como consequência da perturbação. Os organismos macrofaunais encontrados neste estudo são reconhecidamente resilientes e resistentes a perturbações (Bemvenuti 1998,

Angonesi 2005) enquanto que a meiofauna se mostrou mais sensível ao arrasto com o berimbau. Alguns autores já haviam registrado que baixos níveis de perturbações podem afetar a meiofauna (Steyaert *et al.* 2003; Netto & Pereira 2008), mas não a macrofauna (Zajac 2003, Netto & Pereira 2008). Os organismos meiofaunais, que habitam os interstícios sedimentares, podem ter sido retirados ou mortos pela compactação do sedimento após a passagem da rede.

Assim como observado no Capítulo 1, as respostas não ocorreram de imediato. Apenas 24 horas após a perturbação foram observadas alterações em alguns índices biológicos e a recuperação aconteceu em menos de 15 dias, possivelmente em decorrência do baixo impacto causado pela rede utilizada nesse experimento aliado a resiliência da comunidade estudada.

2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amaral, A.C.Z., Morgado, E.H., Salvador, L.B. 1998. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. *Rev. Brasil. Biol.* 58, 307-316.
- Angonesi, L.G. 2005. Dinâmica de curto prazo da macrofauna bentônica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos: Efeitos antrópicos e mecanismos de persistência e resiliência, Tese de doutorado. Universidade do Rio Grande, Rio Grande, pp. 163.
- Barros, F., Hatje, V., Figueiredo, M.B., Magalhães, W.F., Dórea, H.S., Emídio, E.S. 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuar Coast Shelf Sci* doi:10.1016/j.ecss.2008.02.016.
- Bemvenuti, C.E. 1987. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil, *Anais do Simposio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. ACIESP* 54-1, Cananéia, SP, Brasil, pp. 428-459.

- Bemvenuti, C.E. 1998. Invertebrados Bentônicos. In: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, pp. 46-51.
- Bemvenuti, C.E., Netto, S.A. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (south Brazil). *Rev Bras Biol* 58, 211–221.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.-J., Ching, C.V., Day, J.W., Elliott, M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I.C., Silvert, W. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 590–602.
- Bolam, S.G., Schratzberger, M., Whomersley, P. 2006. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. *Mar Pollut Bull* 52, 1746-1755.
- Bongers, T. 1990. The Maturity Index: An Ecological Measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Bongers, T., Bongers, M. 1998. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology* 10, 239-251.
- Bongers, T., Alkemade, R., Yeates, G.W. 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Mar Ecol Prog Ser* 76, 135-142.
- Bongers, T., de-Goede, R.G.M., Korthals, G.W., Yeates, G.W. 1995. Proposed changes of c-p classification for nematodes. *Russ J Nematol* 3, 61-62.
- Burridge, C.Y., 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. *Fisheries Research* 60, 237-253.
- Clarke, K.R., Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar Ecol Prog Ser* 46, 226-231.
- Clarke, K.R., Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar Ecol Prog Ser* 92, 205-219.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environmental Research Council, United Kingdom, 187 pp.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000. A Quantitative Analysis of Fishing Impacts on Shelf-Sea Benthos. *Journal of Animal Ecology* 69, 785-798.
- Coull, B.C. 1988. Ecology of the marine meiofauna. In: Higgins, R.P., Thiel, H. (Eds.), *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 18-38.

- Coull, B.C. 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24, 327-343.
- De-Biasi, A.M. 2004. Impact of experimental trawling on the benthic assemblage along the Tuscany coast (north Tyrrhenian Sea, Italy). *ICES J. Mar. Sci.* 61, 1260-1266.
- De-Troch, M., Gurdebeke, S., Fiers, F., Vincx, M. 2001. Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). *Journal of Sea Research* 45, 45-61.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Warwick, R.M. 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology* 72, 1043-1056.
- Drabsch, S.L., Tanner, J.E., Connell, S.D. 2001. Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 1261-1271.
- Eriksson, S.P., Wennhage, H., Norkko, J., Norkko, A. 2005. Episodic disturbance events modify predator-prey interactions in soft sediments. *Estuar Coast Shelf Sci* 64, 289-294.
- Essink, K., Keidel, H. 1998. Changes in estuarine nematode communities following a decrease of organic pollution. *Aquatic Ecology* 32, 195-202.
- FAO. 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations: essential documents, statistics, maps and multimedia resources. <http://www.fao.org>.
- Fenchel, T.M. 1978. The ecology of micro and meiobenthos. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 9, 99-121.
- Fleeger, J.W., Johnson, D.S., Galván, K.A., Deegan, L.A. 2008. Top-down and bottom-up control of infauna varies across the saltmarsh landscape. *J Exp Mar Biol Ecol* 357, 20-34.
- Fonseca, G., Netto, S.A. 2006. Shallow sublittoral benthic communities of the Laguna Estuarine System, South Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 54, 41-54.
- Giménez, L., Dimitriadis, C., Carranza, A., Borthagaray, A.I., Rodríguez, M. 2006. Unravelling the complex structure of a benthic community: A multiscale-multianalytical approach to an estuarine sandflat. *Estuar Coast Shelf Sci* 68, 462-472.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J. 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Mar Pollut Bull* 52, 840-843.
- Heininger, P., Höss, S., Claus, E., Pelzer, J., Traunspurger, W. 2007. Nematode communities in contaminated river sediments. *Environmental Pollution* 146, 64-76.

- Heip, C., Vincx, M., Vranken, G. 1985. The Ecology of Marine Nematodes. *Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev.* 23, 399-489.
- Hily, C., Le Loc'h, F., Grall, J., Glémarec, M. 2008. Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. *Estuar Coast Shelf Sci* 78, 413-425.
- Jennings, S., Kaiser, M. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.
- Johnson, G.E.L., Attrill, M.J., Sheehan, E.V., Somerfield, P.J. 2007. Recovery of meiofauna communities following mudflat disturbance by trampling associated with crab-tiling. *Marine Environmental Research* 64, 409-416.
- Kaiser, M.J. 1998. Significance of bottom fishing disturbance. *Conservation Biology* 12, 1230-1235.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3, 114-136.
- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 353-361.
- Lampadariou, N., Hatziyanni, E., Tselepides, A. 2005. Meiofaunal community structure in Thermaikos Gulf: Response to intense trawling pressure. *Continental Shelf Research* 25, 2554-2569.
- Le-Hir, P., Monbet, Y., Orvain, F. 2007. Sediment erodability in sediment transport modelling: Can we account for biota effects? *Continental Shelf Research* 27, 1116-1142.
- Lindegarth, M., Valentinsson, D., Hansson, M., Ulmestrand, M. 2000. Interpreting large-scale experiments on effects of trawling on benthic fauna: an empirical test of the potential effects of spatial confounding in experiments without replicated control and trawled areas. *J Exp Mar Biol Ecol* 245, 155-169.
- Little, C. 2000. The biology of soft shores and estuaries. Oxford University Press Inc., New York, 252 pp.
- Meurer, A.Z., Netto, S.A. 2007. Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna Estuarine System (South, Brazil). *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2007, 11(2):53-62. 11, 53-62.
- Meyers, M.B., Fossing, H., Powell, E.N. 1987. Microdistribution of interstitial meiofauna, oxygen and sulfide gradients, and the tubes of macro-infauna. *Mar Ecol Prog Ser* 35, 223-241.

- Mirto, S., Rosa, T.L., Gambi, C., Danovaro, R., Mazzola, A. 2002. Nematode community response to fish-farming impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution* 116, 203-214.
- Moens, T., Vincx, M. 1997. Observations on the feeding ecology of estuarine nematodes. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 77, 211-227.
- Moreno, M., Ferrero, T.J., Gallizia, I., Vezzulli, L., Albertelli, G., Fabiano, M. 2008. An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. *Estuar Coast Shelf Sci* 77, 565-576.
- Netto, S.A., Pereira, T.J. 2008. Benthic community response to a passive fishing gear in a coastal lagoon (South Brazil). *Aquat Ecol*, In press.
- Nybakken, J.W., Bertness, M.D. 2004. *Marine Biology: An Ecological Approach* Benjamin Cummings, 592 pp.
- 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.* 57, 517-524.
- Revill, A.S., Jennings, S. 2005. The capacity of benthos release panels to reduce the impacts of beam trawls on benthic communities. *Fisheries Research* 75, 73-85.
- Rosa, L.C., Bemvenuti, C.E. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista de Biologia Marina y Oceanografia* 41, 1-9.
- Rosa, L.C., Bemvenuti, C.E. 2007. Seria a macrofauna bentônica de fundos não consolidados influenciada pelo aumento na complexidade estrutural do habitat? O caso do Estuário da Lagoa dos Patos. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 11, 51-56.
- Sanchez, P., Demestre, M., Ramon, M., Kaiser, M.J. 2000. The impact of otter trawling on mud communities in the northwestern Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1352-1358.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1998. Effects of physical disturbance on nematode communities in sand and mud: a microcosm experiment. *Marine Biology* 130, 643-650.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1999. Differential effects of various types of disturbances on the structure of nematode assemblages: an experimental approach. *Mar Ecol Prog Ser* 181, 227-236.
- Schratzberger, M., Bolam, S., Whomersley, P., Warr, K. 2006. Differential response of nematode colonist communities to the intertidal placement of dredged material. *J Exp Mar Biol Ecol* 334, 244-255.

- Smol, N., Willems, K.A., Govaere, J.C.R., Sandee, A.J.J. 1994. Composition, distribution and biomass of meiobenthos in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 282/283, 197-217.
- Steyaert, M., Vanaverbeke, J., Vanreusel, A., Barranguet, C., Lucas, C., Vincx, M. 2003. The importance of fine-scale, vertical profiles in characterising nematode community structure. *Estuar Coast Shelf Sci* 58, 353-366.
- Vanhove, S., Arntz, W., Vincx, M. 1999. Comparative study of the nematode communities on the southeastern Weddell Sea shelf and slope (Antarctica). *Mar Ecol Prog Ser* 181, 237-256.
- Villenave, C., Ekschmitt, K., Nazaret, S., Bongers, T. 2004. Interactions between nematodes and microbial communities in a tropical soil following manipulation of the soil food web. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 2033-2043.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1993. Comparing the Severity of Disturbance - a Metaanalysis of Marine Macrobenthic Community Data. *Mar Ecol Prog Ser* 92, 221-231.
- Wieser, V.W. 1953. Die Beziehung Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Arkiv För Zoologi* 4, 439-484.
- Wu, J., Fu, C., Chen, S., Chen, J. 2002. Soil faunal response to land use: effect of estuarine tideland reclamation on nematode communities. *Applied Soil Ecology* 21, 131-147.
- Würdig, N.L. 1988. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes na Lagoas Tramandaí e Armazém, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Bras.* 11, 701-721.
- Zajac, R. 2003. Macrofaunal responses to pit-mound patch dynamics in an intertidal mudflat: local versus patch-type effects. *J Exp Mar Biol Ecol* 313, 297-315.

Tabela 1. Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados da macro e meiofauna bêntica encontrados no tratamento de arrasto e controle em ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.

	Densidade		Riqueza		Diversidade	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
LAMOSO						
<i>Macrofauna</i>						
D1	0,17	0,70	0,05	0,84	0,56	0,48
D2	0,01	0,92	0,51	0,50	0,16	0,71
D8	0,02	0,90	0,27	0,62	1,13	0,33
D15	0,33	0,59	0,14	0,72	0,26	0,63
<i>Meiofauna</i>						
D1	0,01	0,92	1,26	0,30	3,65	0,11
D2	0,34	0,58	0,65	0,45	10,11	0,02 C > A
D8	0,13	0,73	0,16	0,71	1,31	0,30
D15	0,13	0,73	0,33	0,59	1,83	0,23
ARENOSO						
<i>Macrofauna</i>						
D1	0,10	0,76	0,70	0,44	0,93	0,37
D2	0,03	0,87	3,43	0,11	1,74	0,24
D8	1,14	0,33	0,86	0,39	0,01	0,92
D15	0,04	0,85	0,27	0,62	0,84	0,39
<i>Meiofauna</i>						
D1	2,23	0,20	0,07	0,81	3,49	0,12
D2	2,46	0,17	11,56	0,01 C > A	1,76	0,23
D8	3,65	0,11	15,78	0,01 C > A	0,06	0,81
D15	0,01	0,92	0,05	0,84	0,26	0,63

Densidade = inds.m⁻² para macrofauna e inds.10cm⁻² para meiofauna; Riqueza = número de espécies para macrofauna e número de taxa pra meiofauna; C = Controle; A = Arrasto.

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Grau de Liberdade = 1

Tabela 2. Resultado do teste ANOSIM para a estrutura da comunidade bêntica entre ambientes arenoso e lamoso e entre tratamento e controle em cada período amostral.

	Lamoso x Arenoso	
	R	P
Macrofauna	0,661	0,001
Meiofauna	0,875	0,001
Nematoda	0,832	0,001

	Tratamento arrasto x controle							
	D1		D2		D8		D15	
	R	p	R	p	R	p	R	p
LAMOSO								
Macrofauna	0,094	0,2	0,042	0,51	-0,427	1	-0,2	1
Meiofauna								
Total	0,094	0,29	-0,115	0,77	0,042	0,26	0,219	0,09
Superior	0,219	0,17	-0,052	0,46	-0,063	0,52	0	0,54
Inferior	-0,146	0,94	-0,208	0,97	-0,021	0,51	0	0,46
Nematoda								
Total	0,104	0,37	-0,042	0,6	-0,177	0,89	0,094	0,29
Superior	0,042	0,46	-0,031	0,46	-0,073	0,77	-0,115	0,74
Inferior	0,031	0,37	-0,021	0,54	0,229	0,2	-0,083	0,69
ARENOSO								
Macrofauna	-0,208	1	0,104	0,2	0,302	0,14	0,208	0,17
Meiofauna								
Total	0,281	0,06	0,26	0,06	0,292	0,06	-0,24	1
Superior	0,198	0,09	0,458	0,06	0,24	0,06	-0,188	0,91
Inferior	-0,167	0,89	-0,167	0,91	0,104	0,31	-0,229	0,89
Nematoda								
Total	0,073	0,4	0,104	0,2	-0,01	0,51	-0,278	1
Superior	-0,167	0,86	0,13	0,2	-0,125	0,83	-0,177	0,94
Inferior	-0,185	0,71	0,026	0,49	0,073	0,43	-0,104	0,69

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Tabela 3. Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados da meiofauna bêmica encontrados no tratamento de arrasto e controle em ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.

		D1		D2		D8		D15	
		F	p	F	p	F	p	F	p
LAMOSO									
N	Tratamento	0,01	0,91	0,44	0,52	0,17	0,69	0,07	0,79
	Estrato	3,42	0,09	0,06	0,81	0,09	0,77	5,33	0,04 s > i
	T x E	0,07	0,79	0,06	0,81	0,54	0,48	0,12	0,74
S	Tratamento	1,15	0,30	0,76	0,40	0,04	0,85	0,05	0,83
	Estrato	33,65	0,0001 s > i	2,11	0,17	19,12	0,001 s > i	33,65	0,0001 s > i
	T x E	0,42	0,53	0,34	0,57	0,04	0,85	0,42	0,53
H'	Tratamento	1,79	0,21	22,11	0,001 C > A	0,31	0,59	1,20	0,29
	Estrato	15,23	0,002 s > i	14,00	0,003 s > i	32,25	0,0001 s > i	15,28	0,002 s > i
	T x E	0,45	0,52	6,51	0,025 C: s > i	0,49	0,50	0,06	0,82
ARENOSO									
N	Tratamento	3,95	0,07	4,84	0,048 C > A	0,00	0,96	0,25	0,63
	Estrato	97,16	0,0001 s > i	5,96	0,031 s > i	105,9	0,0001 s > i	29,38	0,0001 s > i
	T x E	0,00	0,96	2,62	0,13	5,50	0,04 C: s > i	0,09	0,77
S	Tratamento	0,60	0,47	17,71	0,001 C > A	4,57	0,05	0,56	0,47
	Estrato	163,0	0,0001 s > i	11,85	0,005 s > i	82,57	0,0001 s > i	23,58	0,0001 s > i
	T x E	0,00	1	14,63	0,002 C: s > i	14,00	0,003 C: s > i	1,26	0,28
H'	Tratamento	0,41	0,53	3,60	0,08	0,64	0,44	0,97	0,35
	Estrato	16,59	0,002 s > i	2,33	0,15	20,32	0,003 s > i	6,35	0,027 s > i
	T x E	0,38	0,55	2,88	0,12	0,06	0,82	0,60	0,45

N = densidade em inds.10cm⁻²; S = números de grupos meiofaunais e H' = Diversidade de Shannon-wiener; C = Controle; A = Arrasto; s = estrato superior; i = estrato inferior

Valores em negrito representam diferenças significativas (p < 0,05).

Grau de Liberdade = 1

Tabela 4. Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos arrastos e controles de ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.

		D1		D2		D8		D15	
		F	p	F	p	F	p	F	p
LAMOSO									
N	Tratamento	0,03	0,88	0,63	0,44	0,11	0,75	0,05	0,84
	Estrato	3,09	0,1	0,01	0,94	0	0,99	4,26	0,06
	T x E	0,1	0,76	0,1	0,76	0,43	0,53	0,09	0,77
S	Tratamento	0,1	0,76	0,26	0,62	0,11	0,74	1,14	0,31
	Estrato	24,38	0,0001 s > i	0,26	0,62	2,83	0,12	41,14	0,0001 s > i
	T x E	0	1	0,01	0,94	4,08	0,07	0,29	0,6
H'	Tratamento	2,41	0,15	27,07	0,0001 C > A	0,52	0,49	3,93	0,07
	Estrato	2,63	0,13	12,61	0,005 s > i	9,99	0,008 s > i	11,09	0,006 s > i
	T x E	0,37	0,56	3,73	0,08	0,23	0,64	0,09	0,77
IM	Tratamento	0,23	0,64	6,11	0,03 A > C	1,86	0,2	4,62	0,05
	Estrato	1,23	0,29	1,12	0,31	14,51	0,002 i > s	4,24	0,06
	T x E	0,9	0,36	1,04	0,33	0,14	0,71	0,08	0,78
1A	Tratamento	5,46	0,04 C > A	0,76	0,4	0,65	0,44	1,17	0,3
	Estrato	0,04	0,86	4,24	0,06	1,84	0,2	0	0,99
	T x E	0,02	0,89	0,11	0,75	3,47	0,09	0,26	0,62
1B	Tratamento	0,17	0,69	6,39	0,03 C > A	2,4	0,15	4,44	0,06
	Estrato	0,34	0,57	0,03	0,87	15,51	0,002 s > i	2,82	0,12
	T x E	1,4	0,26	1,04	0,33	0,3	0,6	0	0,98
2A	Tratamento	0,56	0,47	0,08	0,78	1,86	0,2	1,62	0,23
	Estrato	8,92	0,01 s > i	7,75	0,02 s > i	14,51	0,002 s > i	14,33	0,003 s > i
	T x E	0,05	0,83	0,01	0,92	0,14	0,71	0,91	0,36
2B	Tratamento	0,03	0,87	6,07	0,03 A > C	1,86	0,2	4,56	0,05
	Estrato	0,98	0,34	0,69	0,42	14,51	0,002 i > s	3,95	0,07
	T x E	0,98	0,34	1,04	0,33	0,14	0,71	0,11	0,75
ARENOSO									
N	Tratamento	1,31	0,28	3,13	0,09	0,03	0,86	0,93	0,35
	Estrato	7,86	0,02 s > i	5,36	0,04 s > i	18,61	0,001 s > i	20,67	0,001 s > i
	T x E	0,23	0,64	1,27	0,28	0,03	0,86	0,01	0,94
S	Tratamento	1,97	0,19	2,72	0,13	0,08	0,78	1,06	0,32
	Estrato	12,31	0,005 s > i	1,78	0,21	32,88	0,0001 s > i	11,76	0,005 s > i
	T x E	1,97	0,19	1,04	0,33	0,33	0,58	0,47	0,51
H'	Tratamento	2,38	0,15	2,79	0,12	0,02	0,9	0,5	0,49
	Estrato	9,98	0,009 s > i	0,15	0,7	18,29	0,001 s > i	13,09	0,004 s > i
	T x E	2,81	0,12	0,72	0,41	0	0,96	0,04	0,85
IM	Tratamento	1,26	0,29	0,07	0,79	0,1	0,76	0,16	0,7
	Estrato	3,2	0,1	0,11	0,74	0,59	0,46	0,29	0,6
	T x E	0,01	0,92	1,18	0,3	1,41	0,26	0,13	0,72
1A	Tratamento	0,19	0,67	0	0,97	3,62	0,08	0,01	0,94
	Estrato	1,61	0,3	0,8	0,39	0,03	0,86	0,64	0,44
	T x E	0,11	0,75	0,01	0,93	0,76	0,4	0,25	0,62
1B	Tratamento	1,56	0,24	0,02	0,9	0,29	0,6	0,36	0,56
	Estrato	2,33	0,16	0,32	0,58	0,37	0,56	0,08	0,79
	T x E	0,42	0,53	3,79	0,08	1,3	0,28	0,01	0,94
2A	Tratamento	1,34	0,27	1	0,34	0,35	0,57	2,97	0,11
	Estrato	0,03	0,87	1	0,34	0,03	0,87	0,35	0,57
	T x E	3,77	0,08	1	0,34	0,84	0,38	0,09	0,77

Tabela 4. Continuação

		D1		D2		D8		D15	
		F	p	F	p	F	p	F	p
ARENOSO									
2B	Tratamento	0,56	0,47	0,2	0,66	0,03	0,87	0,01	0,91
	Estrato	5,09	0,045 s > i	1,65	0,22	0,3	0,6	0,19	0,67
	T x E	0	0,96	6,22	0,03 A: s > i	0,36	0,56	0,05	0,83

N = densidade em inds.10cm⁻²; S = números de grupos meiofaunais e H' = Diversidade de Shannon-wiener; IM = índice de maturidade; 1A = detritívoro seletivo; 1B = detritívoro não seletivo; 2A = comedor de epistrato; 2B = omnívoros/predadores; C = Controle; A = Arrasto; s = estrato superior; i = estrato inferior.

Valores em negrito representam diferenças significativas (p < 0,05).

Grau de Liberdade = 1

Tabela 5. Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos arrastos e controles de ambientes lamosos e arenosos durante 15 dias de experimento.

	D1		D2		D8		D15	
	F	p	F	p	F	p	F	p
ARENOSO								
Densidade	0,82	0,41	2,19	0,19	0,05	0,84	0,80	0,41
Riqueza	2,47	0,18	3,69	0,10	0,20	0,67	0,67	0,45
H'	4,58	0,09	1,84	0,22	0,15	0,71	0,63	0,46
IM	0,17	0,70	0,88	0,39	0,14	0,72	0,01	0,92
1A	0,56	0,49	0,30	0,60	2,33	0,18	0,02	0,89
1B	0,01	0,93	0,92	0,37	0,00	0,98	0,35	0,58
2A	0,00	0,998	1,00	0,36	0,17	0,69	2,07	0,20
2B	0,19	0,69	0,52	0,50	0,34	0,58	0,00	0,98
LAMOSO								
Densidade	0,02	0,89	0,48	0,51	0,09	0,78	0,04	0,85
Riqueza	2,18	0,19	0,20	0,67	1,20	0,32	0,16	0,71
H'	0,00	0,96	24,93	0,002 C > A	0,56	0,48	2,92	0,14
IM	0,02	0,90	10,38	0,02 A > C	1,21	0,31	3,66	0,10
1A	3,54	0,11	1,50	0,27	0,91	0,38	4,15	0,09
1B	0,11	0,75	8,14	0,03 C > A	1,82	0,23	4,01	0,09
2A	0,17	0,69	1,82	0,23	0,23	0,65	1,72	0,24
2B	0,01	0,94	9,41	0,02 A > C	1,13	0,33	3,74	0,10

Densidade em inds. 10 cm⁻²; H' = Diversidade de Shannon-Wiener; IM = índice de maturidade; 1A = detritívoro seletivo; 1B = detritívoro não seletivo; 2A = comedor de epítrato; 2B = omnívoros/predadores; C = Controle; A = Arrasto.

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Grau de Liberdade = 1

Tabela 6. Coeficiente da correlação de Spearman entre os índices da comunidade bêntica e as variáveis ambientais.

	MO	Umidade (%)	Média	Seleção	Finos (%)
<i>Macrofauna</i>					
N	-0,786	-0,671	-0,172	-0,765	-0,705
S	-0,753	-0,670	-0,242	-0,686	-0,719
H'	0,003	0,096	-0,124	0,095	-0,010
<i>Meiofauna</i>					
N	0,615	0,657	0,093	0,679	0,587
S	-0,351*	-0,182	-0,177	-0,297*	-0,345*
H'	-0,659	-0,629	-0,288*	-0,646	-0,618
<i>Nemátoda</i>					
N	0,602	0,666	0,137	0,649	0,614
S	-0,255*	-0,081	-0,084	-0,254*	-0,233
H'	-0,658	-0,548	-0,253*	-0,675	-0,628
IM	0,430	0,383*	0,173	0,423	0,341*
1A	-0,282*	-0,250*	-0,298*	-0,294*	-0,422
1B	-0,497	-0,458	-0,180	-0,501	-0,415
2A	0,204	0,304*	-0,064	0,173	0,189
2B	0,503	0,460	0,209	0,527	0,462

Valores em negrito indicam diferenças significativas com p modificado para comparações múltiplas pelo ajuste de Bonferroni.

* Valores significativos com p não modificados pelo ajuste de Bonferroni ($p < 0,05$).

MO = Matéria orgânica; N – Número de indivíduos em log inds.m⁻² para macrofauna e inds.10 cm⁻² para meiofauna e Nematoda; S – número de espécies da macrofauna, número de grupos da meiofauna e número de gêneros de Nematoda; H- Diversidade de Shannon-Wiener; IM = índice de maturidade; 1A = detritívoro seletivo; 1B = detritívoro não seletivo; 2A = formas que se alimentam no epistrato; 2B = omnívoros/predadores.

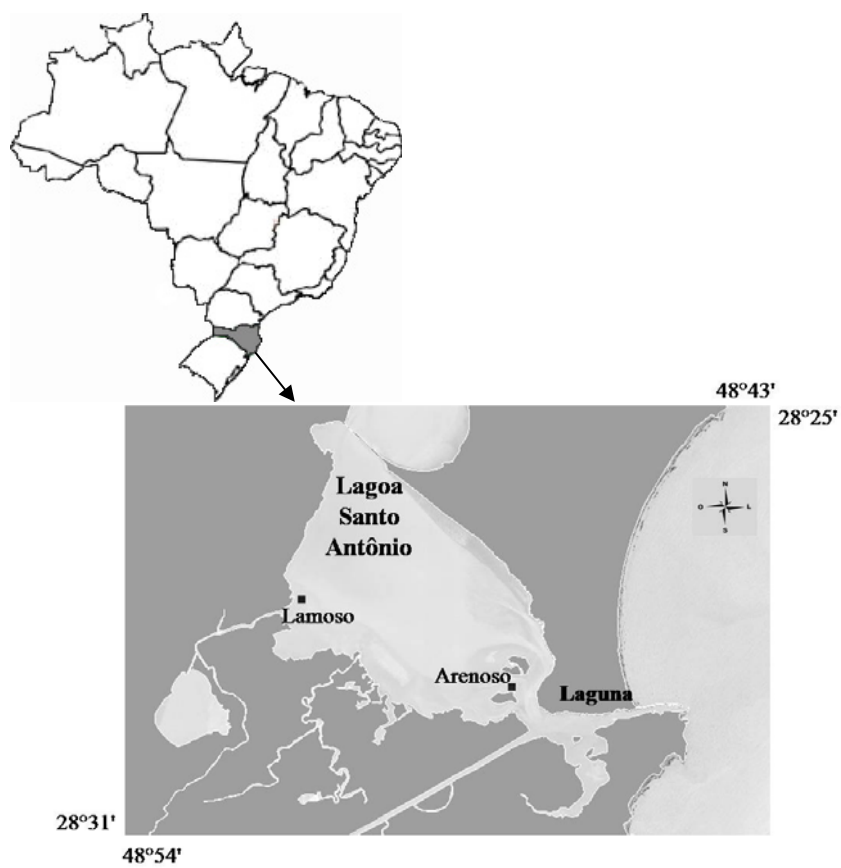


Figura 1. Localização das áreas experimentais nos ambientes lamoso e arenoso na Lagoa Santo Antônio, Laguna-SC.

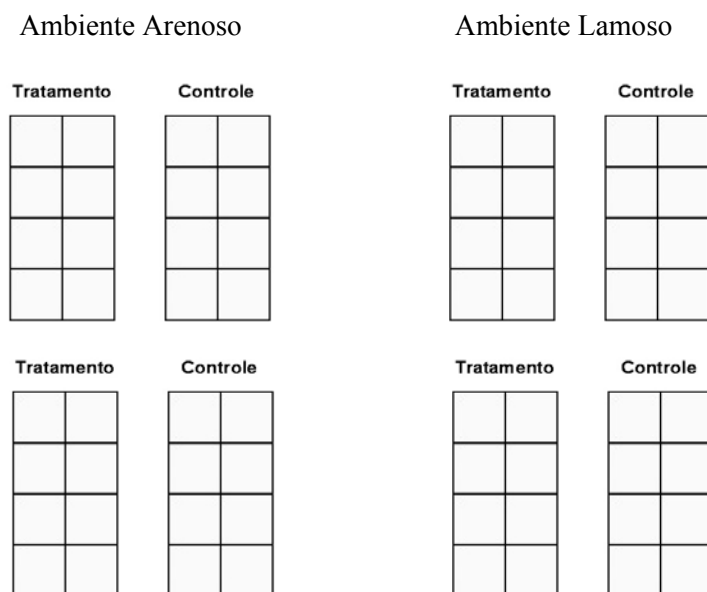


Figura 2. Esquema geral dos tratamentos de arrastos e controles em distintos ambientes (arenoso e lamoso) e os quadrados onde foram efetuadas as amostras.

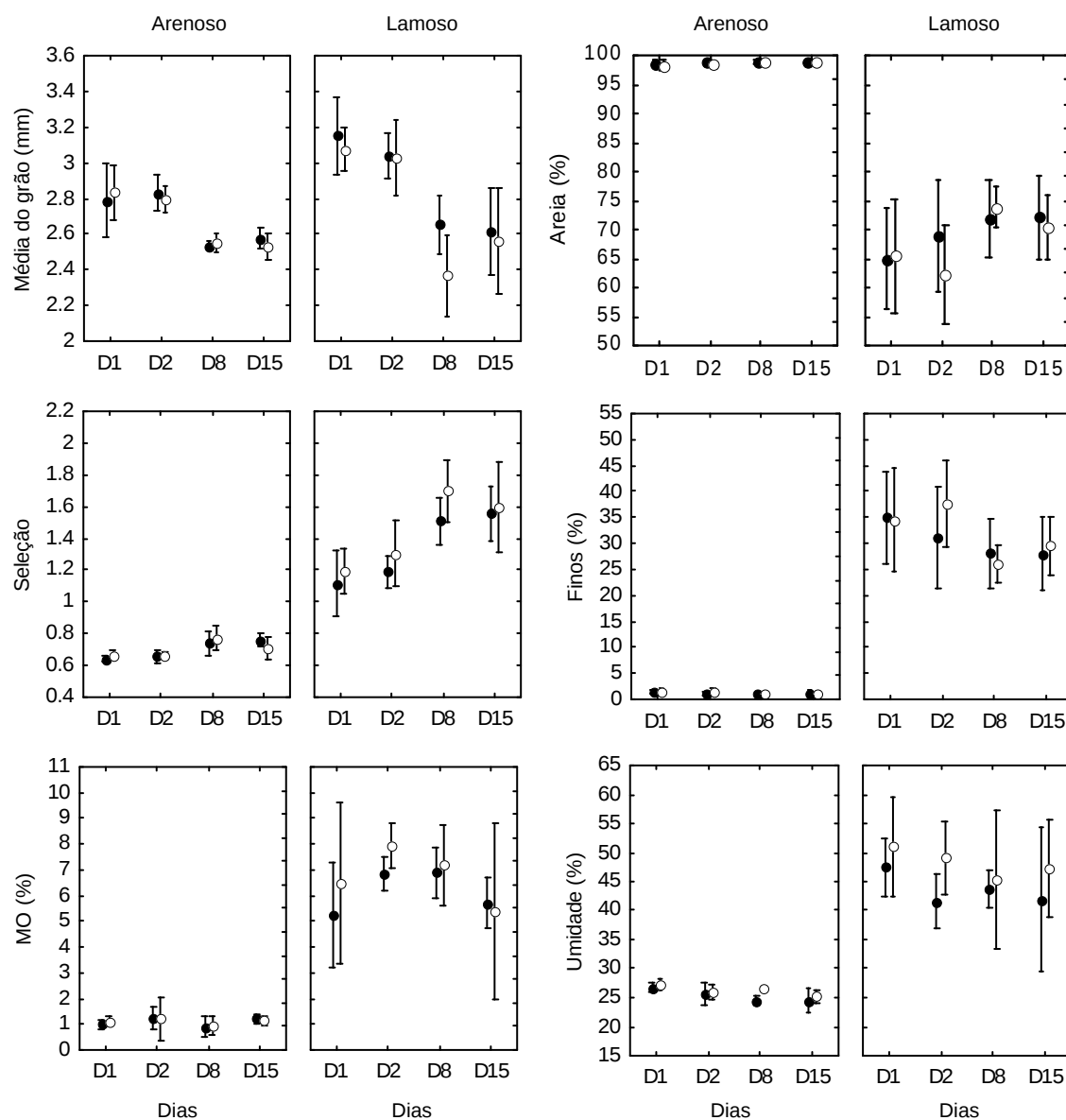


Figura 3. Tamanho médio e seleção do grão, porcentagens de matéria orgânica, areia, finos (silte + argila) e umidade (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes arenoso e lamoso ao longo de 15 dias.

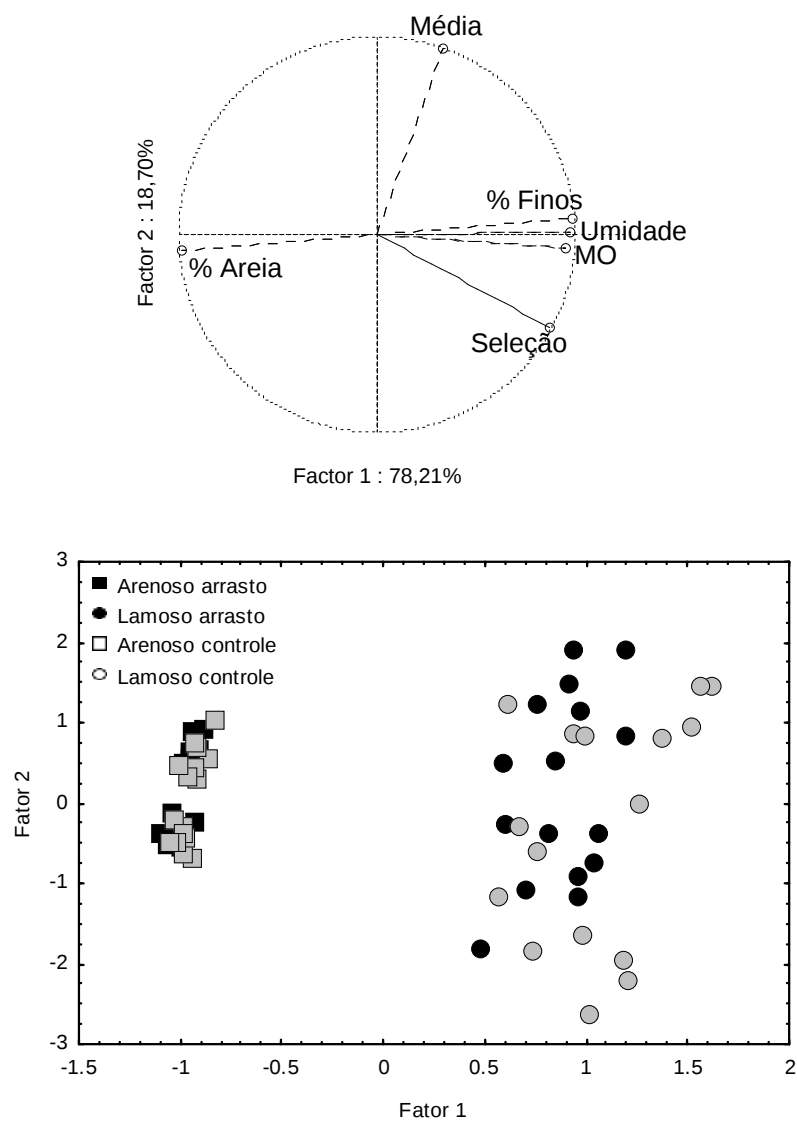


Figura 4. PCA das variáveis ambientais do tratamento arrasto e do controle realizados em ambientes arenosos e lamosos.

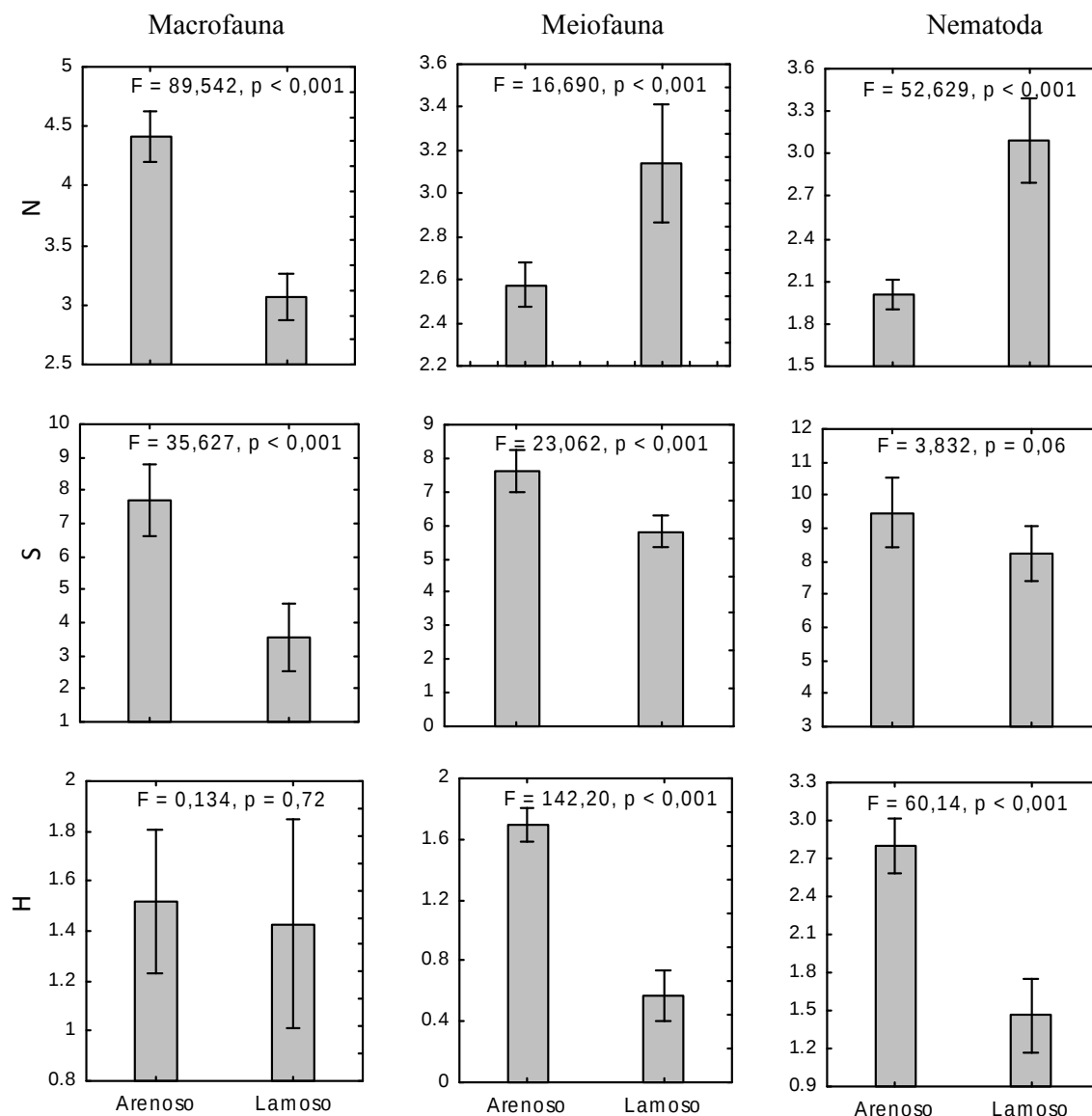


Figura 5. Descritores univariados dos componentes da fauna bântica (média $\pm$ erro padrão) em amostras controles de ambientes arenoso e lamoso. N – Número de indivíduos em log inds.m⁻² para macrofauna e log inds.10 cm⁻² para meiofauna e Nematoda; S – número de espécies da macrofauna, número de grupos da meiofauna e número de gêneros de Nematoda; H – diversidade de Shannon-wiener.

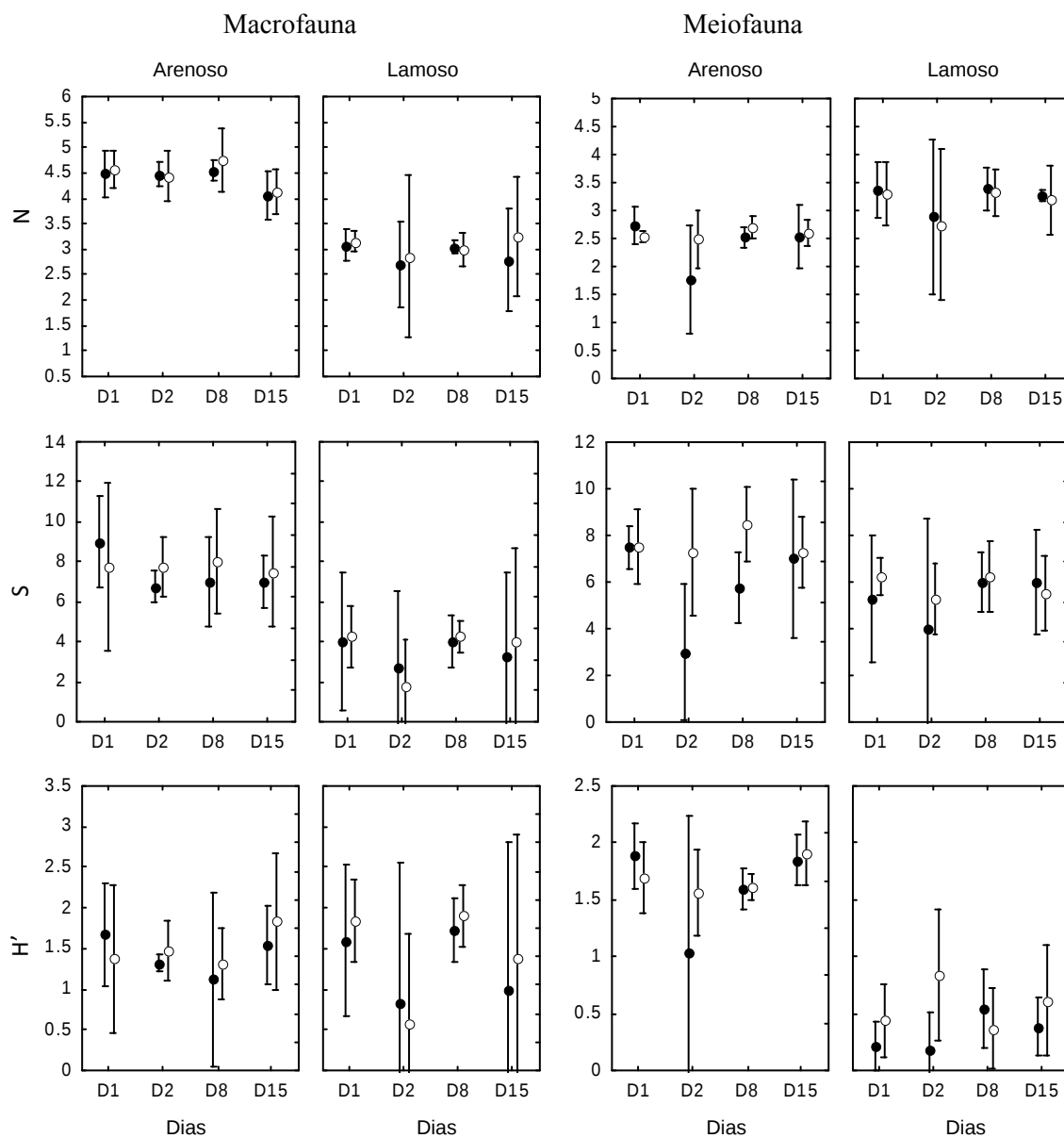
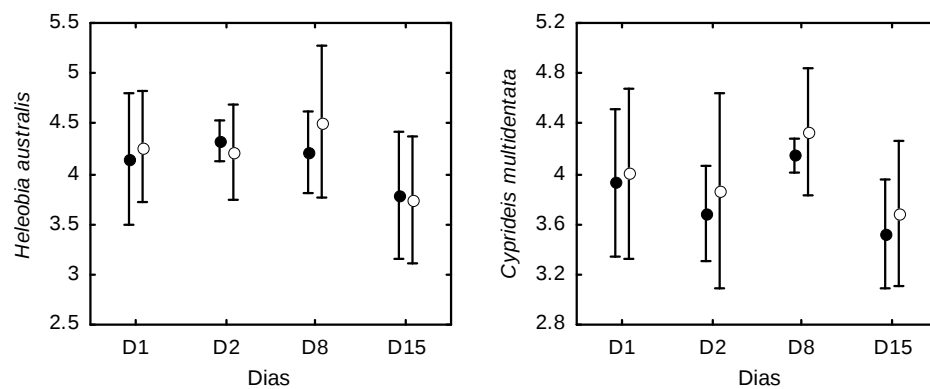


Figura 6. Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (media $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes arenosos e lamoso, ao longo de 15 dias. N – Número de indivíduos em log inds.m⁻² para macrofauna e log inds.10 cm⁻² para meiofauna; S – número de espécies da macrofauna e número de grupos da meiofauna; H' – diversidade de Shannon-Wiener.

a) Arenoso



b) Lamoso

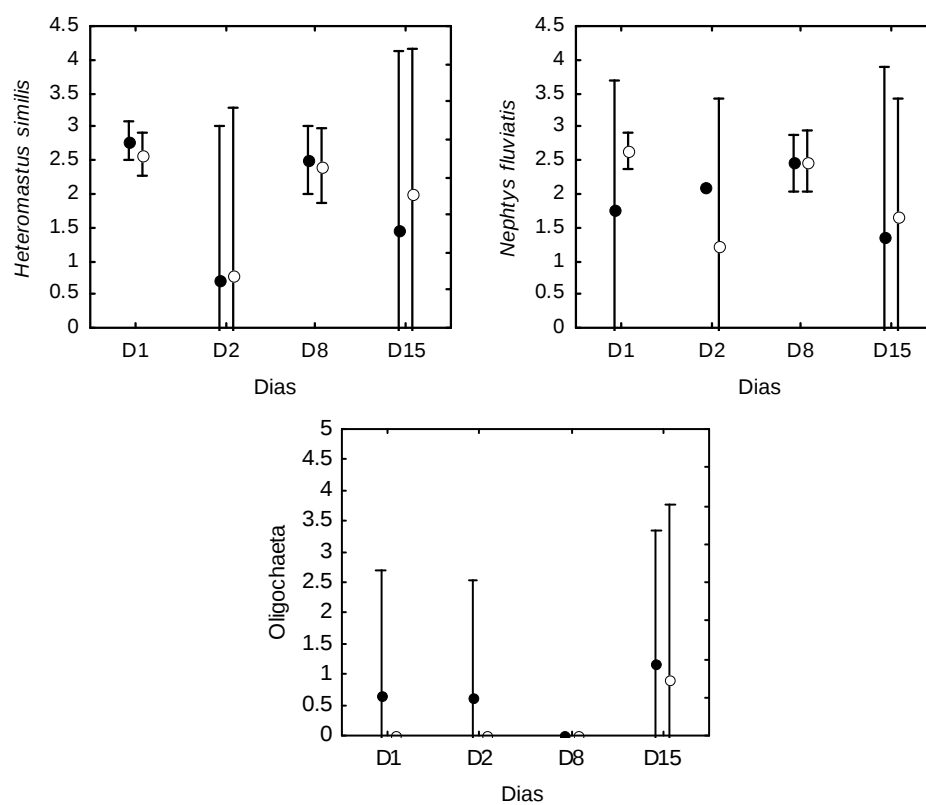


Figura 7. Densidade (log inds.m⁻²) dos organismos macrofaunais numericamente abundantes (média ± erro padrão) encontrada no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes (a) arenosos e (b) lamosos ao longo de 15 dias (media ± erro padrão).

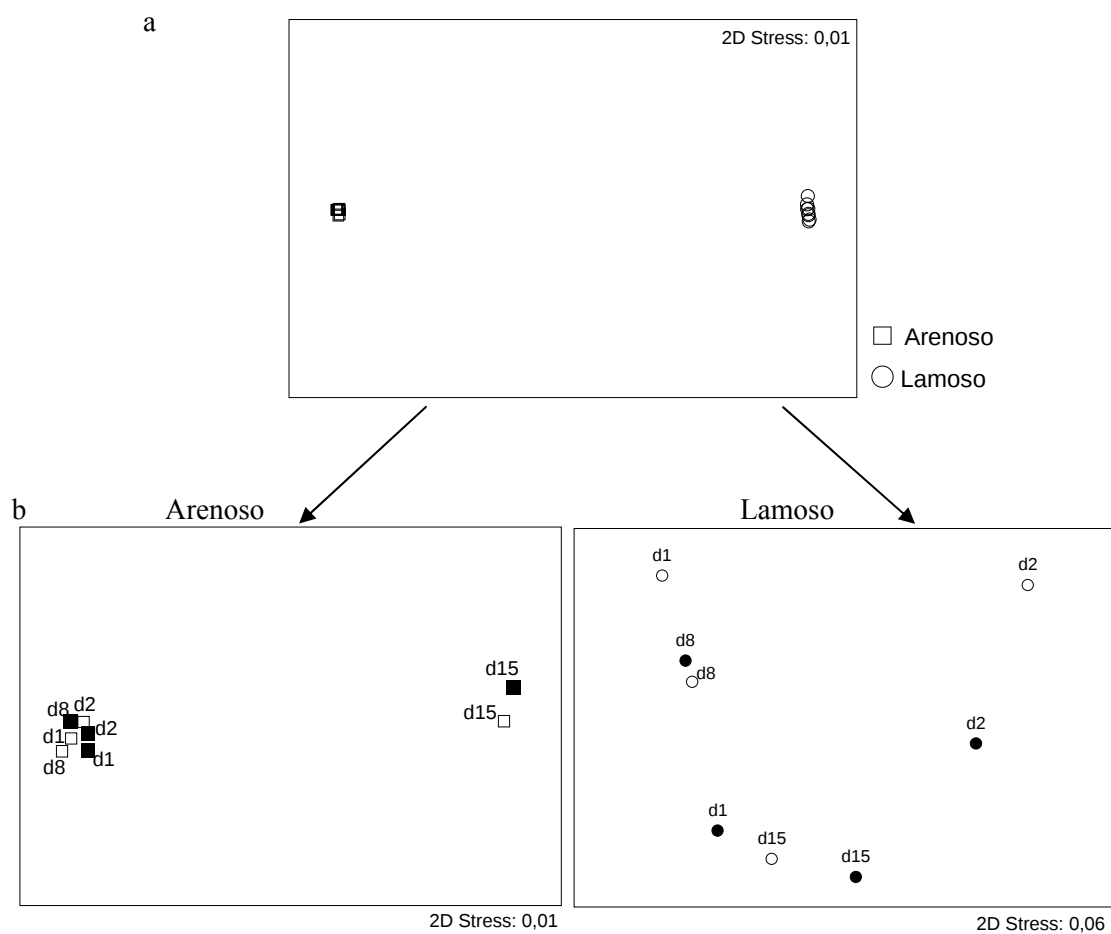


Figura 8. (a) Análise de Ordenação (MDS) da macrofauna bêntica de ambientes arenoso e lamoso e (b) do tratamento arrasto (símbolo cheio) e controle (símbolo vazio), ao longo de 15 dias de experimento.

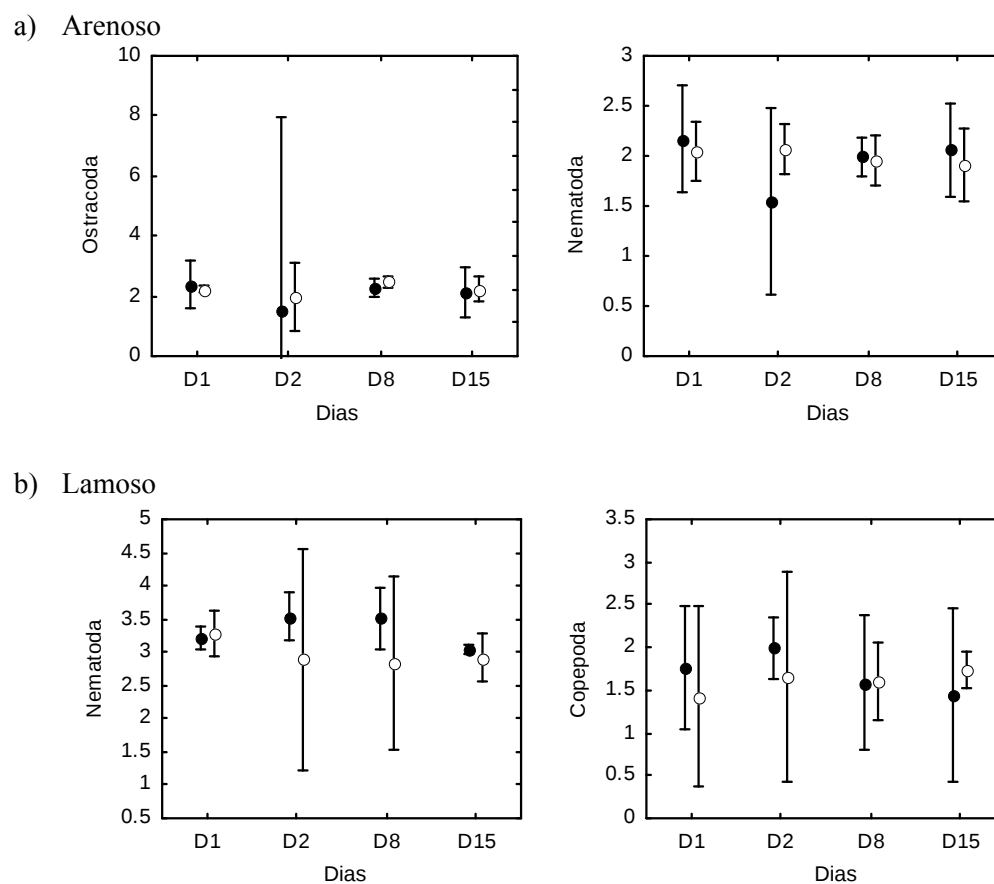


Figura 9. Densidade ($\log \text{ inds. } 10\text{cm}^{-2}$) dos grupos meiofaunais numericamente abundantes encontrados em tratamento de arrasto (●) e controle (○) realizados em ambientes (a) arenosos e (b) lamosos ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão).

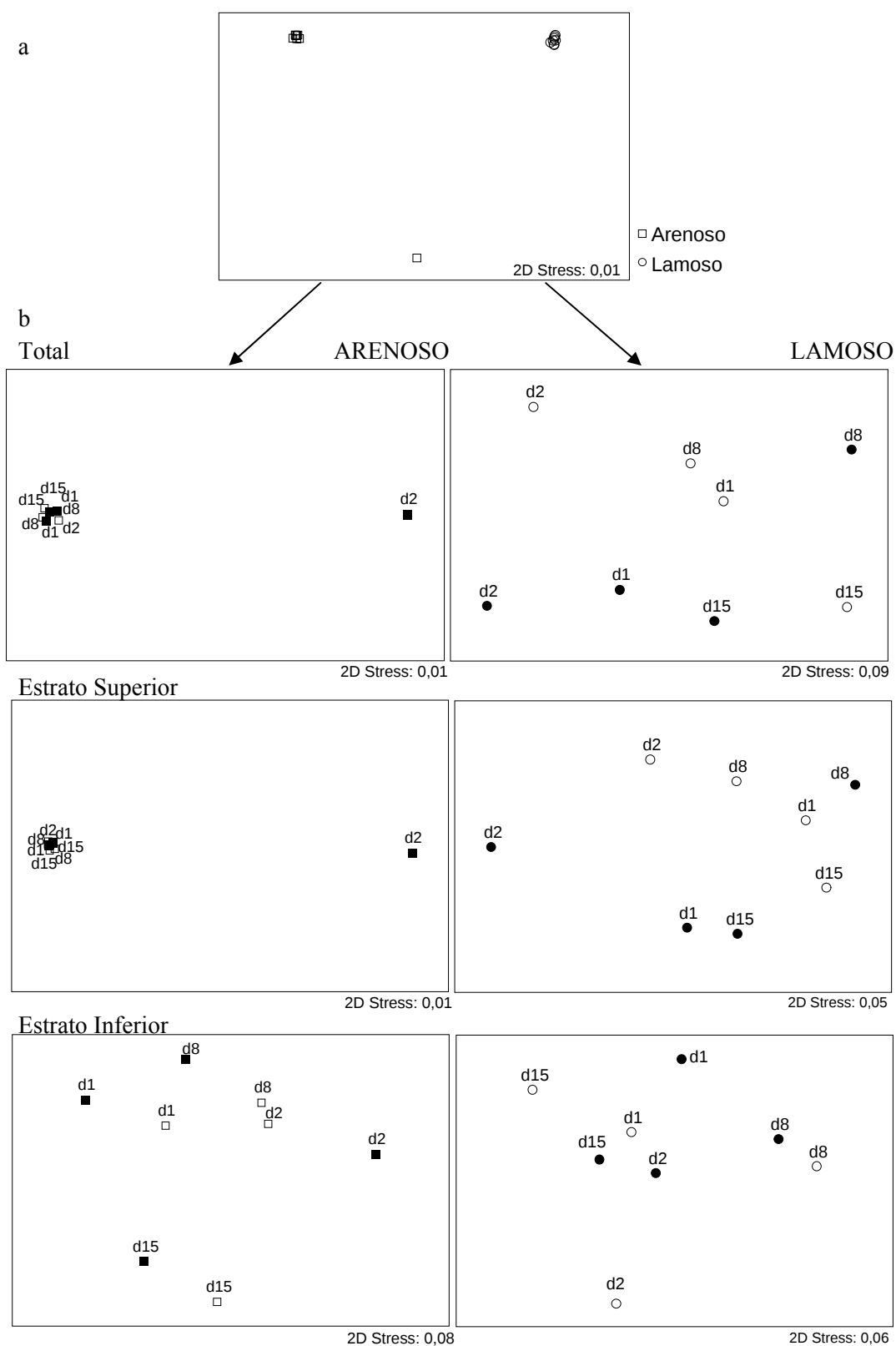


Figura 10. (a) Análise de Ordenação (MDS) da meiofauna de ambientes arenoso e lamoso e (b) dos tratamentos arrastos (símbolo cheio) e controles (símbolo vazio) em estratos integrados, superior e inferior, ao longo de 15 dias de experimento.

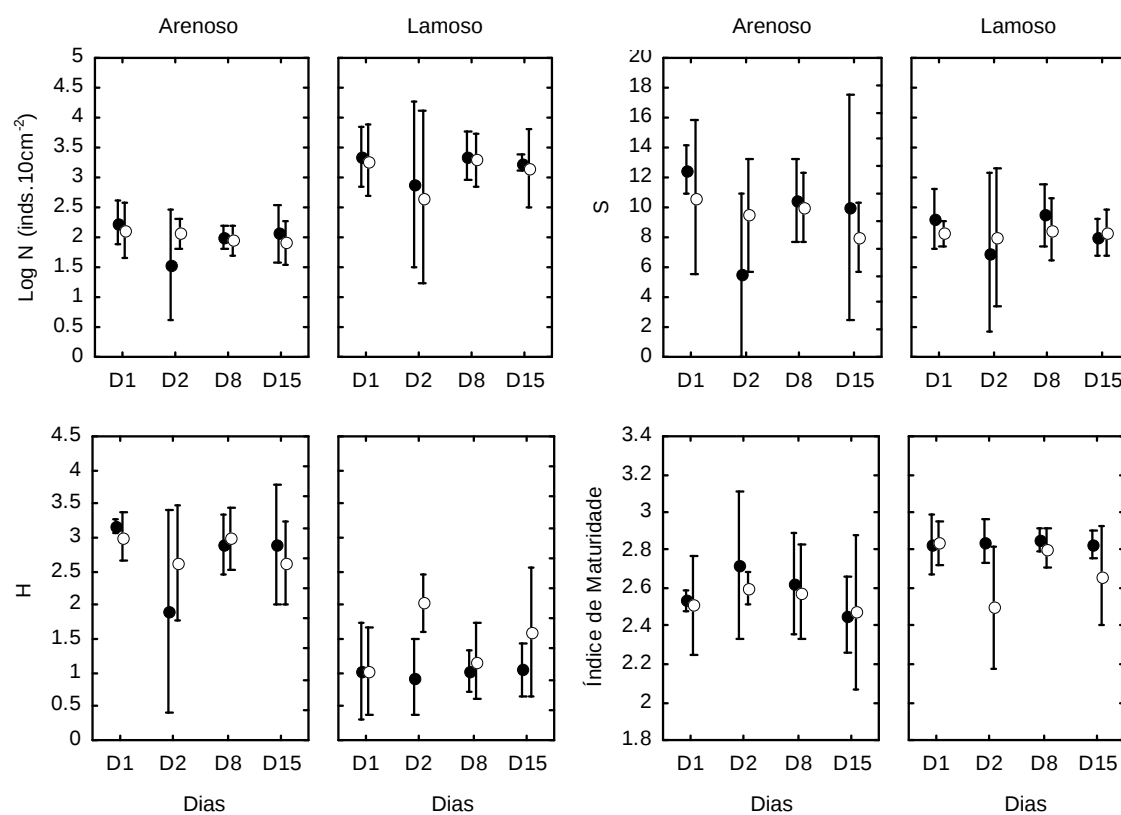


Figura 11. Densidade (N) de Nematoda, número de gêneros (S), diversidade de Shannon-Wiener (H) e índice de maturidade (média $\pm$ erro padrão) no tratamento de arrasto (●) e controle (○) realizados em ambientes arenosos e lamosos, ao longo de 15 dias.

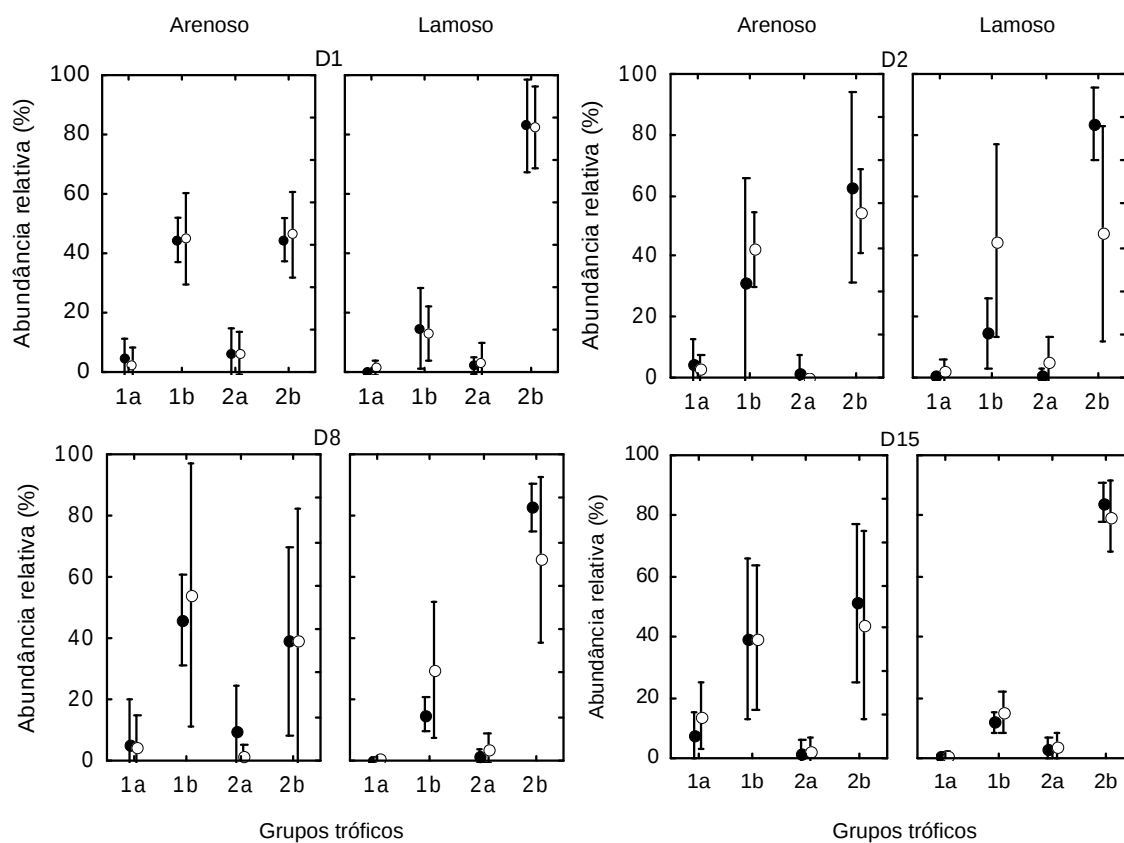
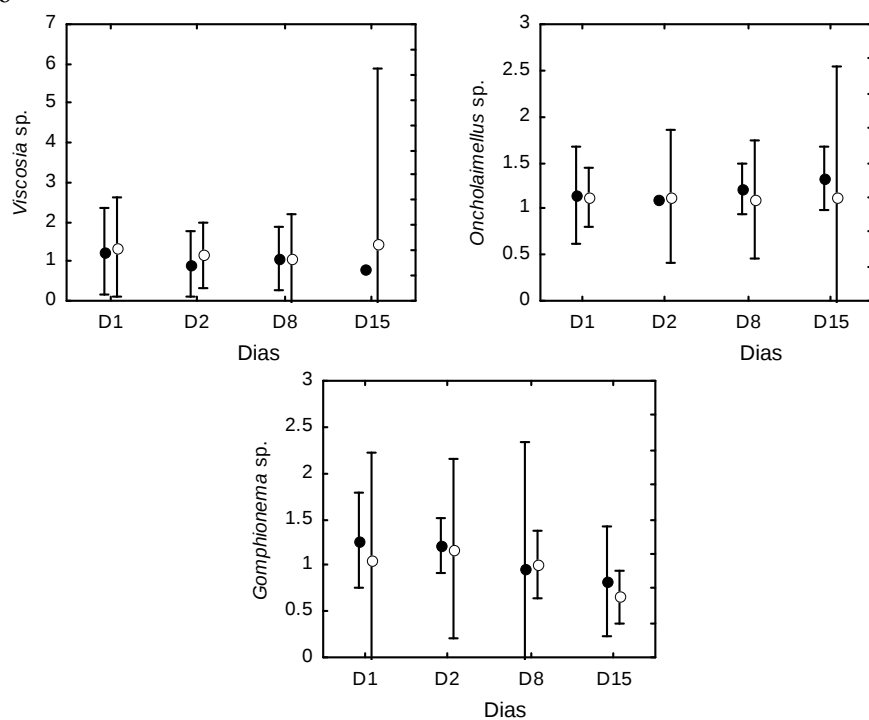


Figura 12. Abundância relativa dos grupos tróficos (Wieser, 1953) de Nematoda no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes arenoso e lamoso ao longo de 15 dias (media $\pm$ erro padrão). 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = formas que se alimentam no epistrato; 2b = omnívoros/predadores.

Arenoso



a) Lamoso

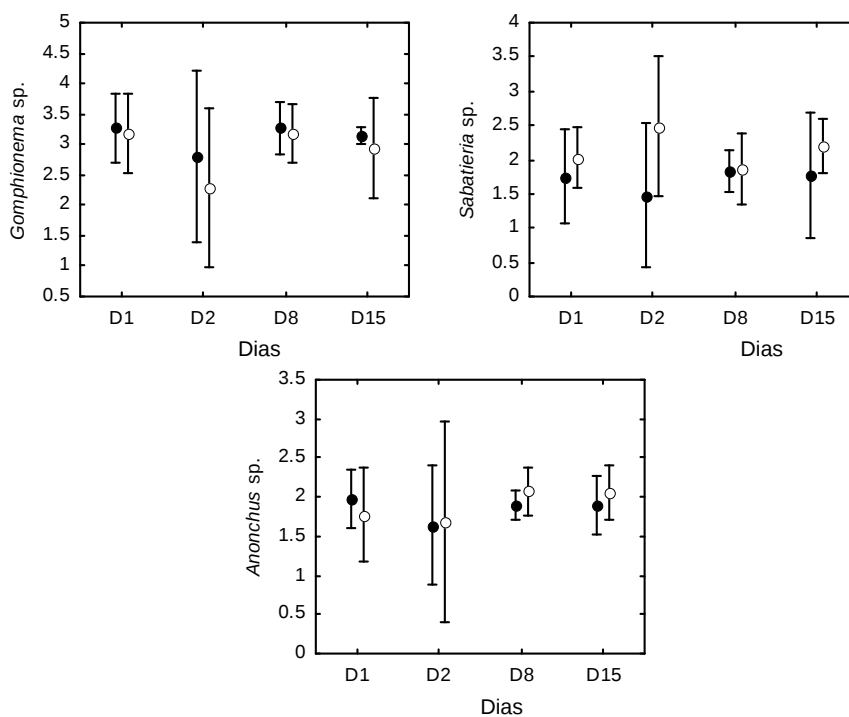


Figura 13 - Densidade (log inds.m⁻²) dos Nematoda numericamente abundantes no tratamento de arrasto (●) e no controle (○) realizados em ambientes (a) arenosos e (b) lamosos ao longo de 15 dias (media ± erro padrão).

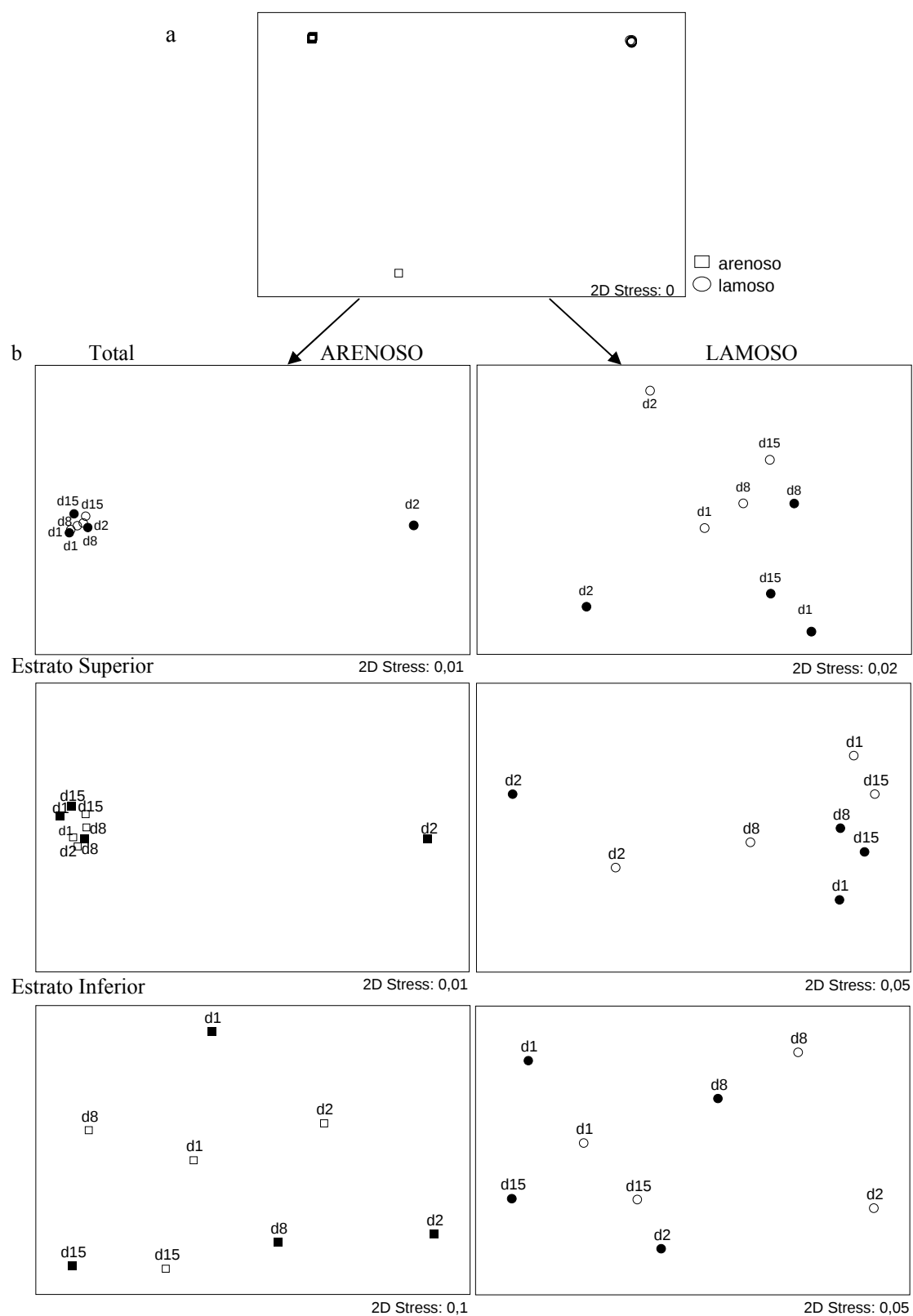


Figura 14. (a) Análise de Ordenação (MDS) de Nematoda de ambientes arenoso e lamoso e (b) do tratamento de arrasto (símbolo cheio) e controle (símbolo vazio) em estratos integrados, superior e inferior, ao longo de 15 dias de experimento.

ANEXO 1 – Organismos macrofaunais totais (0,032 m⁻²) encontrados nos tratamentos arrastos e controles em sedimentos arenoso e lamosos ao longo de 15 dias de experimento.

	ARAd1	ARAd2	ARAd8	ARAd15	ARCd1	ARCd2	ARCd8	ARCd15	LAd1	LAd2	LAd8	LAd15	LCd1	LCd2	LCd8	LCd15
Bivalve sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Capitella sp</i>	6	11	11	2	9	5	8	13	4	0	0	1	0	0	1	1
Caridea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyprideis multidentata</i>	352	169	442	121	431	336	803	191	1	1	0	0	0	3	0	1
<i>Diastylis sp.</i>	0	0	0	0	0	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erodona mactroides</i>	4	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	3
<i>Gastropoda sp1</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glycinde multidentans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1
<i>Heleobia australis</i>	580	673	580	278	721	610	1550	228	2	6	3	0	1	7	2	2
<i>Heteromastus similis</i>	9	9	10	8	4	7	4	16	20	6	12	13	13	11	10	14
Não identificados	0	0	0	1	1	2	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Kalliapseudus schubartti</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Laeonereis acuta</i>	140	85	73	21	79	43	57	29	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lucina pectinata</i>	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mediomastus sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megalopa brachiura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Mysidacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	4	0	0	1	0	4	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0
Nemertea	1	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	5	1	0	2
<i>Nephtys fluviatis</i>	9	11	12	6	16	18	9	4	6	4	10	10	14	4	11	4
<i>Nonatus sp.</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	1	0	0	0	0	0	0	1	3	2	0	4	0	0	0	31
<i>Sigambra grubii</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	2	2	5	2	10	0	5	4
<i>Sphaeromopsis mourei</i>	5	0	0	3	4	1	5	6	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Tagelus plebeius</i>	0	1	0	1	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sinelobus stanfordi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Tellina sp.</i>	3	3	9	0	7	2	4	1	0	1	1	1	0	0	1	0

AR = sedimento arenoso; L = sedimento lamoso; A = tratamento Arrasto; C = Controle

ANEXO 2 – Organismos meiofaunais totais (0,0012 m⁻²) encontrados nos tratamentos arrastos e controles em sedimentos arenosos e lamosos ao longo de 15 dias de experimento

ESTRATO SUPERIOR																
	ARAd1s	ARAd2s	ARAd8s	ARAd15s	ARCd1s	ARCd2s	ARCd8s	ARCd15s	LAd1s	LAd2s	LAd8s	LAd15s	LCd1s	LCd2s	LCd8s	LCd15s
Bivalve	1	0	0	1	0	0	2	1	0	0	5	2	2	0	2	0
Copepoda	5	2	1	8	13	18	4	10	25	43	160	55	97	78	93	98
Cumaceo	5	0	4	2	4	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heleobia australis</i>	107	32	42	44	40	25	100	49	0	1	0	0	1	0	0	1
Halacaridea	21	1	8	18	5	6	10	9	10	9	7	38	4	5	2	21
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Kinorhyncha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Nauplio Copepoda	3	0	0	4	1	4	4	17	9	12	58	15	23	46	26	38
Nematoda	176	60	101	149	121	130	95	92	2833	1160	1845	1542	2352	608	1229	1800
Olygochaeta	1	0	1	1	2	1	3	3	1	0	0	2	0	3	2	0
Ostracoda	305	31	200	241	205	239	378	235	8	3	19	2	11	7	12	2
Polychaeta	19	0	5	6	3	7	6	1	3	0	1	1	2	1	1	4
Tanaidaceo	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tardigrada	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ESTRATO INFERIOR																
	ARAd1i	ARAd2i	ARAd8i	ARAd15i	ARCd1i	ARCd2i	ARCd8i	ARCd15i	LAd1i	LAd2i	LAd8i	LAd15i	LCd1i	LCd2i	LCd8i	LCd15i
Bivalve	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0
Cumaceo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heleobia australis</i>	1	0	1	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Halacaridea	10	6	4	19	3	5	6	52	1	2	4	7	4	3	1	18
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kinorhyncha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nauplio Copepoda	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	4	0
Nematoda	65	18	25	24	32	24	25	20	732	962	1428	662	886	726	1633	616
Olygochaeta	0	0	0	2	3	0	0	0	0	2	0	2	1	21	2	0
Ostracoda	13	3	36	5	4	4	4	14	2	0	2	0	0	1	2	0
Polychaeta	1	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	2
Tanaidaceo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tardigrada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

AR = sedimento arenoso; L = sedimento lamoso; A = tratamento Arrasto; C = Controle; s = estrato superior; i = estrato inferior

ANEXO 3 – Total de Nematoda (0,0012 m⁻²) encontrado nos tratamentos arrastos e controles em sedimentos arenosos e lamosos ao longo de 15 dias de experimento

ESTRATO SUPERIOR																
	ARAd1s	ARAd2s	ARAd8s	ARAd15s	ARCd1s	ARCd2s	ARCd8s	ARCd15s	LAd1s	LAd2s	LAd8s	LAd15s	LCd1s	LCd2s	LCd8s	LCd15s
<i>Anonchus</i>	16	6	10	21	14	19	9	16	118	40	95	108	93	109	150	151
<i>Antomicron</i>	0	0	2	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Belbolla</i>	5	2	4	1	4	5	1	3	1	1	1	0	0	3	1	0
<i>Choanolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chromadorina</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chromadorita</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyartonema</i>	1	0	6	5	2	3	6	2	0	0	1	0	0	2	0	0
<i>Daptonema</i>	21	3	11	15	16	13	14	12	48	25	29	43	22	10	24	28
<i>Desmodora</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dichromadora</i>	5	0	0	4	6	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gomphonema</i>	18	8	12	3	10	28	4	3	2473	906	1476	1182	2010	266	846	1317
Não identificados	12	3	3	8	1	5	2	2	18	7	13	34	8	7	18	17
<i>Laimella</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptolaimus</i>	0	1	0	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Metalinhomoeus</i>	14	2	3	5	1	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microlaimus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	39	29	73	35	47	80	84	48
<i>Neochromadora</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Oncholaimellus</i>	19	4	22	19	15	20	19	20	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxystomina</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	2
<i>Paracanthonchus</i>	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Paracytolaimus</i>	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parodontophora</i>	1	0	1	4	1	5	1	2	21	46	65	35	28	54	40	50
<i>Prochromadorella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Retrotherystus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sabatiera</i>	4	1	3	3	4	5	5	3	66	37	44	90	90	47	36	168
<i>Spirinia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Terschillinguia</i>	3	4	1	6	0	0	4	1	2	2	5	5	17	1	2	9
<i>Thalassironus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Theristus</i>	14	9	5	3	16	12	11	5	42	65	39	9	33	26	26	10
<i>Viscosia</i>	38	9	16	2	30	11	14	21	0	0	0	0	0	2	0	0

ANEXO 3 – Continuação

ESTRATO INFERIOR																
	ARAd1i	ARAd2i	ARAd8i	ARAd15i	ARCd1i	ARCd2i	ARCd8i	ARCd15i	LAd1i	LAd2i	LAd8i	LAd15i	LCd1i	LCd2i	LCd8i	LCd15i
<i>Anonchus</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	11	7	7	2	4	12	10	3
<i>Antomicron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belbolla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Choanolaimus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chromadorina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chromadorita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cyartonema</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daptonema</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	4	0	1	3	0
<i>Desmodora</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dichromadora</i>	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gomphonema</i>	10	1	3	4	5	6	10	3	646	885	1310	600	798	259	1488	513
Não identificados	5	1	2	4	2	1	2	2	8	4	25	11	2	5	5	6
<i>Laimella</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptolaimus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metalinhomoeus</i>	8	1	2	2	6	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Microlaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1	7	0	0	5	13	2
<i>Neochromadora</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oncholaimellus</i>	3	0	0	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxystomina</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracanthonchus</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracytolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parodontophora</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	3	18	12	7	3	38	10	18
<i>Prochromadorella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Retrotheryustus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sabatiera</i>	5	2	8	2	7	1	5	5	31	26	50	27	65	347	76	67
<i>Spirinia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Terschillinguia</i>	3	0	0	1	1	1	3	1	2	17	9	1	7	38	18	4
<i>Thalassironus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Theristus</i>	12	1	2	7	7	1	2	4	25	3	7	9	7	20	9	2
<i>Viscosia</i>	7	7	7	0	2	5	0	3	0	0	0	0	0	1	0	1

AR = sedimento arenoso; L = sedimento lamoso; A = tratamento Arrasto; C = Controle; s = estrato superior; i = estrato inferior

Capítulo 3

EFEITO DA INTENSIDADE DA PESCA DE ARRASTO ARTESANAL SOBRE A
ESTRUTURA DA COMUNIDADE BÊNICA SUBLITORAL ESTUARINA

3.1. INTRODUÇÃO

A intensidade da pesca de arrasto não é igualmente distribuída no espaço, uma vez que os pescadores tendem a favorecer certas áreas. Esse fato aumenta as possibilidades do impacto do arrasto na estrutura da comunidade bêntica destes locais (ver revisão de Kaiser *et al.* 1998).

Evidências na literatura sugerem que arrastos repetidos e intensos em ambientes marinhos promovem uma troca na comunidade dominada por espécies com maior biomassa e ciclo de vida longo, através da retirada ou mortalidade direta, por uma alta densidade de pequenos organismos oportunistas (Collie *et al.* 2000, Kaiser *et al.* 2002). Além disso, podem ocorrer efeitos indiretos com a modificação das características do sedimento, retirada da camada oxidada da superfície, com conseqüente alteração da comunidade bêntica (Warnken *et al.* 2003). Entretanto, a resposta da fauna bêntica às perturbações causadas pelo arrasto depende, dentre outras coisas, da rede utilizada, intensidade e freqüência da perturbação, do ambiente estudado e do taxa analisado (ver revisões de Jennings & Kaiser 1998 e Kaiser *et al.* 2002, Collie *et al.* 2000).

Os trabalhos realizados até o momento avaliaram, principalmente, os efeitos de redes pesadas, a maioria de escala industrial, como redes de arrastos de portas e dragas (*beam trawl*) (Sanchez *et al.* 2000, Burrridge *et al.* 2003, Hinz *et al.* 2008, Hily *et al.* 2008). Muito pouco se sabe sobre os possíveis danos que as redes de arrastos utilizadas por pescadores artesanais causariam na fauna bêntica (Angonesi 2005, Capítulo 1 e 2).

Atualmente, estima-se que cerca de 50% da produção mundial pesqueira é capturada pela pesca artesanal (FAO 2007). A pesca de pequena escala ou artesanal é freqüentemente caracterizada pelo baixo grau de mecanização, capacidade de produção e captura por unidade de esforço. Pescadores artesanais utilizam diversos equipamentos

e estratégias de pesca para a captura de uma variedade de espécies. Geralmente o pescado é vendido, mas também pode ser utilizado para o próprio consumo. Arrastos artesanais, com equipamentos geralmente mais leves, acontecem mundialmente em regiões costeiras, mesmo a atividade sendo eventualmente proibida, e os estuários estão entre os principais alvos da pesca artesanal (Blaber *et al.* 2000)

Em ambientes estuarinos, os pescadores artesanais atuam individualmente ou em grupo durante a atividade. Apesar do efeito que redes pesadas de arrastos podem causar no ambiente, ainda se desconhece os efeitos que múltiplos arrastos de redes artesanais podem ocasionar num ambiente que já está sob influência de inúmeros outros impactos antrópicos.

No Sistema Estuarino de Laguna, cerca de 8.000 pescadores artesanais estão registrados pelas colônias de pescadores. Muitos deles são aposentados ou pescadores que fazem da pesca uma atividade de recreação (Sunye 2006). Como o arrasto é uma atividade proibida na região, os pescadores cadastrados utilizam outros equipamentos legalizados. Entretanto, os arrastos para captura do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) ocorrem deliberadamente com uma rede do tipo berimbau, principalmente no período de safra, que ocorre nos meses de verão. A pesca com a rede berimbau é uma técnica recente e é realizada principalmente nos estuários da região sul do Brasil.

Para compreender o efeito real do arrasto é necessário estudar áreas efetivamente sujeitas à atividade, onde a perturbação ocorra freqüentemente em diferentes intensidades. O objetivo do presente trabalho é avaliar experimentalmente o efeito de diferentes intensidades de arrasto com a rede do tipo berimbau sobre a estrutura da comunidade bêntica em sedimentos sublitorais. Neste experimento, flutuações temporais de curto-prazo da estrutura da meiofauna, em particular Nematoda, e da

macrofauna em áreas perturbadas por diferentes intensidades de arrastos são comparadas com áreas controles. As hipóteses testadas neste trabalho são: 1) Diferentes intensidades de arrastos com a rede berimbau afetam a estrutura da fauna bêntica sublitoral estuarina de modo desigual; maiores impactos sobre a fauna são esperados em áreas mais intensamente arrastadas. 2) Os arrastos afetam principalmente organismos epifaunais e subsuperficiais; dado o baixo peso do artefato de pesca e sua baixa penetrabilidade no sedimento é esperado que as formas que habitam em estratos mais superficiais sejam as mais afetadas. 3) As associações da macro e meiofauna, especialmente Nematoda, respondem de modo diferente às essas perturbações; as diferenças nas estratégias de vida destes organismos determinaria diferentes respostas a perturbação física causada pela rede de arrasto.

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1. A rede de arrasto berimbau

A rede berimbau utilizada no presente estudo foi cedido pela polícia ambiental do município de Laguna, SC. A rede media 1,7 m de largura de haste e pesava 2 kg no total. Descrição detalhada e imagem da rede são encontradas no Capítulo 1.

3.2.2. Área de estudo

Os experimentos com arrastos foram realizados na Lagoa Santo Antônio localizada no Sistema Estuarino de Laguna, SC (S 28°29'44'' W 48°47'53'') (Fig. 1). Maiores detalhes sobre a área de estudo são encontrados no Capítulo 1.

3.2.3. Delineamento Experimental

O experimento consistiu de 3 tratamentos de arrastos com rede berimbau em distintas intensidades: 1 arrasto, 3 arrastos e 6 arrastos diários. As áreas onde foram realizados os tratamentos e o controle foram previamente cercadas e identificadas para evitar qualquer tipo de perturbação física antrópica externa antes e ao longo do trabalho. Os arrastos foram efetuados a pé, sem auxílio de embarcações e eram iniciados uns poucos metros antes da área delimitada e finalizados depois da área.

Em dezembro de 2005, durante 15 dias foram aplicados arrastos diários em cada um dos tratamentos. Cada tratamento possuía 3 réplicas de 1,60 x 4 metros. Áreas-controles (sem arrasto) foram igualmente delimitadas (Fig. 2). Cada área foi subdividida internamente em 10 quadrados de 0,80 x 0,80 metros (Fig. 2). Após a aplicação dos arrastos, dois quadrados eram amostrados em cada uma das áreas. As amostragens foram realizadas imediatamente após o arrasto do primeiro dia (D_1), após o arrasto do segundo dia (D_2), após o arrasto do oitavo dia (D_8) e após o arrasto do décimo quinto dia (D_{15}). Além disso, no vigésimo dia (D_{20}) após o início do experimento, foram amostrados mais 2 quadrados em cada área para avaliação da recolonização da fauna (Fig. 3). A decisão sobre quais quadrados de 0,80 x 0,80 metros foram amostrados em cada uma das datas foi feita por sorteio, sem reposição, sendo tomada uma amostra por quadrado.

3.2.4. Amostragem e processamento das amostras

Em cada quadrado, foram coletadas amostras para análises da macrofauna, meiofauna e de sedimento para determinação dos teores de matéria orgânica e

granulometria. Amostras de meiofauna foram retiradas com um amostrador plástico (2 cm de diâmetro e profundidade de 5 cm) e divididas em estratos de 0-2 cm (superior) e 2-5 cm (inferior). As amostragens da macrofauna e parâmetros abióticos, bem como o processamento das amostras, estão descritas no Capítulo 1.

3.2.5. Análise dos dados

Para testar diferenças nos dados derivados da fauna e variáveis abióticas entre os tratamentos de arrastos e controle ao longo do período do experimento, foram utilizadas técnicas univariadas paramétricas e multivariadas não paramétricas (Clarke e Warwick 1994).

Para os componentes da fauna bêntica (macrofauna, meiofauna e Nematoda), medidas univariadas incluíram número de taxa (S; espécies para a macrofauna; grupos para meiofauna e gêneros para Nematoda), densidade (N), diversidade de Shannon-Wiener ($H' - \log_2$) e o número esperado de espécies (ES_n). Esse último é menos dependente do tamanho das amostras (Soetaert & Heip 1990), foi baseado na técnica de rarefação de Sanders (1968) e modificado por Hurlbert (1971). Nesse índice, o esperado número de espécies (ES) de cada amostra é calculado para um número determinado de indivíduos. No presente estudo foram definidos 50 indivíduos (ES_{50}). Para os Nematoda, além das medidas citadas, o índice de maturidade (IM) derivado de suas estratégia de vida, foi calculado para cada amostra de acordo com Bongers (1990) e Bongers *et al* (1991; 1995). Na aplicação do IM, os Nematoda são classificados ao longo de uma escala (denominada cp) de 1-5, como colonizadores (ciclo de vida curto, altas taxas reprodutivas, alta habilidade de colonização e tolerância à distúrbios) equivalendo a escala 1 e persistentes (ciclo de vida longo, baixa habilidade de

colonização, baixo número de descendentes e sensíveis à distúrbios) equivalendo a escala 5. Os Nematoda também foram classificados de acordo com os grupos tróficos segundo Wieser (1953). Nesta classificação, os organismos são ordenados de acordo com a morfologia bucal em: - 1A, os detritívoros seletivos; - 1B, os detritívoros não seletivos; - 2A, formas que se alimentam no epistrato; - 2B, os predadores ou onívoros. O sedimento foi caracterizado pelo tamanho médio do grão, seleção, frações de areia, finos (silte-argila) e teores de matéria orgânica.

Diferenças nos descritores univariados entre os tratamentos de arrastos e o controle, em cada período amostral, foram testadas através de uma série de análises de variância (ANOVA) unifatorial. Anova multifatorial não foi considerada apropriada, já que o período amostral deve ser considerado separadamente para observar quando houve e se houve efeito do arrasto e recolonização da fauna bêntica. Além disso, os dias não são fatores independentes já que se supõe que as respostas serão modificadas ao longo do tempo (Johnson *et al.* 2007). Testes de Cochran foram aplicados para homogeneidade das variâncias e os dados foram transformados quando necessários. Testes de comparação múltipla de Tukey foram utilizados quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0,05$) (Sokal & Rohlf 1997).

A influência do arrasto na distribuição vertical dos descritores univariados da meiofauna e Nematoda foi analisada usando ANOVA bifatorial em cada período amostral, com tratamentos/controle e estratos (0-2 e 2-5 cm) como fatores fixos. Como os estratos do sedimento não são independentes, foi construído um desenho do tipo “split-plot” com as réplicas dos estratos aninhadas dentro dos tratamentos. Foram testados a homocedasticidade das variâncias e os dados foram transformados quando

necessário. Testes de comparação múltipla de Tukey foram utilizados quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0,05$).

Variáveis ambientais foram ordenadas através da análise de componentes principais (PCA), usando-se uma matriz de correlação.. Entre as variáveis utilizadas estiveram o tamanho médio e seleção do grão, frações de cascalho, areia, finos e matéria orgânica.

Matrizes de similaridade foram construídas utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis a partir dos dados da fauna bêntica (transformados em $\log x+1$). Os dados foram ordenados e plotados através da análise de proximidade (MDS, *Multi-dimensional Scaling*) e a diferença dos dados da fauna entre os tratamentos em cada período amostral foi testada através da análise não paramétrica ANOSIM (Clarke e Green 1988).

As relações entre os índices univariados da fauna bêntica e as variáveis ambientais foram avaliadas através da correlação de Spearman. A análise BIO-ENV utilizada para verificar as possíveis relações entre a estrutura multivariada da comunidade e combinações de variáveis ambientais (Clarke e Ainsworth 1993), definindo assim o conjunto de variáveis que melhor explicam a estrutura da fauna.

Procedimentos para ajustar o nível de significância para controlar o Erro do tipo I em testes múltiplos de correlação, como o ajuste de Bonferroni, tem gerado muito debate (Bland & Altman 1995, Perneger 1998). Embora essa técnica forneça grande controle sobre o Erro do tipo I, ela é muito conservadora quando há muitas comparações e pode perder a real diferença (ou seja, aumentar o erro do tipo II; Quinn & Keough 2002). Deste modo, os resultados de ambos os valores de p , corrigidos e não corrigidos, foram usados na determinação da significância das correlações de Spearman.

Para a realização das análises estatísticas foram utilizados os aplicativos STATISTICA v.7 e PRIMER v.6 e, para o processamento dos dados das análises granulométricas, o SysGran v.3.0.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Variáveis ambientais

Valores de temperatura variaram entre 19°C e 25,1°C, salinidade entre 10 e 34 e profundidade de 0,36 a 0,73 m durante o período experimental. Apenas a porcentagem de finos (silte + argila) diferiu significativamente ($p < 0,05$) entre os tratamentos/controle durante o experimento. Essa diferença somente foi observada no oitavo dia após o início do experimento (D8). Nesse dia, a fração de finos do controle foi significativamente maior do que o tratamento de 1 arrasto (Fig. 4). Não foi registrada nenhuma outra diferença significativa para as variáveis abióticas em nenhum outro dia do experimento entre os tratamentos de arrastos e o controle.

A análise de componentes principais (PCA) dos dados abióticos não mostrou uma clara separação entre os tratamentos e o controle. No entanto, é possível observar um grupo de amostras-controle (D2, D8 e D20) associado aos teores de sedimentos finos. Entre os tratamentos não foi possível observar nenhuma separação. Fatores 1 e 2 foram responsáveis por aproximadamente 72% da variabilidade total.

3.3.2. Macrofauna bêntica

Foram identificados 24 taxa macrobênticos com densidades variando entre 5.223 e 100.000 inds.m⁻². O gastrópode *Heleobia australis* (49% da fauna total coletada) seguido pelo ostrácode *Cyprideis multidentata* (46,5%) dominaram a macrofauna bêntica durante o experimento. O terceiro organismo mais abundante foi o poliqueta *Nephtys fluviatilis* (1,6%), seguido pelo o anfípode *Bathyporeiapus bisetosus* (1,2%). Todos os outros 20 taxa somados representaram 1,7% da macrofauna bêntica encontrada. A listagem dos organismos macrofaunais e suas abundâncias são encontradas no Anexo 1.

Diferença significativa das medidas univariadas para os tratamentos de arrastos e controle foi detectada por um dos índices analisados e apenas após 15 dias de arrastos consecutivos (D15). Nesse dia, a diversidade do tratamento de 3 arrastos foi significativamente menor do que a diversidade do controle e do que o tratamento de 6 arrastos (Fig. 6; Tab. 1). As espécies numericamente dominantes não apresentaram nenhuma alteração de sua densidade sob o efeito do arrasto (Fig. 7).

O MDS não mostrou separação da associação macrobêntica entre os tratamentos de arrastos e o controle, porém foi nítida a separação entre os dias amostrados (Fig. 8). O teste ANOSIM também não detectou diferenças estatísticas entre os tratamentos e o controle em nenhum período analisado (Tab. 2).

3.3.3. Meiofauna

Quatorze taxa meiofaunais com densidades entre 60 e 1.312 inds.10 cm⁻², foram registrados no experimento. Os ostrácodes foram os organismos mais abundantes, representando 52% dos organismos encontrados, seguido pelos Nematoda (24%) e

Tardigrada (7%). Quanto à distribuição vertical dos organismos, todos os índices univariados analisados foram significativamente maiores no estrato superior comparado ao estrato inferior, durante todo o período amostral (Tab. 3). A listagem dos organismos meiofaunais e suas abundâncias são encontradas no Anexo 2.

O efeito do arrasto na meiofauna (5 cm totais) foi detectado apenas no segundo dia do experimento (D2). Nesse dia a densidade meiofaunal do tratamento com a aplicação de 3 arrastos foi significativamente maior do que o tratamento de 6 arrastos (Fig. 6, Tab. 1). Em nenhum dos outros dias de amostragem foram detectadas diferenças significativas entre o controle e os tratamentos. Quanto aos organismos numericamente abundantes, nenhum efeito do arrasto foi observado em suas densidades (Fig. 9).

Em se tratando do efeito do arrasto na distribuição vertical dos organismos, foi observada uma interação significativa na diversidade do D2 (Tab. 3). Nesse dia, o tratamento de 6 arrastos mostrou um aumento da diversidade do estrato inferior se equivalendo ao estrato superior. Com a continuidade do experimento não foi observada mais nenhuma alteração na distribuição vertical dos índices univariados após a passagem da rede.

Quanto às análises multivariadas, o MDS novamente não mostrou separação das associações da meiofauna entre os tratamentos/controle, porém, foi visível a separação entre os dias, tanto para os dados dos estratos integrados, quanto para os estratos separados (Fig. 10). Entretanto, diferenças significativas entre os tratamentos/controle para os estratos integrados e superior foram registradas pelo teste ANOSIM no D2 (Tab. 2). Nesse dia, comparações par-a-par mostraram diferenças significativas entre tratamento de 1 arrasto e 6 arrastos, tratamento de 3 arrastos e 6 arrastos e entre controle e tratamento de 3 arrastos para os estratos integrados e o estrato superior.

3.3.4. Nematoda

Um total de 33 gêneros de Nematoda pertencentes a 19 famílias foi encontrado durante o experimento. Os gêneros numericamente abundantes foram *Viscosia* (Oncholaimidae), contribuindo com 38,5% dos organismos encontrados, *Daptonema* (Xyalidae) (16%), *Oncholaimellus* (Oncholaimidae) (8,5%) e *Anonchus* (Leptolaimidae) (7,2%). *Daptonema* foi o gênero mais freqüente, encontrado em 98% das amostras, seguido por *Viscosia* (92,5%), *Oncholaimellus* (78%) e *Anonchus* (77%). A listagem dos Nematoda e suas abundâncias são encontradas no Anexo 3.

Quanto à distribuição vertical de Nematoda, a maioria dos índices univariados diferiu significativamente entre os estratos em pelo menos um dos dias amostrados (Tab. 4). Com exceção dos grupos tróficos dos detritívoros seletivos (1A) e das formas que se alimentam no epistrato (2A), que foram mais abundantes no estrato inferior, os demais índices sempre tiveram maiores valores no estrato superior.

As análises univariadas realizadas entre os tratamentos e o controle (5 cm totais), mostraram diferenças significativas nos D1 e D2 do experimento (Fig. 11, Tab. 1). No D1, após a passagem do arrasto, a diversidade do tratamento de 3 arrastos foi significativamente maior que no tratamento de 1 arrasto e do que no controle. No D2, a densidade de Nematoda foi significativamente maior no tratamento de 3 arrastos do que no de 6 arrastos, mas ambos não diferiram do controle. Ainda nesse dia, o tratamento de 3 arrastos apresentou um aumento significativo no valor do índice de maturidade e, junto com o controle, foram significativamente maiores que o tratamento de 6 arrastos. Quanto aos grupos tróficos de Nematoda, a abundância relativa de detritívoros não seletivos (1B) no tratamento de 6 arrastos foi significativamente maior do que no de 3

arrastos e no controle. Os predadores/onívoros foram significativamente mais abundantes no tratamento de 3 arrastos do que no de 6 arrastos (Fig. 12).

Além disso, também no D2, foi registrado um aumento significativo da densidade de *Oncholaimellus* ($p < 0,01$), um dos organismos numericamente abundantes, no tratamento de 3 arrastos quando comparado ao tratamento de 6 arrastos (Fig. 13). Em nenhum outro dia de amostragem foi registrada qualquer diferença significativa. Também não foi observada nenhuma tendência de efeito do arrasto ao longo do tempo para nenhum índice univariado de Nematoda e os gêneros numericamente abundantes.

Foram registradas algumas diferenças significativas entre os tratamentos de arrastos e controle na distribuição vertical de Nematoda (Tab. 4). No D2, a densidade de *Oncholaimellus* ($p < 0,05$) no estrato superior do tratamento de 3 arrastos foi significativamente maior do que o tratamento de 6 arrastos (interação T x E com $p < 0,001$). Ainda no mesmo dia, o valor do índice de maturidade (IM) no tratamento de 6 arrastos reduziu significativamente nos 2 estratos analisados. Dessa forma, o índice de maturidade do tratamento de 6 arrastos foi significativa menor do que o tratamento de 3 arrastos e do que o controle (Tab. 4). Já no D8, o valor do IM do estrato inferior do tratamento de 3 arrastos foi significativamente menor do que no controle e no tratamento de 1 arrasto. Nos demais dias não houve mais respostas significativas para o índice de maturidade. No D15, a diversidade do controle foi significativamente maior que no tratamento de 1 arrasto em ambos os estratos analisados. Por fim, no D20, 5 dias após o término dos arrastos, foi registrado um aumento significativo de detritívoros não seletivos (1B) em ambos os estratos do tratamento de 6 arrastos quando comparado ao tratamento de 1 arrasto.

O MDS realizado com os dados de Nematoda não mostrou distinção entre os tratamentos/controle, porém, novamente foi possível observar um agrupamento de alguns dias (Fig. 14). Entretanto, a ANOSIM detectou diferenças significativas entre tratamentos/controle para o estrato superior no D2 (Tab. 2). Nesse dia, comparações par-a-par mostraram diferenças significativas entre os tratamentos de 1 e 3 arrastos e entre 1 e 6 arrastos.

3.3.5. Relação entre variáveis ambientais e comunidade bêntica

As relações entre as variáveis ambientais e os índices biológicos foram baixas. O valor mais alto de correlação foi entre a seleção do grão e a densidade de Nematoda (0,348).

Alterações na estrutura da comunidade bêntica foram pouco relacionadas com variáveis ambientais (BIO-ENV). Os melhores valores de ρ para macrofauna, meiofauna e Nematoda foram de apenas 0,107 (seleção do grão, areia e finos), 0,194 (MO, tamanho médio do grão, seleção e finos) e 0,111 (tamanho médio do grão), respectivamente.

3. 4. DISCUSSÃO

Vários trabalhos já demonstraram que atividades de arrastos podem afetar as características do sedimento e os organismos associados (Jennings & Kaiser 1998, Dernie *et al.* 2003b). Ambientes fisicamente mais estáveis, como sedimentos lamosos, são desestabilizados e alterados, onde parte das frações de finos é ressuspensa,

permanecendo por mais tempo na coluna d'água e sendo levada pela corrente (Kaiser *et al.* 2002, Dernie *et al.* 2003a). Por outro lado, ambientes dinâmicos, sob freqüente influência de perturbações naturais, possuem sedimentos com maior tamanho do grão e o arrasto nesse tipo de substrato geralmente não altera a estrutura do sedimento (Dellapenna *et al.* 2006). Dessa forma, ambientes mais estáveis costumam ser mais afetados pelas perturbações causadas pelo arrasto (Kaiser 1998, Jennings & Kaiser 1998, Kaiser *et al.* 2002). Para o arrasto ter um efeito significativo em ambientes já naturalmente instáveis, ele deveria exceder a intensidade e a freqüência das perturbações naturais (Kaiser *et al.* 2002).

O presente estudo foi realizado numa lagoa costeira rasa, cujos fundos são predominantemente arenosos (Fonseca & Netto 2006, Meurer & Netto 2007). Valores máximos de sedimentos finos encontrados neste estudo foram de 2,51%. Desse modo, a área potencialmente está sujeita à alta instabilidade hidrodinâmica. O arrasto com a rede berimbau, portanto, não excederia a intensidade e a freqüência das perturbações naturais. Hinz *et al.* (2008) não encontraram alteração das características do sedimento de uma área arrastada com rede de portas no Mar da Irlanda e relacionaram esse resultado às fortes correntes que ocorrem no local. Dernie *et al.* (2003b) também não registraram alterações nas frações granulométricas e matéria orgânica sob diferentes intensidades de distúrbios físicos realizados num plano arenoso estuarino.

No presente estudo também não foram observados efeitos da aplicação de distintas intensidades de arrastos na estrutura da comunidade bêntica em todos os períodos analisados. E ainda, as poucas respostas significativas registradas ocorreram de forma irregular e sem qualquer padrão ou tendência quanto aos tratamentos de arrastos. Essa mesma irregularidade também foi observada por Angonesi (2005) em seu experimento

com as redes de arrastos do tipo coca e berimbau, realizado no estuário da Lagoa dos Patos (RS). A autora concluiu que o arrasto não afetou as associações macrobênticas devido à combinação de alta variabilidade natural dos organismos e ao grau de adaptação aos distúrbios das espécies estuarinas. Nessa área, o sedimento também era arenoso. Semelhanças entre os ambientes (Sistema Estuarino de Laguna e Estuário da Lagoa dos Patos) consistem no fato de ambos serem lagunas estranguladas (Kjerve 1986), rasas, sob forte ação do vento, intensa hidrodinâmica e instabilidade do substrato que os caracterizam como naturalmente instáveis. Para sobreviver sob essas condições, os organismos possuem adaptações ou estratégias de vida que os habilitam a persistir nesses ambientes (Kaiser 1998, Schratzberger e Warwick 1998, Kaiser *et al.* 2002, Dernie *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2007).

A fauna bêntica encontrada no presente estudo parece ser, de fato, bastante adaptada às contínuas perturbações físicas naturais e, por isso, resistente às perturbações causadas pelo arrasto. *Heleobia australis*, o gastrópode epifaunal numericamente dominante da macrofauna (49%), já é reconhecido por suas características oportunística e persistente em locais perturbados (Netto & Lana 1994, Bemvenuti 1998). O ostrácode estuarino *Cyprideis multidentata*, igualmente abundante na macrofauna (46,5%), já foi registrado como espécie oportunista e dominante em ambientes instáveis, sob forte hidrodinâmica (i.e. canais; Würdig 1988) e não alterou sua densidade sob a influência do arrasto. Os ostrácodes também foram os organismos mais abundantes da meiofauna (52%), possivelmente devido à alta atividade reprodutiva que ocorre no verão, como já observado por Fonseca & Netto (2006), bem como o registrado para organismos macrobênticos de regiões lagunares do sul do Brasil (Rosa & Bemvenuti 2006, Meurer & Netto 2007). Os ostrácodes superaram até mesmo a densidade de Nematoda (24%),

que geralmente é o grupo numericamente dominante da meiofauna no Sistema Estuarino Lagunar (Fonseca e Netto 2006, Meurer & Netto 2007). Porém, seu pico de densidade é usualmente registrado em períodos de inverno e outono em sedimentos lodosos e arenolodosos.

A associação meiofaunal de sedimentos arenosos é pouco sensível e talvez mais hábil em se re-establisher após distúrbios físicos (Schratzberger & Warwick 1999). Schratzberger *et al.* (2002) já haviam comprovado a capacidade desses pequenos animais de serem suspensos pelo arrasto. Esse fato também pode ter ocorrido para a macrofauna analisada, pois a maioria dos organismos encontrada nesse estudo apresentava tamanho reduzido.

Os Oncholaimidae *Viscosia* e *Oncholaimellus*, Nematoda numericamente dominantes, apesar do relativo longo tempo de geração, são considerados tolerantes a estresse (Bongers 1999). O Xyalidae *Daptonema* responde positivamente a distúrbios médios (Schratzberger & Jennings 2002, Netto & Pereira 2008). Dessa forma, a ausência de resposta da comunidade benthica estuarina durante e após freqüentes arrastos de diversas intensidades possivelmente ocorreu devido à adaptação da fauna a essas variações naturais. O arrasto com a rede berimbau, portanto, não parece ter excedido a intensidade e a freqüência das perturbações naturais.

É de amplo conhecimento que a distribuição dos organismos benthicos estuarinos é extremamente relacionada às variáveis ambientais, tais como salinidade, granulometria do sedimento, matéria orgânica, profundidade, entre outros (Coull 1988; 1999, Little 2000, Gray *et al.* 2006, Barros *et al.* 2008). Modificações nessas variáveis geralmente acarretam em conseqüências para a estrutura das associações benthicas. Conforme os resultados encontrados nesse estudo, foi possível observar flutuações temporais para os

diferentes componentes bênticos analisados. Entretanto, através das variáveis ambientais coletadas não foi possível observar nenhuma variação evidente que justificasse uma relação com as alterações da estrutura da macrofauna. Além do mais, como mostrado pelas análises multivariadas, para cada componente do bentos analisado houve um agrupamento temporal diferente.

Na macrofauna, as flutuações temporais naturais características do gastrópode dominante epifaunal *H. australis* se refletiram no agrupamento mostrado pelo MDS. Nos D2 e D20 foram registradas as menores densidades de *Heleobia australis*. Esse gastrópode possui relativa mobilidade e capacidade de dispersão através da tensão superficial da água que permite a exploração de novos ambientes (Bemvenuti *et al.* 2003), além de formarem agrupamentos de dimensões variadas (Bemvenuti *et al.* 1978, Lana 1986), o que explicaria as variações de densidades registradas nesses dias. Já na meiofauna, variações desiguais nas densidades de diferentes organismos parecem ter sido responsáveis pelo agrupamento temporal observado e entre os Nematoda as variações temporais foram menos evidentes. Esse resultado aponta para uma variabilidade temporal desigual na estrutura dos distintos componentes bênticos analisados e até mesmo dentro das taxa que compõe cada componente. Como essas variações também foram registradas no controle, dificilmente esse resultado pode ser consequência dos arrastos.

A ausência de tendências e efeitos significativos sob freqüentes arrastos com distintas intensidades encontrado nesse experimento aponta para que a rede berimbau utilizada nesse experimento, nas condições de espaço e local escolhido para a realização, não afeta a estrutura bêntica encontrada no local.

3.5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Angonesi, L.G. 2005. Dinâmica de curto prazo da macrofauna bentônica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos: Efeitos antrópicos e mecanismos de persistência e resiliência, Tese de doutorado. Universidade do Rio Grande, Rio Grande, pp. 163.
- Barros, F., Hatje, V., Figueiredo, M.B., Magalhães, W.F., Dórea, H.S., Emídio, E.S. 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuar Coast Shelf Sci* doi:10.1016/j.ecss.2008.02.016.
- Bemvenuti, C.E. 1998. Invertebrados Bentônicos. In: Seeliger, U., Odebrecht, C., CAstello, J.P. (Eds.), *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, pp. 46-51.
- 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.
- Bemvenuti, C.E., Rosa-Filho, J.S., Elliott, M. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Rio Grande Harbor (RS, Brazil). *Braz. J. Biol* 63, 183-194.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.-J., Ching, C.V., Day, J.W., Elliott, M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I.C., Silvert, W. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 590–602.
- Bland, J.M., Altman, D.G. 1995. Multiple significance tests: the Bonferroni method. *BMJ Stat Note* 310:170.
- Bongers, T. 1990. The Maturity Index: An Ecological Measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Bongers, T. 1999. The Maturity Index, the evolution of nematode life history traits, adaptive radiation and cp-scaling. *Plant and Soil* 212: 13–22, 1999 212, 13-22.
- Bongers, T., Alkemade, R., Yeates, G.W. 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Mar Ecol Prog Ser* 76, 135-142.

- Bongers, T., de-Goede, R.G.M., Korthals, G.W., Yeates, G.W. 1995. Proposed changes of c-p classification for nematodes. *Russ J Nematol* 3, 61-62.
- Burridge, C.Y., 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. *Fisheries Research* 60, 237-253.
- Clarke, K.R., Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar Ecol Prog Ser* 46, 226-231.
- Clarke, K.R., Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar Ecol Prog Ser* 92, 205-219.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environmental Research Council, United Kingdom, 187 pp.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000. A Quantitative Analysis of Fishing Impacts on Shelf-Sea Benthos. *Journal of Animal Ecology* 69, 785-798.
- Coull, B.C. 1988. Ecology of the marine meiofauna. In: Higgins, R.P., Thiel, H. (Eds.), *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 18-38.
- Coull, B.C. 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Aust. J. Ecol.* 24, 327-343.
- Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W. 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 69, 519-530.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Warwick, R.M. 2003a. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology* 72, 1043-1056.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Richardson, E.A., Warwick, R.M. 2003b. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *J Exp Mar Biol Ecol* 285-286, 415-434.
- FAO. 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations: essential documents, statistics, maps and multimedia resources. <http://www.fao.org>.
- Fonseca, G., Netto, S.A. 2006. Shallow sublittoral benthic communities of the Laguna Estuarine System, South Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 54, 41-54.

- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J. 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Mar Pollut Bull* 52, 840-843.
- Hily, C., Le Loc'h, F., Grall, J., Glémarec, M. 2008. Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. *Estuar Coast Shelf Sci* 78, 413-425.
- Hinz, H., Hiddink, J.G., Forde, J., Kaiser, M.J. 2008. Large-scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 723-732.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52, 577-586.
- Jennings, S., Kaiser, M. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.
- Johnson, G.E.L., Attrill, M.J., Sheehan, E.V., Somerfield, P.J. 2007. Recovery of meiofauna communities following mudflat disturbance by trampling associated with crab-tiling. *Marine Environmental Research* 64, 409-416.
- Kaiser, M.J. 1998. Significance of bottom fishing disturbance. *Conservation Biology* 12, 1230-1235.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3, 114-136.
- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 353-361.
- Kjerve, B. 1986. Circulation and salt flux in a well mixed estuary In: Kreeke, J.v.d. (Ed.), *Physics of Shallow Estuaries and Bays*. Springer-Verlag, New York, pp. 22-29.
- Lana, P.C. 1986. Macrofauna benthica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná). *Nerítica* 1.
- Little, C. 2000. *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press Inc., New York, 252 pp.
- Meurer, A.Z., Netto, S.A. 2007. Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna Estuarine System (South, Brazil). *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2007, 11(2):53-62. 11, 53-62.

- Netto, S.A., Lana, P.d.C. 1994. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Mar Ecol Prog Ser* 106, 239-247.
- Netto, S.A., Pereira, T.J. 2008. Benthic community response to a passive fishing gear in a coastal lagoon (South Brazil). *Aquat Ecol*, In press.
- Perneger, T.V. 1998. What's wrong with Bonferroni adjustments. *BMJ* 316, 1236-1238.
- Quinn, G.P., Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 520 pp.
- Rosa, L.C., Bemvenuti, C.E. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista de Biologia Marina y Oceanografia* 41, 1-9.
- Sanchez, P., Demestre, M., Ramon, M., Kaiser, M.J. 2000. The impact of otter trawling on mud communities in the northwestern Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1352-1358.
- Sanders, H.L. 1968. Marine benthic diversity: A comparative study. *Am Nat* 102, 243-282.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1998. Effects of physical disturbance on nematode communities in sand and mud: a microcosm experiment. *Marine Biology* 130, 643-650.
- Schratzberger, M., Warwick, R.M. 1999. Differential effects of various types of disturbances on the structure of nematode assemblages: an experimental approach. *Mar Ecol Prog Ser* 181, 227-236.
- Schratzberger, M., Jennings, S. 2002. Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities. *Marine Biology* 141, 991-1000.
- Schratzberger, M., Dinmore, T.A., Jennings, S. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140, 83-93.
- Soetaert, K., Heip, C. 1990. Nematode assemblages of deep-sea and shelf break sites in the North Atlantic and Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 125, 171-183.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 1997. *Biometry*. WH Freeman and Company, New York.
- Sunye, P.S. 2006. Diagnóstico da Pesca no Litoral do Estado de Santa Catarina. In: Isaac, V.J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriguetto, J.M. (Eds.), *A Pesca*

Marinha e Estuarina do Brasil no Início do Século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconomicos e institucionais. Editora Universitária UFPA, Belém, pp. 141-156.

Warnken, K.W., Gill, G.A., Dellapenna, T.M., Lehman, R.D., Harper, D.E., Allison, M.A. 2003. The effects of shrimp trawling on sediment oxygen consumption and the fluxes of trace metals and nutrients from estuarine sediments. *Estuar Coast Shelf Sci* 57, 25–42.

Wieser, V.W. 1953. Die Beziehung Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Arkiv För Zoologi* 4, 439-484.

Würdig, N.L. 1988. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes na Lagoas Tramandaí e Armazém, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Bras.* 11, 701-721.

Tabela 1. Resultado da ANOVA unifatorial para os índices univariados dos componentes bênticos encontrados nos tratamentos de arrastos e controle durante 20 dias de experimento.

	D1		D2		D8		D15		D20	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
<i>Macrofauna</i>										
N	0,20	0,89	0,05	0,98	1,30	0,30	0,29	0,83	0,03	0,99
S	0,42	0,74	0,79	0,51	0,90	0,46	0,80	0,51	0,55	0,65
H'	0,56	0,65	0,52	0,67	1,01	0,41	4,45	0,02	1,74	0,19
ES(50)	0,14	0,94	0,64	0,60	0,04	0,99	0,74	0,54	1,80	0,18
<i>Meiofauna</i>										
N	0,53	0,67	5,49	0,006	1,66	0,21	2,31	0,11	0,06	0,98
S	0,35	0,79	1,71	0,20	0,03	0,99	1,59	0,22	0,99	0,42
H'	0,99	0,42	0,86	0,48	2,95	0,06	0,61	0,62	1,28	0,31
ES(50)	0,48	0,70	0,70	0,57	1,69	0,20	0,67	0,58	1,24	0,32
<i>Nematoda</i>										
N	0,55	0,65	3,15	0,048	1,33	0,29	0,86	0,48	0,20	0,90
S	1,53	0,24	0,62	0,61	0,08	0,97	1,90	0,16	0,05	0,99
H'	3,29	0,04	0,86	0,48	0,44	0,73	2,05	0,14	0,23	0,88
ES(50)	0,88	0,47	0,72	0,55	0,05	0,98	2,18	0,12	0,07	0,98
IM	1,13	0,36	5,09	0,01	0,71	0,56	0,34	0,80	2,60	0,08
1a	0,36	0,79	0,23	0,87	0,19	0,91	0,06	0,98	0,41	0,75
1b	0,80	0,51	4,25	0,02	0,38	0,77	0,24	0,87	2,17	0,12
2a	0,18	0,91	0,89	0,47	2,24	0,12	0,09	0,96	0,18	0,91
2b	0,14	0,93	3,12	0,049	0,65	0,60	0,46	0,72	0,88	0,47

N = inds.m⁻² para macrofauna e inds.10cm⁻² para meiofauna e Nematoda; S = número de espécies para macrofauna, de taxa pra meiofauna e de gêneros para Nematoda; H' = Diversidade de Shannon-wiener, ES (50) = Índice de Hurlbert; IM = índice de maturidade; 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = comedor de epistrato; 2b = omnívoros/predadores.

Valores em negrito representam diferenças significativas (p < 0,05).

Grau de Liberdade = 3

Tabela 2. Valores de R e níveis de significância da Análise de Similaridade (ANOSIM) para as diferenças na estrutura da comunidade bêntica entre tratamentos de arrastos e controle em cada período amostral. Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

	D1		D2		D8		D15		D20	
	R Global	<i>p</i>	R Global	<i>p</i>	R Global	<i>p</i>	R Global	<i>p</i>	R Global	<i>p</i>
<i>Macrofauna</i>	-0,05	0,82	-0,03	0,68	-0,02	0,57	0,01	0,38	-0,05	0,75
<i>Meiofauna</i>										
Total	-0,04	0,67	0,23	0,003	0,06	0,19	0,05	0,19	-0,07	0,92
Superior	-0,13	0,98	0,17	0,006	0,07	0,14	0,04	0,25	-0,07	0,94
Inferior	0,002	0,44	-0,02	0,61	0,07	0,1	-0,009	0,56	-0,06	0,78
<i>Nematoda</i>										
Total	-0,07	0,84	0,05	0,16	-0,1	0,96	-0,06	0,91	-0,07	0,87
Superior	-0,06	0,82	0,11	0,02	-0,12	0,99	-0,04	0,75	-0,11	0,98
Inferior	-0,04	0,69	-0,1	0,96	0,09	0,1	0,07	0,15	-0,04	0,73
Comparação D2										
	Meiofauna					Nematoda				
	Total		Superior		Superior					
	R	<i>p</i>	R	<i>p</i>	R	<i>p</i>				
1 Arrasto X 3 Arrastos	-0,015	0,51	0,015	0,4	0,227	0,02				
1 Arrasto X 6 Arrastos	0,339	0,01	0,233	0,02	0,152	0,045				
1 Arrasto X Controle	0,167	0,1	0,12	0,13	0,137	0,05				
3 Arrastos X 6 Arrastos	0,485	0,002	0,406	0,004	0,007	0,42				
3 Arrastos X Controle	0,341	0,03	0,33	0,04	0,098	0,11				
6 Arrastos X Controle	0,067	0,28	-0,004	0,49	0,072	0,14				

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Tabela 3. Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados da meiofauna bêntica encontrados nos tratamentos de arrastos e controle durante 20 dias de experimento.

		Densidade		Riqueza		ES(50)		Diversidade	
		F	p	F	p	F	p	F	p
D1	Tratamento	1,02	0,40	0,10	0,95	0,49	0,692	0,93	0,44
	Estrato	91,23	0,0001 s > i	120,8	0,0001 s > i	84,13	0,0001 s > i	16,04	0,0001 s > i
	T x E	0,80	0,50	0,50	0,68	0,37	0,77	1,36	0,27
D2	Tratamento	1,70	0,18	0,80	0,52	0,60	0,63	1,09	0,36
	Estrato	163,6	0,0001 s > i	128,6	0,0001 s > i	116,2	0,0001 s > i	65,98	0,0001 s > i
	T x E	2,30	0,09	2,60	0,06	1,70	0,18	2,92	0,05
D8	Tratamento	1,40	0,27	1,10	0,36	1,40	0,25	2,80	0,05
	Estrato	147,5	0,0001 s > i	315	0,0001 s > i	362	0,0001 s > i	124,6	0,0001 s > i
	T x E	0,20	0,91	0,50	0,66	0,70	0,58	0,80	0,50
D15	Tratamento	2,70	0,06	2,10	0,11	1,10	0,36	0,72	0,55
	Estrato	287,7	0,0001 s > i	249,2	0,0001 s > i	195,1	0,0001 s > i	53,13	0,0001 s > i
	T x E	2,10	0,12	1,30	0,28	0,30	0,83	0,13	0,94
D20	Tratamento	0,30	0,84	0,10	0,97	0,20	0,92	0,56	0,65
	Estrato	275,2	0,0001 s > i	200,4	0,0001 s > i	192,3	0,0001 s > i	85,34	0,0001 s > i
	T x E	0,60	0,64	2,00	0,12	1,60	0,21	0,79	0,51

Diversidade de Shannon-Wiener; ES (50) = Índice de Hurlbert; s = estrato superior; i = estrato inferior

Valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Grau de liberdade: Tratamento = 3; Estrato = 1; T x E = 3

Tabela 4. Resultado da ANOVA bifatorial “split plot” para os índices univariados de Nematoda encontrados nos tratamentos de arrastos e controle durante 20 dias de experimento.

		D1		D2		D8		D15		D20	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
N	Tratamentos	0,61	0,61	1,25	0,31	1,44	0,25	2,52	0,07	0,2	0,89
	Estratos	15,53	0,0001 s > i	67,15	0,0001 s > i	30,07	0,0001 s > i	46,35	0,0001 s > i	81,47	0,0001 s > i
	T x E	0,11	0,95	1,35	0,27	0,21	0,89	1,51	0,23	1,14	0,35
S	Tratamentos	0,87	0,47	1,49	0,23	0,16	0,93	2,77	0,05	0,17	0,92
	Estratos	7,57	0,01 s > i	51,11	0,0001 s > i	24,96	0,0001 s > i	23,31	0,0001 s > i	42,4	0,0001 s > i
	T x E	0,55	0,65	1,76	0,17	0,39	0,76	0,67	0,58	0,82	0,49
ES(50)	Tratamentos	0,87	0,47	1,09	0,36	0,15	0,93	2,77	0,05	0,19	0,9
	Estratos	75,74	0,01 s > i	43,58	0,0001 s > i	24,96	0,0001 s > i	23,31	0,0001 s > i	42,45	0,0001 s > i
	T x E	0,55	0,65	0,93	0,44	0,39	0,76	0,67	0,58	0,78	0,51
H	Tratamentos	0,92	0,44	0,7	0,56	0,11	0,96	3,36	0,03 C > 1A	0,64	0,59
	Estratos	2,23	0,14	12,48	0,001 s > i	7,81	0,01 s > i	11,37	0,002 s > i	28,46	0,0001 s > i
	T x E	0,55	0,65	0,17	0,92	0,62	0,61	0,9	0,45	0,83	0,48
IM	Tratamentos	0,8	0,5	2,88	0,048 3A > 6A	3,19	0,03 C,1A > 3A	1,05	0,38	2,6	0,07
	Estratos	0,02	0,9	3,46	0,07	0,01	0,94	0,16	0,69	1,05	0,31
	T x E	1,43	0,25	0,79	0,51	3,34	0,03	0,27	0,84	0,44	0,73
1a	Tratamentos	0,28	0,84	0,09	0,96	0,28	0,84	0,34	0,8	0,72	0,55
	Estratos	9,04	0,01 i > s	1,75	0,19	19,6	0,0001 i > s	5,69	0,02 i > s	8,67	0,01 i > s
	T x E	1,15	0,34	0,96	0,42	2,21	0,1	0,69	0,57	0,2	0,9
1b	Tratamentos	0,63	0,6	2,71	0,06	2,39	0,08	1,57	0,21	3,62	0,02 6A > 1A
	Estratos	0,04	0,85	0,25	0,62	3,92	0,06	0,5	0,49	0,33	0,57
	T x E	1,33	0,28	0,25	0,86	2,46	0,08	0,56	0,65	0,62	0,61
2a	Tratamentos	0,24	0,87	0,32	0,81	1,3	0,29	0,56	0,64	0,14	0,94
	Estratos	5,45	0,03 i > s	2,76	0,11	1,73	0,2	0,81	0,37	2,19	0,15
	T x E	0,43	0,74	0,26	0,86	1,63	0,2	0,38	0,77	1,14	0,34
2b	Tratamentos	0,19	0,91	2,64	0,06	2,54	0,07	1,47	0,24	1,43	0,25
	Estratos	8,1	0,01 s > i	12,97	0,001 s > i	9,37	0,004 s > i	4,19	0,05 s > i	6,04	0,02 s > i
	T x E	0,16	0,92	0,67	0,57	1,4	0,26	0,24	0,87	0,13	0,94

N = densidade em inds.10cm⁻²; S = números de grupos meiofaunais; ES (50) = Índice de Hurlbert e H' = Diversidade de Shannon-wiener; IM = índice de maturidade; 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = comedor de epistrato; 2b = omnívoros/predadores; C = Controle; 1A = 1 Arrasto; 3A = 3 Arrastos; 6A = 6 Arrastos; s = estrato superior; i = estrato inferior.

Valores em negrito representam diferenças significativas (p < 0,05).

Grau de liberdade: Tratamentos = 3; Estratos = 1; T x E = 3

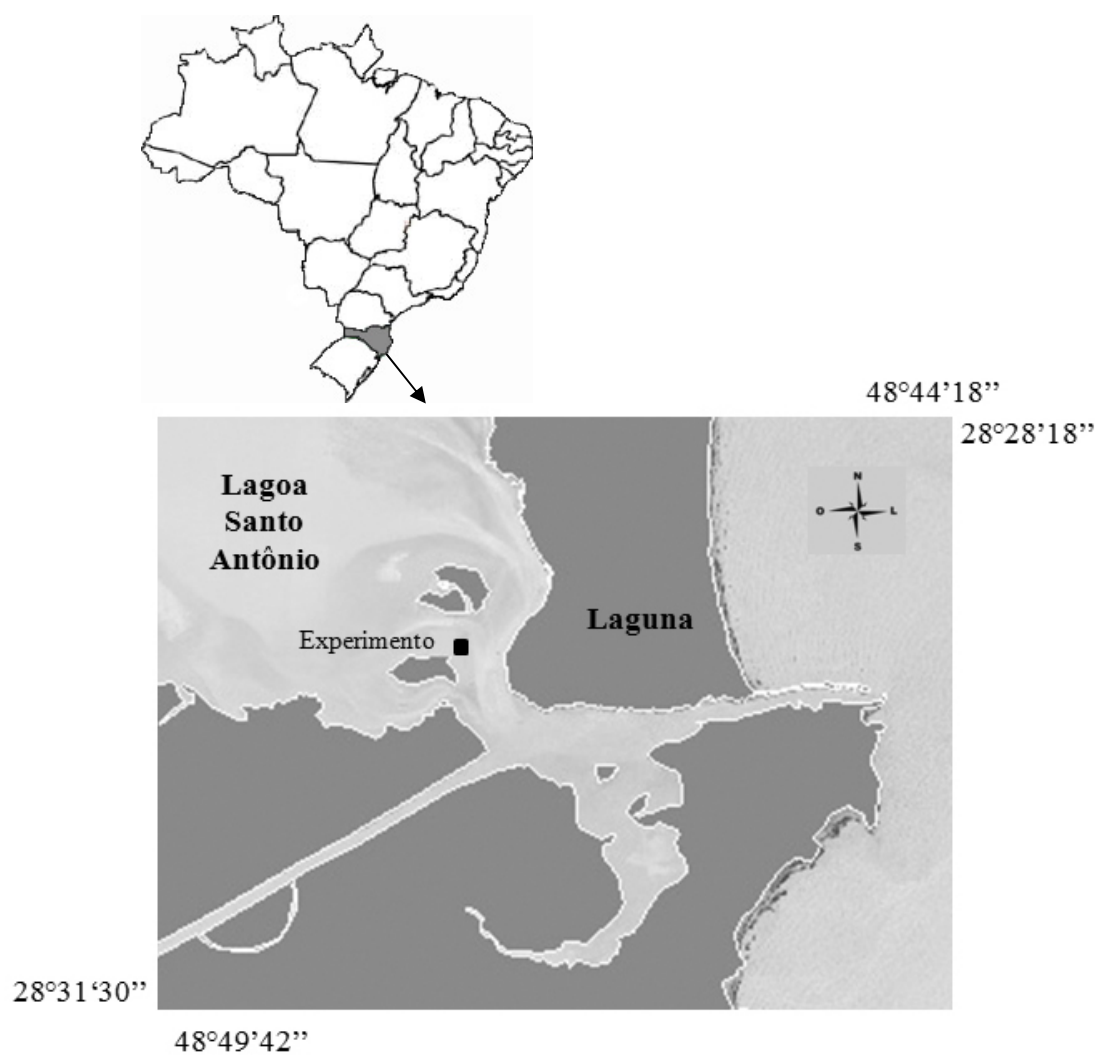


Figura 1. Localização da área experimental na Lagoa Santo Antônio, Laguna-SC.

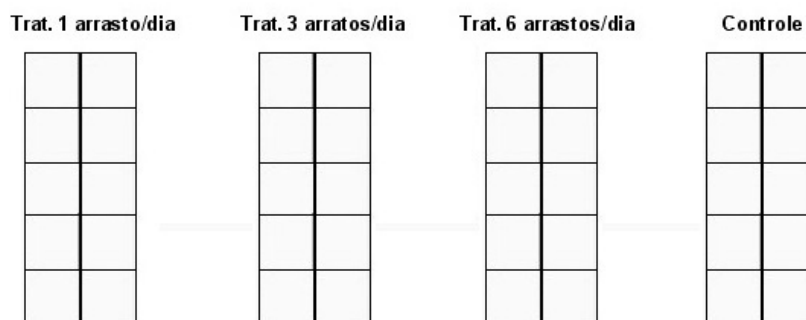


Figura 2. Esquema geral dos tratamentos (diferentes intensidades) e o controle e os quadrados onde foram efetuadas as amostras.

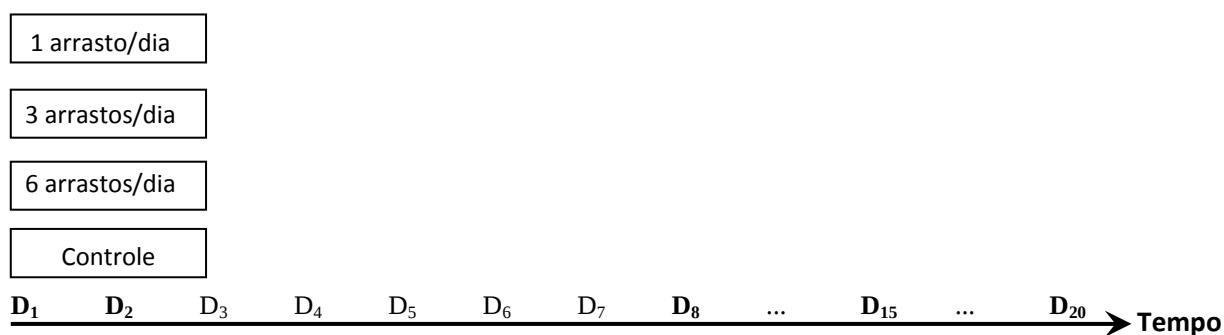


Figura 3. Amostragem em 3 intensidades distintas de arrastos efetuados durante 15 dias consecutivos, além do controle, durante 20 dias de experimento. Em negrito os dias de amostragem (D₁, D₂, D₈, D₁₅, D₂₀).

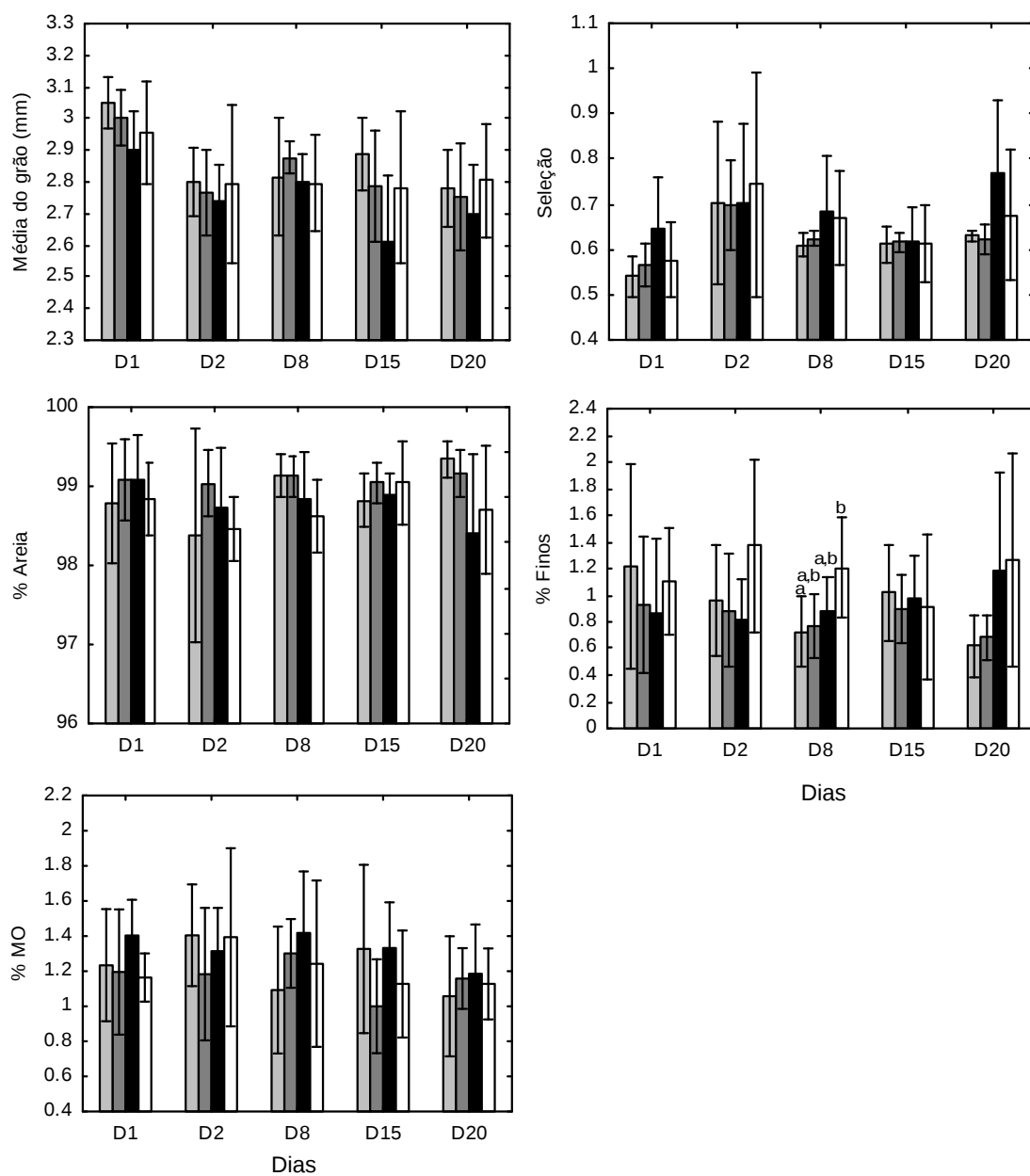


Figura 4. Tamanho médio e seleção do grão, porcentagens de areia, finos (silte + argila) e matéria orgânica (média $\pm$ erro padrão) em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento.

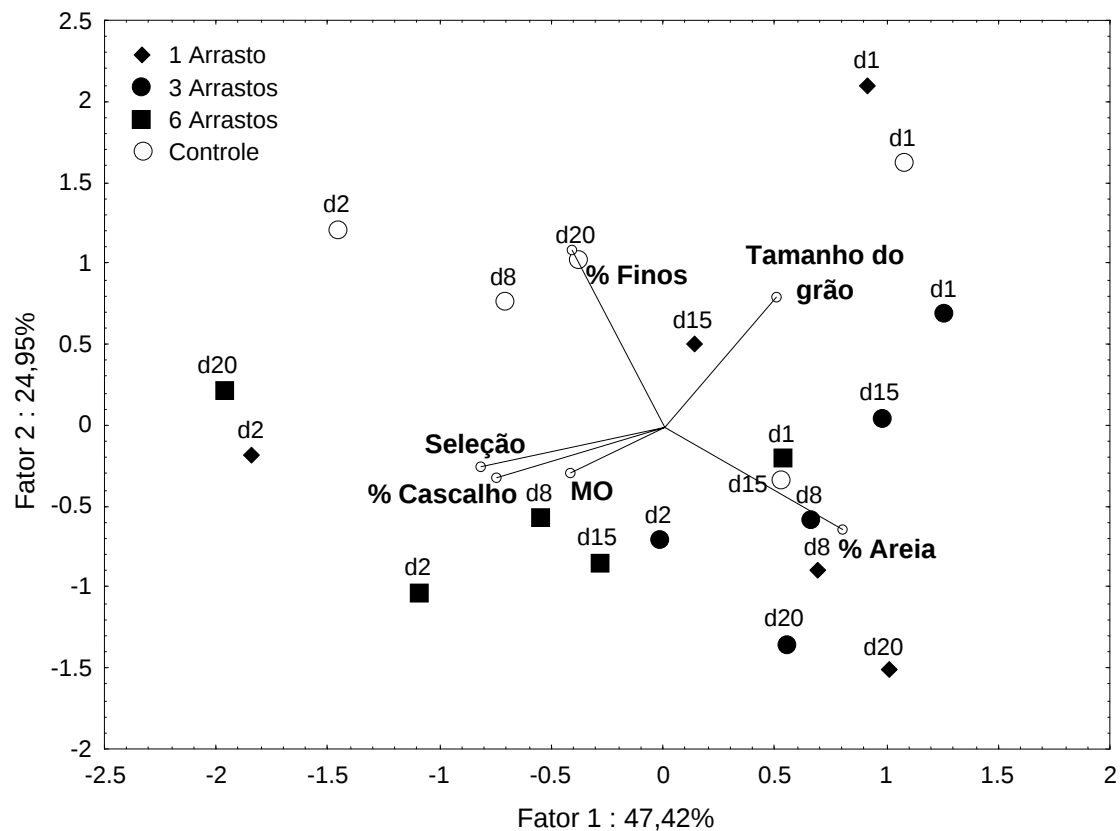


Figura 5. PCA dos valores médios das variáveis ambientais dos tratamentos de arrastos e controle ao longo de 20 dias de experimento.

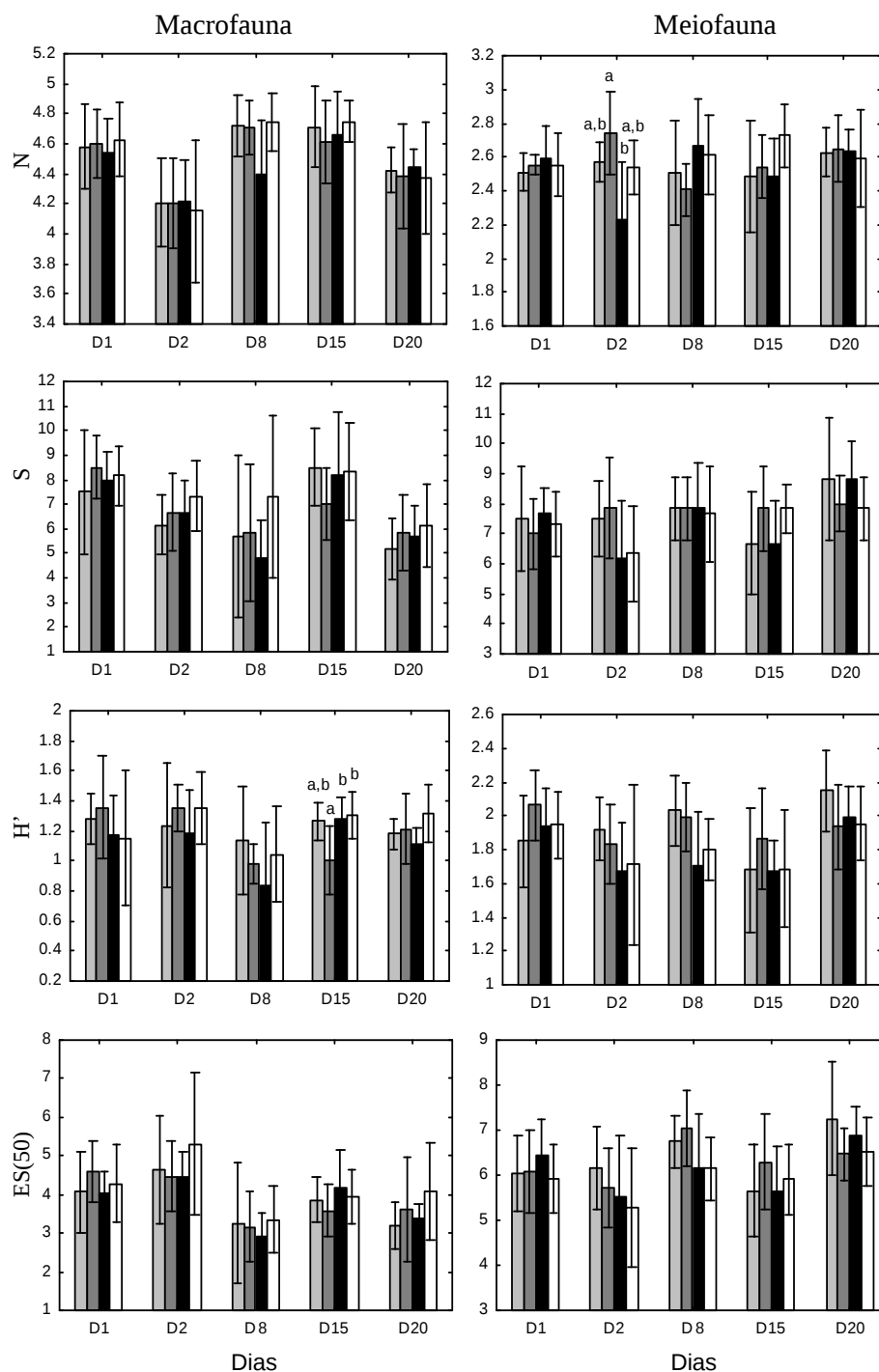


Figura 6. Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (media $\pm$ erro padrão) dos tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam dias com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$). N – Número de indivíduos em log inds.m⁻² para macrofauna e inds.10 cm⁻² para meiofauna; S – número de espécies da macrofauna e número de grupos da meiofauna; H- Diversidade de Shanon-Wiener; ES (50) – Índice de Hurlbert

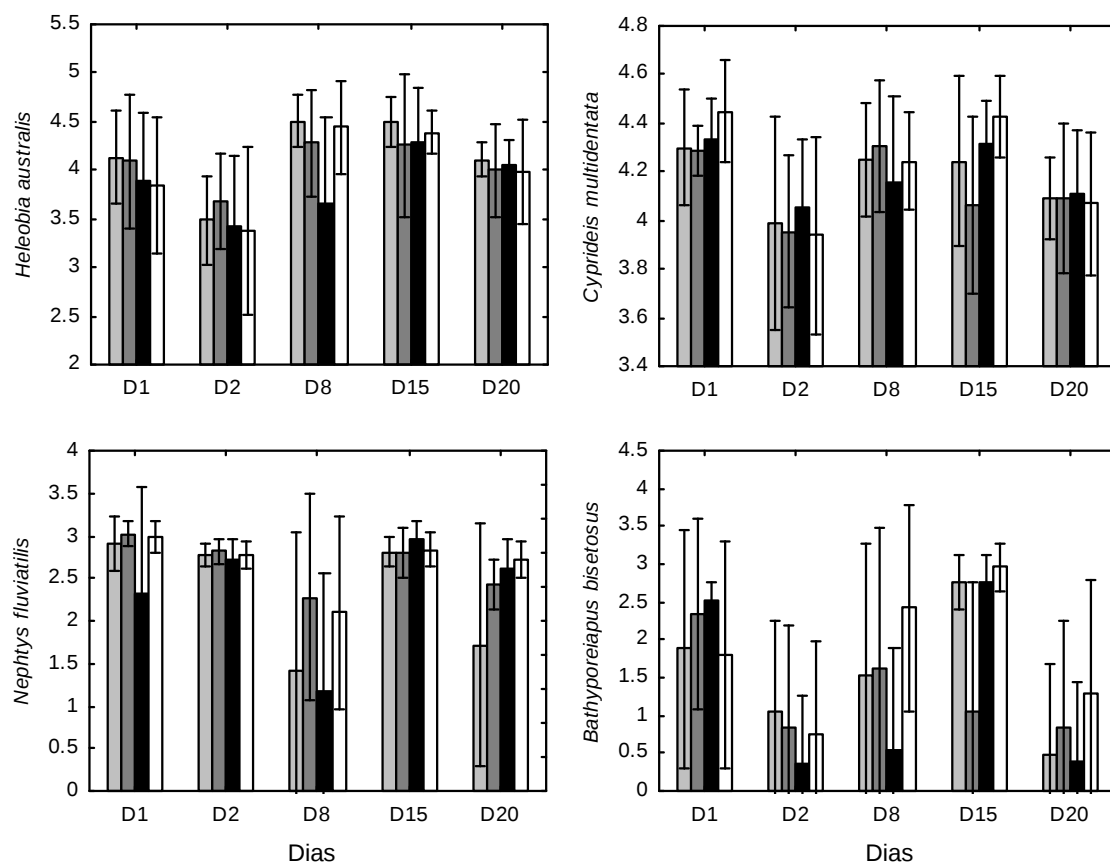


Figura 7. Densidade (log inds.m⁻²) dos organismos macrofaunais numericamente abundantes (media $\pm$ erro padrão) encontrada em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos (), 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento.

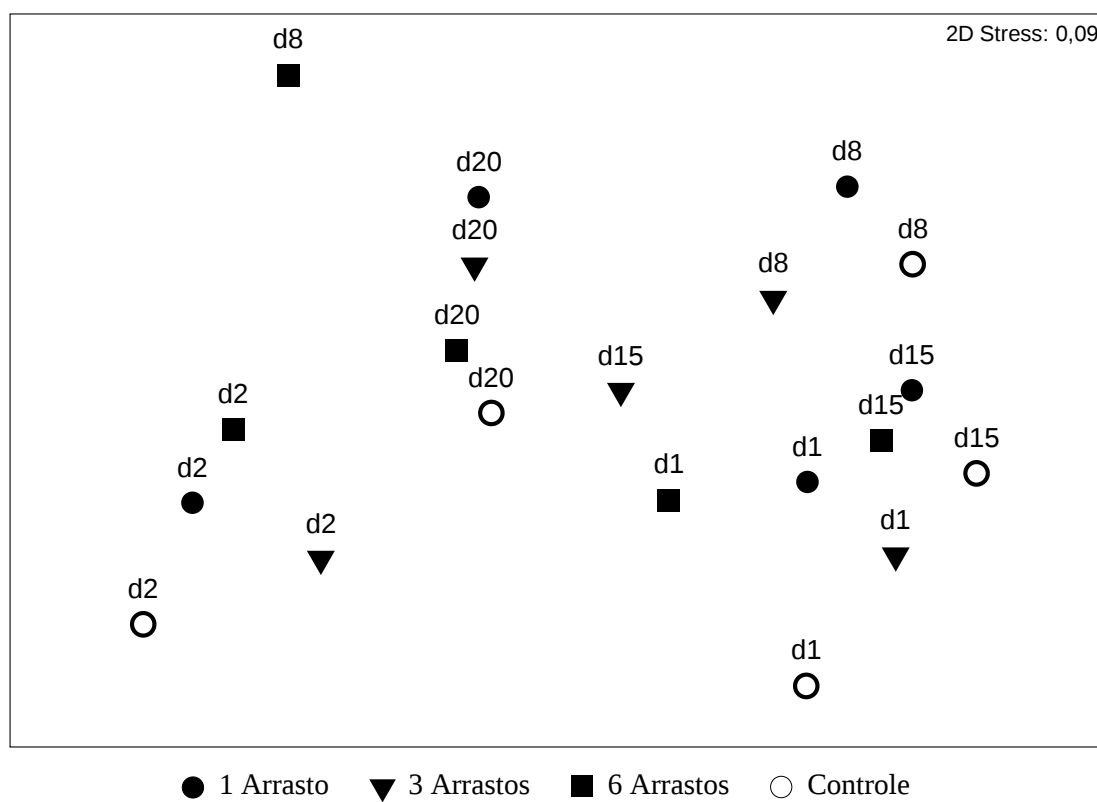


Figura 8. Análise de Ordenação (MDS) da macrofauna bêntica entre tratamentos de arrastos e controle, ao longo de 20 dias de experimento.

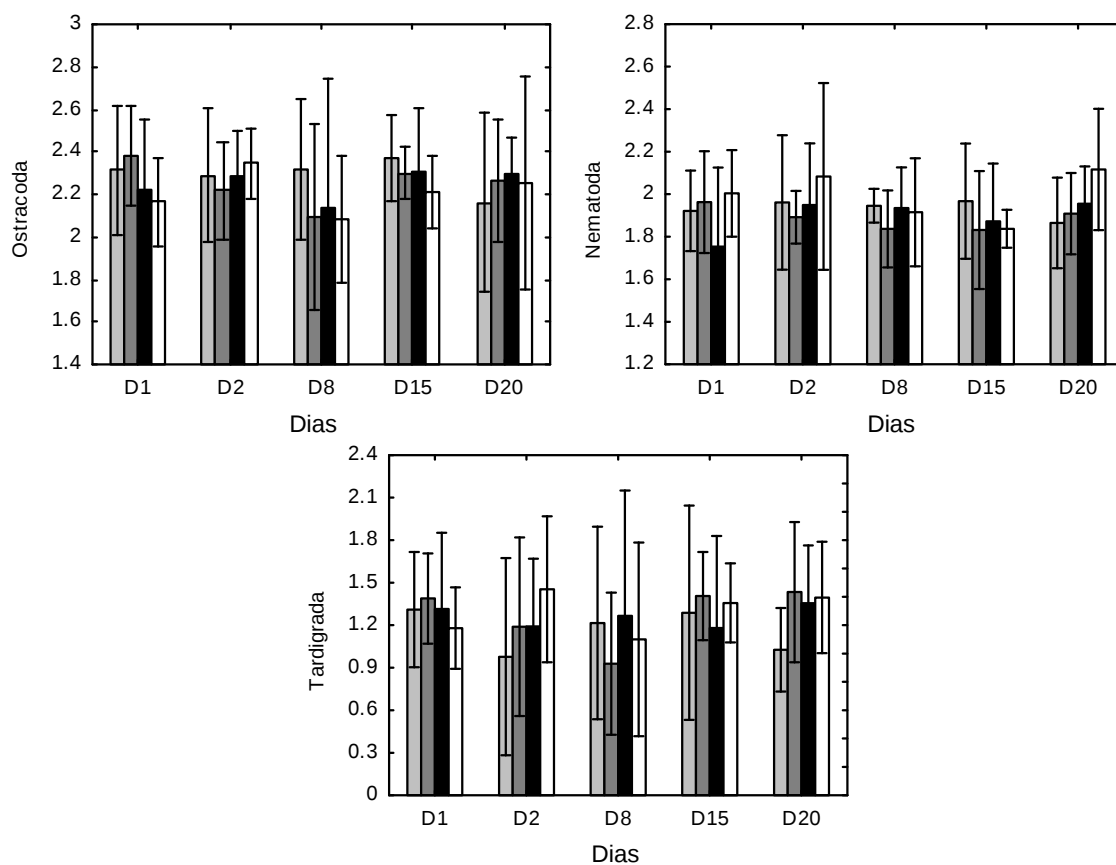


Figura 9. Densidade (log inds.m⁻²) dos grupos meiofaunais numericamente abundantes (media $\pm$ erro padrão) encontrada em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos (), 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento.

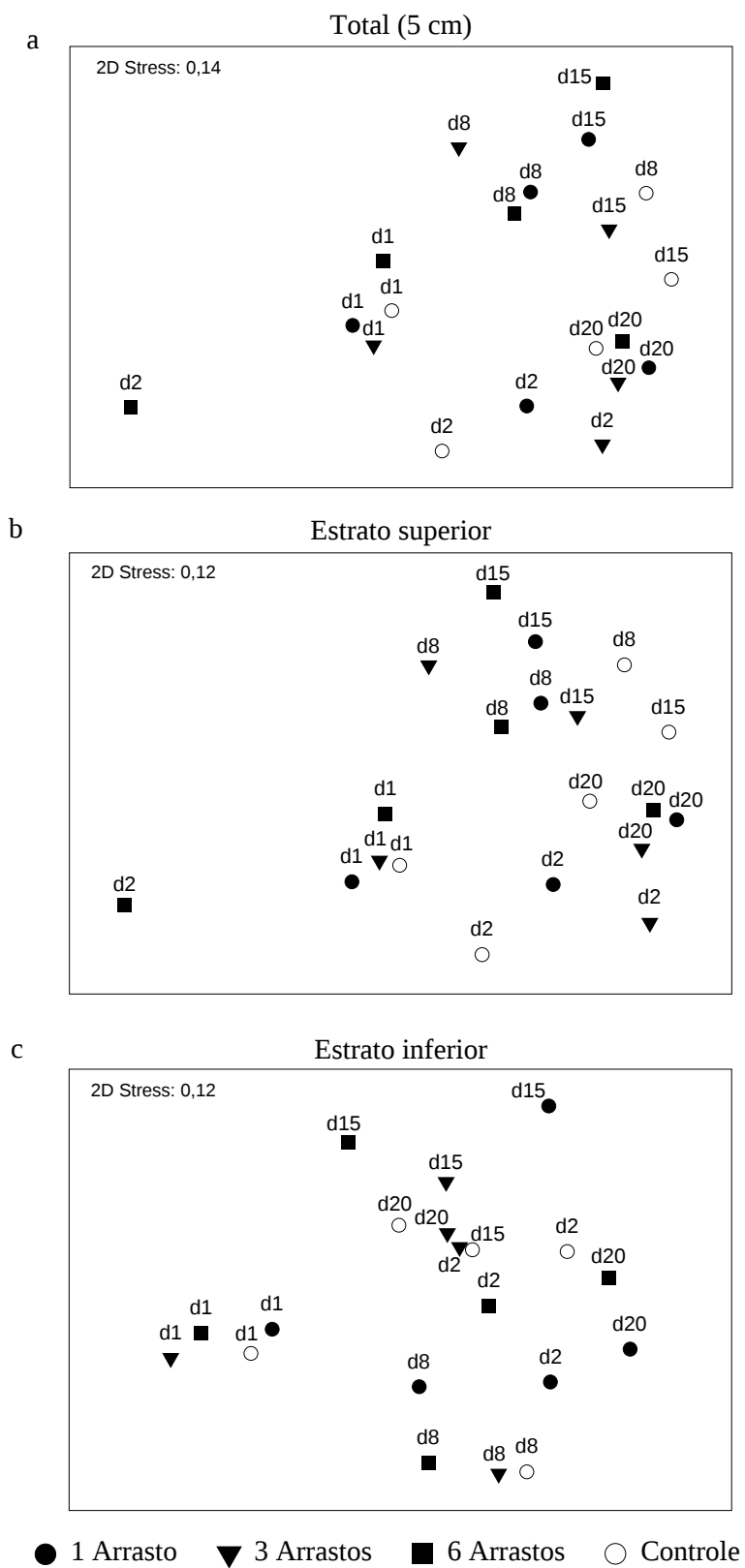


Figura 10. Análise de Ordenação (MDS) da meiofauna bêntica entre tratamentos de arrastos e controle, ao longo de 20 dias de experimento.

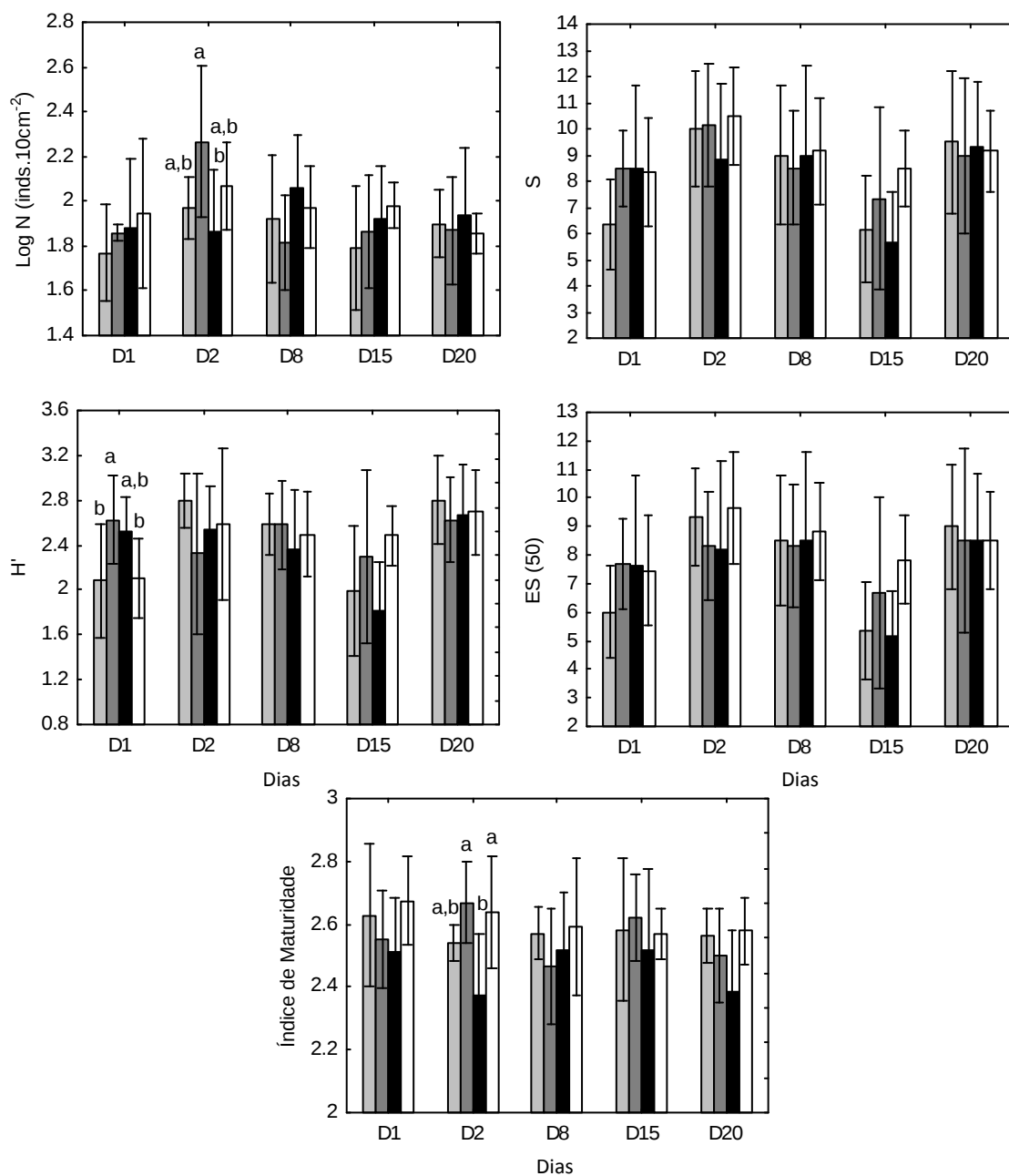


Figura 11. Descritores univariados dos componentes da fauna bêntica (media $\pm$ erro padrão) dos tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam dias com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$). N – Número de indivíduos em log inds.10 cm⁻²; S – número de gêneros; H- Diversidade de Shanon-Wiener; ES (50) – Índice de Hurlbert.

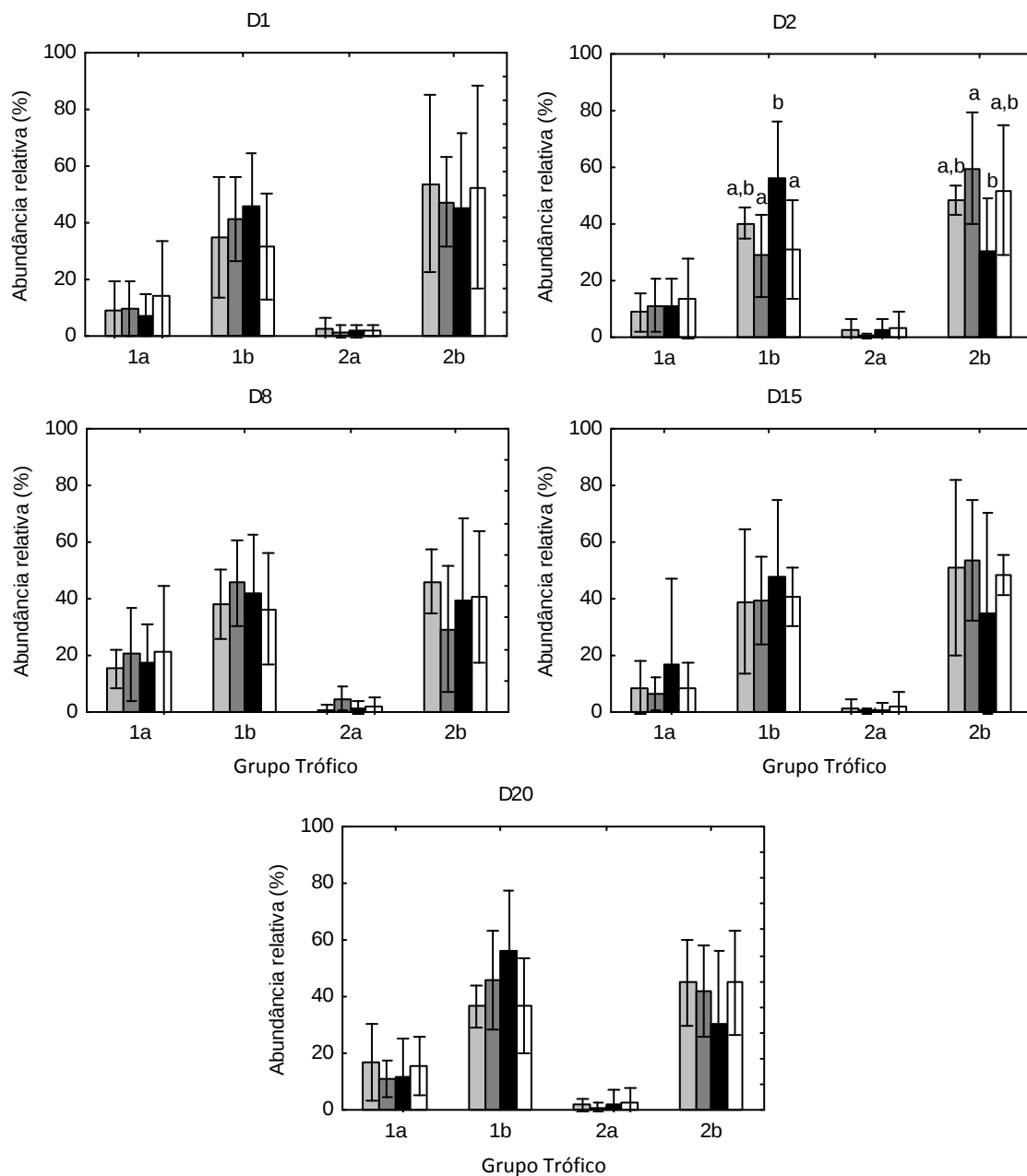


Figura 12. Abundância relativa dos grupos tróficos (Wieser, 1953) (media $\pm$ erro padrão) de Nematoda em tratamentos de 1 Arrasto (), 3 Arrastos () e 6 Arrastos () aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam grupos com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$). 1a = detritívoro seletivo; 1b = detritívoro não seletivo; 2a = formas que se alimentam no epistrato; 2b = omnívoros/predadores.

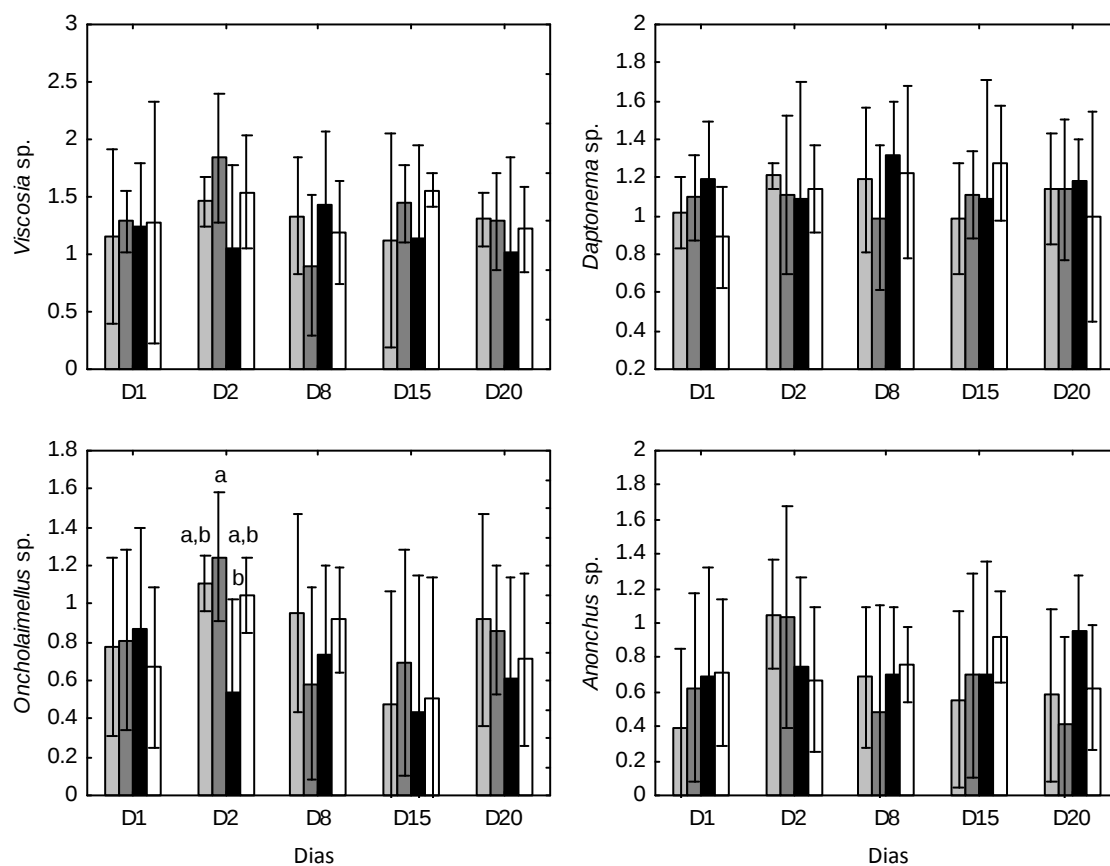


Figura 13. Densidade (log inds.m⁻²) dos Nematoda numericamente abundantes (media $\pm$ erro padrão) encontrada em tratamentos de 1 Arrasto (□), 3 Arrastos (▨) e 6 Arrastos (▩) aplicados em 15 dias consecutivos e no Controle (■), ao longo do período do experimento. Letras acima das barras indicam dias com diferenças significativas. Letras diferentes para diferenças significativas entre tratamentos e controle ($p < 0,05$).

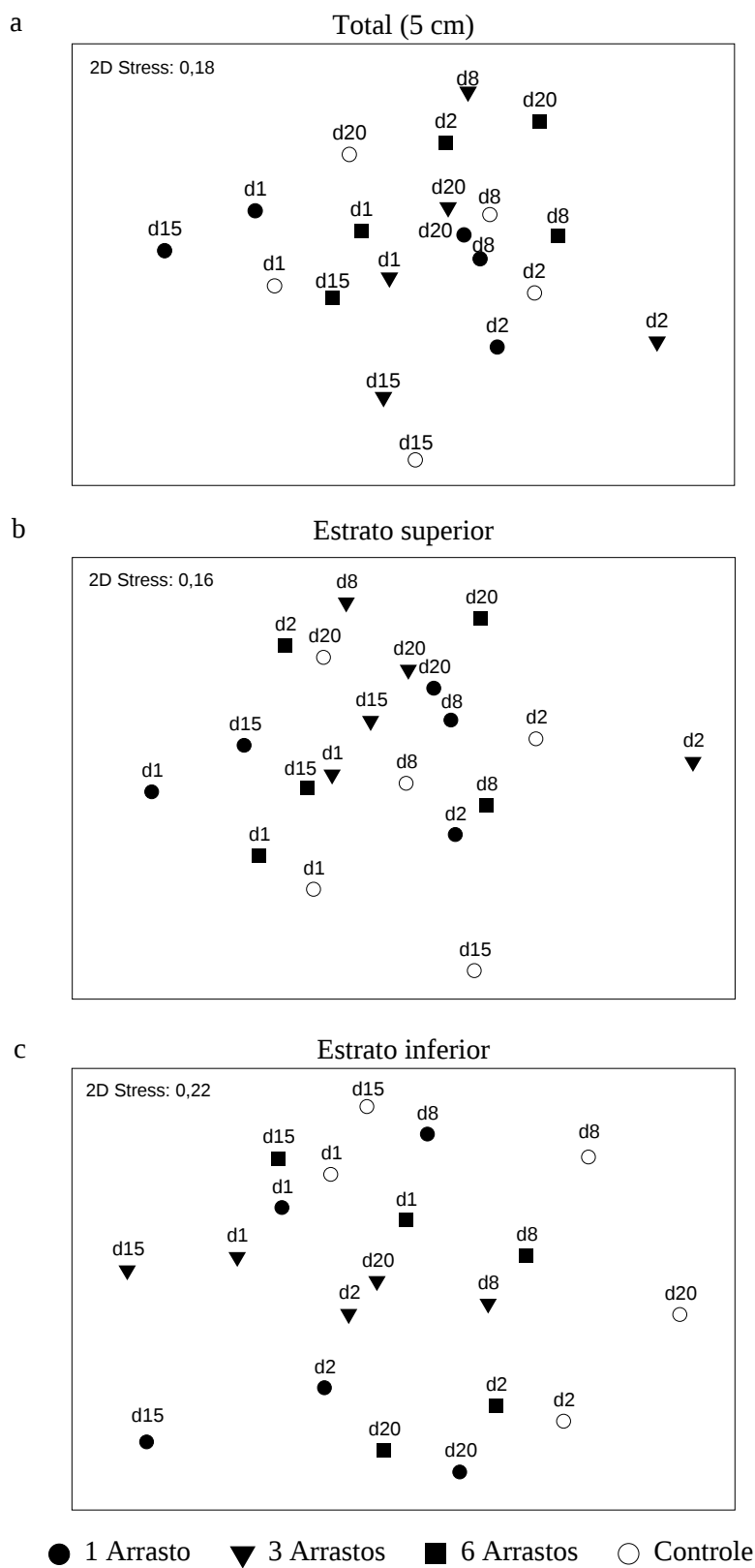


Figura 14. Análise de Ordenação (MDS) de Nematoda entre tratamentos de arrastos e controle, ao longo de 20 dias de experimento.

ANEXO 1 – Organismos macrofaunais totais (0,048 m⁻²) encontrados nos tratamentos de arrastos e controle ao longo de 20 dias de experimento.

	1 Arrasto					3 Arrastos					6 Arrastos					Controle				
	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20
<i>Bathyporeia</i> <i>bisetosus</i>	32	3	31	34	5	39	5	44	24	6	17	1	12	34	2	20	3	60	53	10
<i>Bivalve</i> sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callinectes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Capitella</i> sp	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Cyprideis multidentata</i>	1053	640	929	992	614	935	503	1093	690	680	1074	628	877	1038	703	1432	558	900	1318	641
<i>Diastylis</i> sp.	20	1	16	13	4	26	2	12	4	4	4	3	4	11	1	23	3	10	14	1
<i>Erodona mactroides</i>	4	6	8	5	4	10	5	4	7	5	8	8	5	9	8	13	1	8	7	8
<i>Glycinde multidentis</i>	0	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	4	1	1
<i>Heleobia australis</i>	939	219	1686	1636	647	954	326	1388	1436	680	625	221	672	1336	608	687	417	1757	1291	702
<i>Heteromastus similis</i>	2	1	0	3	0	6	4	2	2	1	2	2	0	4	2	1	2	0	7	0
Decapoda sp1.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laeonereis acuta</i>	5	2	0	5	1	3	0	1	0	0	2	5	0	2	2	3	2	2	6	2
<i>Lucina pectinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	0	1
Nemertea	0	0	0	0	0	1	4	0	1	1	6	0	0	1	2	4	1	1	2	2
<i>Nephtys fluvialilis</i>	45	29	16	32	15	51	32	26	35	15	30	28	6	47	24	48	29	17	35	27
<i>Nucula semiornata</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	2	1	0	1	0	0	1	0	0
Oligocheta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Phoronida	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sigambra grubii</i>	1	8	2	5	0	2	2	0	1	0	1	0	0	0	0	3	6	5	2	0
<i>Sinelobus stanfordi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sphaeromopsis mourei</i>	1	2	2	8	1	2	1	1	0	2	3	1	0	4	0	2	2	1	1	1
<i>Tagelus plebeius</i>	1	3	0	0	1	0	0	2	1	1	1	1	2	1	0	0	4	0	0	0
<i>Tellina</i> sp.	11	3	3	9	8	10	3	3	10	4	11	7	3	8	6	16	4	10	7	5

ANEXO 2 – Organismos meiofaunais totais (0,0018 m⁻²) encontrados nos tratamentos de arrastos e controle ao longo de 20 dias de experimento.

ESTRATO SUPERIOR																				
	1 Arrasto					3 Arrastos					6 Arrastos					Controle				
	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20
Amphipoda	5	13	10	6	21	11	24	3	2	11	11	2	14	8	20	4	4	6	5	9
Bivalve	0	0	2	0	2	0	0	1	2	0	2	0	1	2	0	1	0	3	3	1
Copepoda	8	8	27	33	39	9	22	20	21	25	22	5	21	16	28	14	9	30	23	57
Crustaceo indet	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cumaceo	5	13	3	9	4	4	3	0	3	2	2	2	10	12	5	3	6	2	4	2
Halocaridae	55	6	15	3	8	42	9	17	5	7	60	9	24	0	6	50	7	18	5	3
<i>Heleobia australis</i>	27	68	10	9	99	33	61	9	35	98	31	14	13	8	63	54	38	10	80	63
Isopoda	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nauplio copépoda	1	7	32	32	16	2	4	16	41	13	0	0	19	14	25	2	1	43	48	13
Olygochaeta	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Ostracoda	307	369	338	388	412	276	496	251	372	505	350	162	602	339	424	288	311	478	672	435
Polychaeta	1	0	0	0	1	0	0	1	2	1	0	2	0	1	2	0	2	0	1	0
Tardigrada	31	50	66	57	67	34	70	37	42	75	37	23	64	37	66	35	59	74	32	72
Nematoda	87	136	146	114	132	96	416	89	123	113	113	123	185	128	171	128	196	130	146	109
ESTRATO INFERIOR																				
	1 Arrasto					3 Arrastos					6 Arrastos					Controle				
	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20
Amphipoda	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Bivalve	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Copepoda	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	7	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Crustaceo indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cumaceo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Halocaridae	24	4	15	2	5	57	3	14	1	4	68	4	13	0	3	38	1	9	6	4
<i>Heleobia australis</i>	4	0	0	0	0	35	6	2	1	1	0	2	0	0	0	1	0	0	1	5
Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nauplio copépoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Olygochaeta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ostracoda	32	2	6	8	2	34	23	0	13	9	26	7	2	20	5	28	3	0	9	39
Polychaeta	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0
Tardigrada	1	0	0	1	0	3	0	0	1	4	3	0	0	3	0	1	1	0	0	6
Nematoda	34	44	35	18	23	39	42	43	32	40	57	33	54	46	24	72	41	57	37	27

ANEXO 3 – Total de Nematoda (0,0018 m⁻²) encontrado nos tratamentos de arrastos e controle ao longo de 20 dias de experimento.

ESTRATO SUPERIOR																				
	1 Arrasto					3 Arrastos					6 Arrastos					Controle				
	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20
<i>Anonchus</i>	5	14	9	9	9	10	30	7	11	5	15	15	10	17	18	10	9	10	16	8
<i>Antomicron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ascolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axonolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bathylaimus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belbolla</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	4	1
<i>Chromadorina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyartonema</i>	1	3	12	2	13	4	13	12	6	9	0	6	5	4	11	1	9	5	1	8
<i>Daptonema</i>	15	28	36	20	28	22	30	22	24	30	30	35	44	29	30	12	27	42	40	23
<i>Desmodora</i>	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0
<i>Dichromadora</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Enoplolaimus</i>	1	3	5	3	2	4	9	2	0	1	3	3	6	1	2	4	2	4	0	1
<i>Gomphonema</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	2	2	0	0	0	1	1	1	0	2
Não identificados	2	5	3	6	7	4	2	1	4	3	4	2	1	4	10	2	12	2	5	5
<i>Leptolaimus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Linhomoeus</i>	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Metadesmolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metalinhomoeus</i>	0	1	3	0	2	1	3	2	0	2	3	0	5	2	6	2	6	2	2	1
<i>Microlaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Molgolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nannolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neochromadora</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophora</i>	0	3	0	0	1	0	7	0	5	3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Oncholaimellus</i>	12	23	22	9	22	15	37	9	14	16	16	8	13	13	10	10	15	16	10	8
<i>Oxystomina</i>	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0
<i>Paracanthionchus</i>	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	2	0	3	2	2	1
<i>Parodontophora</i>	0	1	0	1	0	0	1	1	1	3	0	0	1	1	3	1	1	2	3	0
<i>Rabdocoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sabatiera</i>	2	2	1	0	2	2	6	2	2	3	0	12	6	1	6	4	2	2	1	3
<i>Southerniella</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Talassomonhystera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Terschillinguia</i>	1	0	1	1	0	1	3	1	1	0	2	1	0	0	1	0	6	0	0	1
<i>Theristus</i>	0	1	3	2	5	0	1	2	4	2	1	0	2	1	15	2	1	0	1	8
<i>Viscosia</i>	46	49	47	59	37	31	265	25	51	33	34	36	90	52	55	76	99	38	58	35

ANEXO 3 – Continuação

ESTRATO INFERIOR																				
	1 Arrasto					3 Arrastos					6 Arrastos					Controle				
	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20	D1	D2	D8	D15	D20
<i>Anonchus</i>	0	10	1	0	0	1	4	4	3	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0
<i>Antomicron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ascolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axonolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bathylaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belbolla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chromadorina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyartonema</i>	3	2	6	4	2	6	7	9	3	4	3	1	12	14	3	8	0	27	8	3
<i>Daptonema</i>	4	1	0	0	0	2	0	1	1	1	3	0	0	6	0	3	0	2	0	2
<i>Desmodora</i>	0	3	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Dichromadora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enoplolaimus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Gomphonema</i>	0	0	1	0	3	1	1	1	0	0	2	1	1	0	0	0	1	7	0	2
Não identificados	1	3	1	2	0	3	1	0	1	0	5	4	1	2	0	5	3	2	2	1
<i>Leptolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Linhomoeus</i>	0	4	1	0	6	0	2	3	0	4	0	2	9	0	2	0	2	1	0	3
<i>Metadesmolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metalinhomoeus</i>	5	5	1	4	4	11	5	6	6	5	7	7	6	6	7	4	6	4	4	2
<i>Microlaimus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Molgolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nannolaimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Neochromadora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontophora</i>	0	0	2	0	1	1	1	2	2	2	0	1	0	0	1	0	1	2	0	0
<i>Oncholaimellus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	6	0	1	4
<i>Oxystomina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Paracanthionchus</i>	2	1	1	0	0	0	1	2	1	1	2	2	4	0	0	0	1	0	0	0
<i>Parodontophora</i>	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Rabdocoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sabatiera</i>	3	3	5	0	2	2	3	9	0	6	8	3	10	6	4	5	3	4	3	3
<i>Southerniella</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Talassomonhystera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Terschillinguia</i>	1	2	2	1	1	0	1	1	0	2	2	6	5	0	0	3	10	5	3	3
<i>Theristus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Viscosia</i>	12	9	13	6	4	9	15	2	12	14	18	6	6	11	5	39	4	3	11	2

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou que arrastos experimentais com a rede artesanal do tipo berimbau, de modo geral, causaram poucos prejuízos à estrutura da comunidade bêntica sublitoral estuarina. As comunidades bênticas de áreas com e sem vegetação e em ambientes lamoso e arenoso, após a passagem dos arrastos, apresentaram poucas alterações em seus descritores univariados e, menos ainda, em sua estrutura multivariada ao longo dos dias nos experimentos. Além disso, através de freqüentes arrastos experimentais de distintas intensidades não foi possível observar qualquer tendência de alteração nas associações dos componentes bênticos analisados, deixando evidente que a rede é leve e não afetou os organismos bênticos estuarinos.

Embora muito poucos estudos tenham avaliado a resposta de organismos bênticos às perturbações ocasionadas por redes artesanais, os efeitos do berimbau sobre a macrofauna já haviam sido analisados. No presente estudo, obteve-se um avanço no conhecimento desses potenciais efeitos, com dados de respostas de organismos macrofaunais e meiofaunais, especialmente Nematoda, reforçando a ausência de efeitos ocasionados pelos arrastos com berimbau em distintos habitats estuarinos.

A ausência desses efeitos confirma que os estuários em geral, e as lagunas em particular, são ambientes naturalmente instáveis e os arrastos com rede berimbau, quando realizados em pequena escala espacial, provavelmente, não superam as perturbações naturais a ponto de interferir na estrutura da comunidade bêntica. A meiofauna, e, principalmente, a macrofauna se mostraram bastante resilientes e resistentes às perturbações causadas pelos arrastos.

No sistema estuarino de Laguna, diversos pescadores utilizam o berimbau para captura do camarão-rosa. A utilização desta rede pode ser feita a pé ou com embarcações. É bastante comum encontrar pescadores que utilizam mais de uma rede berimbau por vez. Em embarcações, geralmente são colocados bambus nas extremidades (proa e popa) onde são amarradas até 6 berimbaus. Sendo assim, a área arrastada é ampliada, o que poderia, eventualmente, ter um efeito diferente do que o encontrado no presente estudo.

Para que se possam ter informações ainda mais conclusivas, seriam necessários estudos que avaliassem efeitos de arrastos numa escala espacial maior, durante uma estação de safra completa, de modo que replicasse de forma mais real possível o que realmente aconteceria caso a atividade fosse permitida na região. Talvez a liberação de áreas onde os pescadores pudessem livremente atuar, com acompanhamentos amostrais antes, durante e após o fim da atividade, simultâneas as de áreas controle, poderia trazer mais informações sobre o comportamento da fauna bêntica quando submetida a perturbações de maior escala espaço-temporal.

O presente trabalho, mesmo sem a pretensão de ser um balizador para o planejamento da pesca artesanal na região, pela diversidade dos seus tratamentos e do alcance dos resultados, representa um importante subsídio para o manejo da atividade pesqueira em regiões estuarinas.