

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FABIANA REGINA GERN

**EFEITOS DO ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO SOBRE A RECOLONIZAÇÃO DA
MACROFAUNA BÊNICA DE UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL**

PONTAL DO PARANÁ

2011

FABIANA REGINA GERN

**EFEITOS DO ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO SOBRE A RECOLONIZAÇÃO DA
MACROFAUNA BÊNICA DE UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

PONTAL DO PARANÁ

2011

Gern, Fabiana Regina
G376e Efeitos do enriquecimento orgânico sobre a recolonização da
macrofauna benthica de um estuário subtropical / Fabiana Regina
Gern . – Pontal do Paraná, 2011.
48 f.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em
Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor
de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

1. Macrofauna. 2. Macrobentos. 3. Transplante recíproco.
4. Recolonização. 5. Baía de Paranaguá. 6, Contaminação. I. Título.
II. Paulo da Cunha Lana. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 551.47028162

TERMO DE APROVAÇÃO

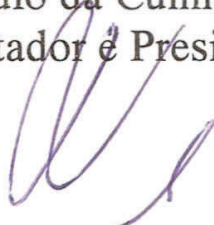
Fabiana Regina Gern

Efeitos do enriquecimento orgânico sobre a recolonização da macrofauna bêntica de um estuário subtropical

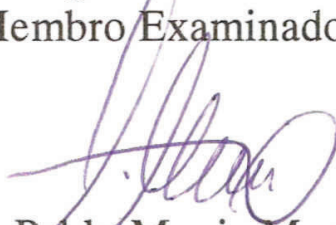
Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Dr. Paulo da Cunha Lana
Orientador e Presidente



Dr. Sérgio Antônio Netto
Membro Examinador



Dr. Pablo Muniz Maciel
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

Em especial aos meus pais Edson e Joice e minha irmã Juliana, pela confiança, paciência e apoio incondicional fornecidos durante toda minha vida e em especial durante este trabalho.

Ao orientador Paulo Lana por ter sempre apoiado e incentivado minha formação acadêmica, e pela dedicação, acessibilidade e entusiasmo com que orientou esta dissertação.

Ao professor César Martins e à aluna Sabrina pelos ensinamentos sobre as análises de coprostanol.

À equipe do Laboratório de Biogeoquímica, principalmente à Liciane, pelos ensinamentos e oportunidade de realizar análises químicas.

À minha equipe de campo, Kalina, Verônica, Aline, Dafne, Marco meiofauna, Marco, Rogério, Vader, Tice, Carlos Sueli, Madeira, pela disposição e ânimo. A ajuda de vocês foi essencial para o sucesso do experimento.

Ao Leonardo Sandrini que foi fundamental para a realização do trabalho, principalmente com conselhos e modelos estatísticos.

À Verônica, pela indispensável ajuda na identificação da macrofauna.

A todos os companheiros de laboratório, pelos conselhos, bons momentos, conversas e risadas.

Aos funcionários do PGSISCO pelo carinho e apoio dispensados.

A todos meus amigos, pela compreensão e amizade, apesar da distância.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pelo apoio financeiro fornecido durante este curso de mestrado.

A todos que colaboraram direta ou indiretamente para a concretização deste trabalho.

RESUMO

Os habitats bênticos costeiros estão em contínuo processo de recolonização, devido a distúrbios naturais ou por atividades humanas. Padrões de recolonização da macrofauna bêntica são fortemente dependentes da sua capacidade de dispersão passiva ou de seleção ativa do habitat, por sua vez condicionadas pelas características físicas, químicas e biológicas do substrato. Estes padrões podem ser fortemente afetados pela qualidade dos sedimentos, que tende a ser baixa em áreas estuarinas sujeitas a enriquecimento orgânico por despejo de esgotos. Este trabalho avaliou o processo de recolonização das associações macrobênticas por meio de um experimento manipulativo envolvendo o transplante recíproco de sedimento defaunado entre áreas entremarés contaminadas e não contaminadas ao longo do Canal da Cotinga, no complexo estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Este canal se configura reconhecidamente como um gradiente de contaminação ambiental, com múltiplos vetores de poluição, incluindo principalmente o despejo de esgoto *in natura* da cidade de Paranaguá. Os contaminantes são dispersos e diluídos a partir da região interna e mediana do canal em direção à sua desembocadura. Três hipóteses foram testadas: (i) se diferenças na qualidade do sedimento introduzidas pela presença ou ausência de contaminantes são determinantes da recolonização da macrofauna, então associações que se desenvolverem nos sedimentos transplantados serão similares aos controles da área de origem e diferentes da área de destino; (ii) se características específicas de cada área são responsáveis pelas diferenças, então associações dos sedimentos transplantados serão similares aos controles da área de destino e diferentes da área de origem; (iii) se uma interação desses fatores é responsável pelas diferenças, então associações que ocuparem os sedimentos transplantados apresentarão estrutura distinta tanto dos controles da área de origem como da área de destino. Dentre os quatro táxons numericamente dominantes (*Capitella* sp., *Cylichna* sp., Oligochaeta e Ostracoda), as espécies *Capitella* sp e *Cylichna* mais contribuíram para os padrões e tendências gerais de variabilidade macrofaunal. Independente do tratamento experimental, a densidade do poliqueta *Capitella* sp. foi extremamente elevada na área contaminada e a densidade do gastrópode *Cylichna* sp. na área não contaminada. Foi rejeitada a hipótese de que diferenças na qualidade de sedimento seriam determinantes da recolonização da macrofauna, pelo menos nas escalas de tempo e espaço consideradas, na medida em que associações macrofaunais que recolonizaram sedimentos transplantados da área contaminada para a área não contaminada não foram similares às da área de origem. Pelo contrário, características específicas das áreas de destino foram determinantes do processo de recolonização, com uma rápida homogeneização da fauna das amostras transplantadas ou translocadas com a fauna do entorno. Em linhas gerais, este padrão manteve-se durante os três meses do experimento. O processo de recolonização foi fortemente dependente da migração de adultos presentes nos sedimentos adjacentes às unidades experimentais. Apesar da tendência geral de rápida homogeneização da fauna nos sedimentos transplantados, as variações nas densidades de Oligochaeta e Ostracoda no primeiro período amostral, 17 dias após o início do experimento, indicaram que a área de origem do sedimento ainda era mais determinante do que a área de destino para a recolonização. Devido à elevada resiliência da fauna local, experimentos em escalas espaciais mais amplas e em menores períodos de tempo, de dias a semanas, seriam fundamentais para avaliar a

efetiva influência de contaminantes sobre a recolonização de uma fauna tão resiliente. A interação dinâmica e complexa de processos ecológicos e forçantes ambientais possibilitaram a rápida recuperação da macrofauna bêntica entremarés após distúrbios em ambientes com distintos níveis de qualidade ambiental. Esta tendência natural de associações bênticas perturbadas retornarem rapidamente a estágios pré-impacto não pode ser ignorada ou subestimada em eventuais tentativas de recuperação de áreas afetadas por impactos antrópicos.

ABSTRACT

Coastal benthic habitats are in a state of continuous recolonization, due to natural disturbance or human activities. Macrobenthic recolonization patterns are heavily dependent on passive dispersal or active selection ability by the fauna, which are in turn conditioned by physical, chemical and biological properties of the substrate. These patterns can be strongly affected by sediment quality, which tends to be low in estuarine areas subject to organic enrichment by sewage dumping. We evaluate herein the macrobenthic recolonization of organically enriched sediments through a manipulative experiment involving reciprocal transplants between contaminated and uncontaminated intertidal areas along the Cotinga Channel, in Paranaguá Bay (Paraná, Brazil). This channel presents a markedly contaminated gradient with multiple pollution vectors mainly untreated sewage wastes from Paranaguá. The contaminants are dispersed from the inner region of the channel towards its outlet. Three hypotheses were tested: (i) if differences in sediment quality introduced by the presence or absence of contaminants determine macrofaunal recolonization, then recolonized assemblages will be similar to the source area and different from destination area (ii) if intrinsic properties of each area are relevant, then assemblages of the transplanted sediments will be similar to those in the destination areas and different from those in the source area; (iii) if an interaction of these factors is responsible for the differences, then assemblages of the transplanted sediments will develop differently from the control sediments of the source and destination areas. Among the four numerically dominant taxa (*Capitella* sp. *Cylichna* sp. Oligochaeta and Ostracoda) *Capitella* sp and *Cylichna* sp. contributed most to the overall variability. Regardless of the experimental treatment, the density of the polychaete *Capitella* sp. was extremely high at the contaminated area and the density of the gastropod *Cylichna* sp. at the uncontaminated area. We rejected the hypothesis that differences in sediment quality would determine macrofaunal recolonization, at least in the considered scales of space and time. Macrofaunal assemblages that recolonized the transplanted sediment differed significantly from source areas. Conversely, specific properties of the destination areas were the main regulators of recolonization, with a rapid homogenization of the transplanted or translocated fauna with the adjacent fauna. In general, this pattern persisted during the study period. The recolonization process was strongly dependent on the migration of adults present in the sediments adjacent to experimental units. Despite the general trend of rapid homogenization of the fauna present in transplanted sediments, variations in densities of Oligochaeta and Ostracoda in the first sampling period (17 days after the beginning of the experiment), indicated that the source area was more determinant than the destination area for recolonization. Due to the high resilience of the local fauna, experiments in larger spatial scales and shorter periods, from days to weeks, would be necessary to evaluate the influence of contaminants on benthic recolonization. The complex and dynamic interaction of ecological processes and environmental forces enabled the rapid recovery of intertidal benthic macrofauna after disturbance in environments with different levels of quality. This natural trend of rapid return to pre-impact stages cannot be ignored or underestimated in any recovery attempts of areas affected by human impacts.

SUMÁRIO

1. Introdução	10
2. Materiais e métodos	13
2.1 Área de estudo	13
2.2 Desenho experimental	15
2.3 Processamento dos dados	18
3. Resultados	19
3.1 Estrutura das associações bênticas nas áreas experimentais	19
3.2 Efeitos dos tratamentos sobre as concentrações de marcadores e nutrientes no sedimento	20
3.3 Efeitos dos tratamentos sobre a estrutura das associações macrofaunais.....	22
3.4 Efeitos dos tratamentos sobre a densidade dos táxons mais abundantes e a densidade total da fauna	26
4. Discussão	35
Referências	39
ANEXOS	47

1 **Effects of organic enrichment on the recolonization of benthic macrofauna in a**
2 **subtropical estuary**

3 **Efeitos do enriquecimento orgânico sobre a recolonização da macrofauna bêntica em**
4 **um estuário subtropical**

5

6 **Revista pretendida:** Marine Pollution Bulletin (*Mar Pollut Bull*), INSS (0025-326X), Fator
7 de Impacto (JCR, 2009) = 2.630, Qualis CAPES = Estrato A2.

8

9 Fabiana Regina Gern ^{a,*}, Paulo da Cunha Lana ^a

10 ^a Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná - Caixa Postal 50.002, 83255-
11 000, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil

12 * Corresponding author: fabigern@gmail.com;

13 phone: +554791182847

14

15 **Key- words:** Reciprocal transplantation, recolonization, macrofauna, Paranaguá Bay,
16 contamination.

17

18 **Palavras-chave:** Transplante recíproco, recolonização, macrofauna, Baía de Paranaguá,
19 contaminação.

20

21

22 1. Introdução

23

24 Mudanças ambientais em escala global, muitas delas induzidas por atividades
25 humanas, são responsáveis em grande parte pela perda corrente de diversidade biológica. A
26 descarga excessiva de efluentes domésticos e industriais, causada por processos acelerados de
27 ocupação e urbanização das regiões litorâneas, tem intensificado a contaminação dos
28 ambientes marinhos, principalmente de áreas relativamente rasas e confinadas (Gray, 2002;
29 Guerra-Garcia e Garcia-Gomez, 2009; Van Colen et al., 2010).

30 O conceito de que organismos podem ser utilizados como indicadores dos vários graus
31 de qualidade ou contaminação ambiental se baseia no pressuposto de que um ambiente
32 “natural” é caracterizado por condições de equilíbrio dinâmico, sustentando presumidamente
33 uma maior diversidade de animais e plantas. As associações biológicas têm sido utilizadas
34 como uma ferramenta eficaz para avaliar a poluição causada por esgotos (Hilty e
35 Merenlender, 2000). Animais macrobênticos têm sido privilegiados em monitoramentos
36 ambientais, porque podem ser amostrados quantitativamente com relativa facilidade
37 (Goodsell et al., 2009). Associações bênticas de águas rasas, muito suscetíveis a uma série de
38 distúrbios, principalmente antropogênicos, como a poluição por resíduos domésticos e
39 industriais, estão em contínuo processo de recolonização (Negrello-Filho et al., 2006; Cheung
40 et al., 2008; Shin et al., 2008). A velocidade de recolonização e a estruturação das associações
41 após o distúrbio dependem do tipo e magnitude da perturbação, disponibilidade de larvas,
42 composição de espécies, ciclos reprodutivos e estratégias de vida (Lu e Wu, 2007a; Silvana et
43 al., 2009).

44 As características texturais do sedimento (*e.g.* tamanho médio do grão) ainda são
45 amplamente utilizadas na interpretação dos padrões de distribuição da macrofauna (Cosentino

46 e Giacobbe, 2008). Apesar das generalizações históricas de que distintas associações bênticas
47 estão relacionadas a tipos específicos de sedimento, a relação animal-sedimento não é
48 necessariamente linear e tende a ser muito mais variável do que usualmente reconhecido
49 (Newell et al., 2001). Padrões de distribuição e recolonização da macrofauna bêntica são
50 fortemente regulados pela seleção ativa do habitat, por sua vez condicionada pelas
51 características do substrato (Lu e Wu, 2007a; Usero et al., 2008).

52 Muitos estudos foram conduzidos para avaliar a recolonização da macrofauna em
53 ambientes enriquecidos organicamente (Elías et al., 2003; Lu e Wu, 2007a; Guerra-Garcia e
54 Garcia-Gomez, 2009). Os colonizadores primários de um habitat defaunado são em geral
55 espécies oportunistas, com estratégias de vida mais favoráveis à ocupação de novos nichos e
56 competição pelos recursos disponíveis (Lu e Wu, 2000). A elevada dominância de espécies
57 oportunistas característica dos estágios iniciais da sucessão ecológica, é geralmente sucedida
58 por elevada mortalidade e gradual substituição por espécies de equilíbrio (Thrush e Dayton,
59 2002).

60 As condições de saneamento são precárias na maioria das cidades brasileiras, padrão
61 que se repete nas cidades do litoral do Paraná e mais criticamente no entorno imediato de
62 Paranaguá, que abriga um dos principais portos do país. As tendências de ocupação do espaço
63 e os impactos ambientais negativos ocorridos principalmente nas proximidades da zona
64 portuária de Paranaguá estão associados aos ciclos econômicos do setor portuário, à migração
65 e ao crescimento natural da população. Este elevado crescimento populacional associado com
66 a dificuldade de disseminação da rede coletora no centro da cidade, uma vez que o local é
67 considerado um patrimônio histórico, prejudica a infra-estrutura local, com o tratamento de
68 esgotos atendendo apenas 25% da população (Pellizzari, 2008). O esgoto da região é lançado
69 *in natura* nos rios Itiberê, Emboguaçu e na Baía de Paranaguá (Kolm et al., 2002). Outro fator
70 que agrava a situação do município são as diversas atividades empresariais que lançam

71 substâncias tóxicas no estuário, mesmo havendo legislação e fiscalização restritivas. Martins
72 et al. (2010) concluíram que a contaminação por esgoto é problema de uma pequena parte do
73 estuário de Paranaguá, mais especificamente da região de desembocadura do Rio Itiberê e Rio
74 Anhaia, locais onde altos valores de esteróis fecais no sedimento foram encontrados.

75 Estuários e lagoas costeiras são ambientes transicionais com uma elevada variabilidade
76 espacial e temporal (Dauvin, 2007; Marin-Guirao et al., 2007). Neste contexto, além de ser
77 particularmente evidente a necessidade de avaliações específicas, é um grande desafio avaliar
78 as respostas biológicas a estressores em ambientes estuarinos (Chapman e Wang, 2001).

79 Abordagens experimentais envolvendo a manipulação de uma ou mais variáveis
80 independentes *in situ* possibilitam o estabelecimento de relações de causa-efeito entre a
81 presença de substratos contaminados e sua subsequente recolonização. A pesquisar sobre a
82 recolonização numa abordagem experimental é essencial para o entendimento da recuperação
83 do ambiente após distúrbios. Estas abordagens experimentais são muito mais eficazes do que
84 os estudos ou monitoramentos descritivos, pois refletem a realidade ecológica e podem
85 demonstrar efeitos cumulativos e sinérgicos.

86 Este trabalho avalia o processo de recolonização das associações macrobênticas por
87 meio de um experimento de campo envolvendo transplante recíproco e translocação de
88 sedimento defaunado entre uma área contaminada e uma área não contaminada por
89 enriquecimento orgânico.

90 Três hipóteses foram testadas experimentalmente: 1) se diferenças na qualidade do
91 sedimento introduzidas pela presença ou ausência de contaminantes são determinantes da
92 recolonização da macrofauna, então associações macrofaunais que se desenvolverem em
93 sedimentos transplantados serão similares às existentes na área de origem (porque o
94 sedimento é o mesmo) e diferentes da área de destino; 2) se características físicas e biológicas
95 específicas de cada área são responsáveis pelas diferenças, então associações macrofaunais

96 nos sedimentos transplantados serão similares às da área de destino e diferentes da área de
97 origem; 3) se uma interação desses fatores é responsável pelas diferenças, então associações
98 dos sedimentos transplantados apresentarão estrutura distinta tanto da área de origem como
99 da área de destino.

100 **2. Materiais e métodos**

101

102 *2.1. Área de estudo*

103

104 O complexo estuarino da Baía de Paranaguá, com 612 km² de área, situa-se na costa sul
105 do Brasil (25°30'S, 48°25'W). A maré semidiurna mista é a principal forçante da circulação
106 estuarina, com fortes correntes de maré que alcançam até 13 km baía adentro, com maior
107 influência das descargas fluviais nas áreas internas mais protegidas (Knoppers, et al., 1987;
108 Marone et al., 2009).

109 O experimento foi realizado em planícies entremarés não vegetados no Canal da
110 Cotinga, um sub-estuário do complexo estuarino, onde deságuam os rios Maciel, Correias,
111 Almeidas, Guaraguaçu e Itiberê. Este canal é margeado por manguezais e planícies e recebe
112 uma grande quantidade de esgotos e efluentes domésticos produzidos na cidade de Paranaguá
113 através principalmente do Rio Itiberê (Martins et al., 2010). A região apresenta elevadas
114 concentrações de indicadores orgânicos como coliformes fecais na coluna d'água (Kolm et
115 al., 2002) e esteróides fecais no sedimento (Martins et al., 2010). Pellizzari (2008) registrou
116 picos de coliformes totais e *Escherichia coli* na coluna d'água ao longo do todo o Rio Itiberê.
117 Os contaminantes são dispersados e diluídos a partir da região interna e mediana do canal em
118 direção à sua desembocadura.

119 As planícies entremarés não vegetadas constituem uma das feições mais comuns das
120 regiões estuarinas paranaenses. Estes depósitos são frequentemente expostos durante as marés
121 baixas e estão comumente recobertos por bancos de macroalgas ou filmes de diatomáceas,
122 que são os principais responsáveis pela produção primária local (Siqueira, et al.,2006). As
123 associações locais são dominadas pelos poliquetas *Laeonereis culveri*, *Sigambra grubei*,
124 *Glycinde multidentis*, *Anomalocardia brasiliana* e pelo gastrópode *Heleobia australis* (Lana e
125 Guiss, 1992; Netto e Lana, 1994).
126

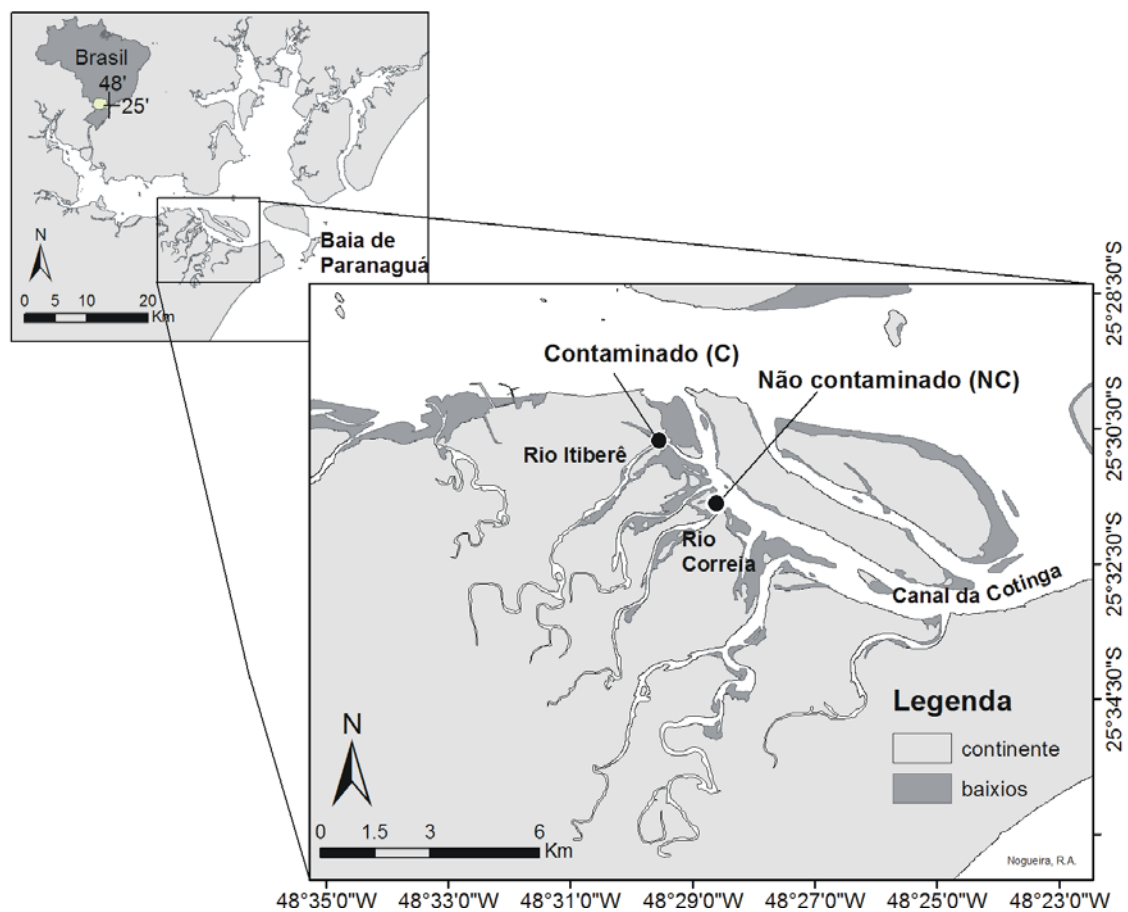


Fig. 1. Localização das áreas experimentais nas planícies de maré próximas ao Rio Itiberê (Contaminada - C) e ao Rio Correia (Não contaminada - NC).

127

128

129 2.2. Desenho experimental

130

131 Um experimento de campo, com duração de 89 dias, envolvendo translocação e
132 transplante recíproco de sedimento defaunado entre uma área contaminada e uma área não
133 contaminada no Canal da Cotinga (Figura 1), foi conduzido para avaliar os processos de
134 recolonização das associações macrobênticas em planícies de maré com distintos níveis de
135 qualidade ambiental.

136 Uma amostragem piloto foi realizada para definir as áreas experimentais em função da
137 concentração de contaminantes. Foram coletadas amostras de sedimento superficial ao longo
138 do canal para avaliar o nível de contaminação, utilizando-se o coprostanol como marcador.
139 Gonzalez-Oreja e Saiz-Salinas (1998) sugeriram que concentrações de coprostanol superiores
140 a $0,5 \text{ ug g}^{-1}$ são indicadoras de contaminação por esgoto. Este valor-limite foi usado para
141 distinguir áreas contaminadas ou não contaminadas por esgoto. A área localizada próxima ao
142 Rio Itiberê pode ser considerada altamente contaminada e eutrofizada, com valores de
143 coprostanol de até $1,897 \text{ ug g}^{-1}$, enquanto a área próxima ao Rio Correia não apresenta
144 influência detectável de esgotos, com valores de $0,208 \text{ ug g}^{-1}$. Além disso, vários trabalhos na
145 região (Kolm et al., 2002; Pellizzari, 2008; Martins et al., 2010) reforçam que os baixios
146 próximos do Rio Itiberê são fortemente contaminados por esgoto e outras fontes de poluição.

147 Dois locais em cada área, em níveis similares de maré, foram selecionados para a
148 realização do experimento. Em cada local foram demarcados 45 quadrats de 1 m^2 dispostos
149 em 5 linhas paralelas. Esta disposição permitiu que cada unidade amostral permanecesse a
150 uma distância aproximada de 1 m das demais, assegurando assim que fossem recolonizadas
151 de forma independente (Negrello-Filho et al., 2006). Passagens foram pré-fixadas entre estas
152 linhas para manter a integridade da área experimental, evitando pisoteio e perturbações
153 adicionais (Figura 2).

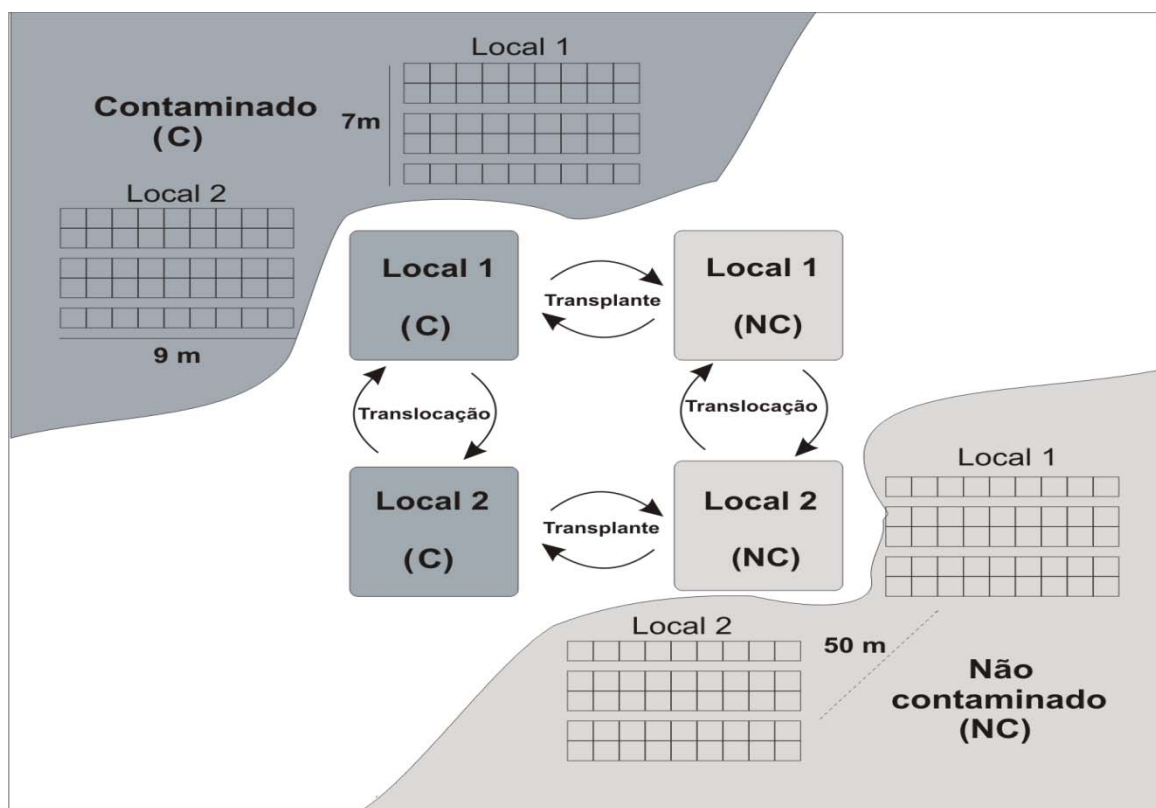


Fig. 2 Diagrama do delineamento experimental e disposição esquemática dos pontos amostrais nos dois locais das áreas contaminada (C) e não contaminada (NC) (adaptado de Kelaher et al, 2003).

154 O sedimento defaunado proveniente da área contaminada (C) foi transplantado para a
 155 área não contaminada (NC) e vice-versa. Como diferenças entre os tratamentos podem ser
 156 causadas pelos métodos experimentais empregados, sedimentos defaunados foram
 157 translocados entre os locais dentro de cada uma das áreas. Este procedimento foi definido
 158 como controle do tratamento, para reduzir ou minimizar eventuais artefatos experimentais.
 159 Como controle do experimento, foram tomadas amostras de sedimento não manipulado
 160 (“natural”) em cada local.

161 As unidades amostrais tomadas em cada período foram definidos previamente por
 162 sorteio para evitar sobreposição entre coletas subsequentes. As unidades amostrais foram
 163 coletadas no centro dos quadrats com um corer cilíndrico de 10 cm de diâmetro por 5 cm de

164 profundidade, para reduzir ou minimizar possíveis efeitos de borda relacionados à realocação
165 dos sedimentos defaunados.

166 60 amostras de sedimento para defaunação foram coletadas, com um corer de 15 cm de
167 diâmetro, tanto na área não contaminada quanto na área contaminada no dia 16 de setembro
168 de 2009. O sedimento foi acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados. A
169 defaunação seguiu o protocolo proposto por Bolam e Fernandes (2002). As amostras
170 permaneceram congeladas por três dias, foram descongeladas a temperatura ambiente por um
171 dia e a seguir recongeladas. Esse processo eliminou toda a infauna, deixando-a severamente
172 danificada e facilmente distinguível dos animais coletados vivos nos períodos subsequentes
173 de amostragem. Para evitar um previsível aumento da concentração de matéria orgânica nas
174 amostras defaunadas, todos os bivalves visíveis a olho nu foram retirados.

175 Após a defaunação, os sedimentos foram recolocados no centro de cada quadrat,
176 conforme a disposição previamente definida para cada tratamento, no dia 15 de outubro de
177 2009.

178 Ao longo de todo o experimento, foram retiradas cinco unidades amostrais de cada
179 tratamento (transplante - T, translocação - C e controle - N), por local, em ambas as áreas, 17,
180 45 e 89 dias (três períodos amostrados) após o início do experimento.

181 Em cada período de amostragem, foi coletada uma sub-amostra de 100 g de sedimento
182 superficial em cada tratamento (transplante, translocação e controle) por local para análise de
183 clorofila-*a*, feopigmentos e nutrientes. A concentração de clorofila-*a* e feopigmentos foi
184 determinada pelo método de Lorenzen (1967), utilizando uma sub-amostra de 1g do
185 sedimento úmido. O restante das amostras foi seco, macerado e acondicionado para
186 realização das análises *a posteriori*. Para determinação das concentrações de fósforo orgânico
187 total (POT) e nitrogênio orgânico total (NOT) no sedimento, foi utilizada a metodologia de

188 Grasshoff et al. (1983). A concentração de carbono orgânico total (COT) foi determinada pelo
189 método de Strickland e Parsons (1972).

190 As amostras biológicas foram fixadas com formol a 4%, lavadas através de peneiras
191 de 0,5 mm, coradas com Rosa de Bengala, preservadas em álcool a 70% e identificadas até o
192 menor nível taxonômico possível

193 Para acompanhar os níveis de contaminação no sedimento experimental foram
194 coletadas amostras de sedimento superficial para análise de esteróis nos três períodos
195 amostrais. Para as análises do coprostanol, as amostras de sedimento foram embaladas em
196 bandejas de alumínio e congeladas. As amostras foram analisadas no laboratório de
197 Geoquímica Orgânica e Poluição Marinha (LaGPoM) do Centro de Estudos do Mar,
198 utilizando a metodologia descrita por Kawakami e Montone (2002).

199

200 *2.3. Processamento dos dados*

201

202 Uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi usada para
203 produzir ordenações bidimensionais e permitir a visualização das tendências principais de
204 variação da estrutura das associações macrofaunais. Diferenças nas associações macrofaunais
205 foram testadas pela análise de variância multivariada permutacional (Anderson, 2001) com a
206 aplicação do programa PERMANOVA, versão 1.6 (Anderson, 2005). Para estas análises
207 multivariadas foi utilizado o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis sobre a matriz de
208 densidade das espécies com 2 ou mais indivíduos por unidade amostral. Hipóteses sobre
209 diferenças na densidade dos táxons numericamente dominantes (Ostracoda, Oligochaeta,
210 *Capitella* sp., *Cylichna* sp.) e sobre os índices ecológicos (número de espécies e densidade
211 total) foram individualmente testadas por uma análise de variância (ANOVA), com os

212 pressupostos de normalidade e homocedasticidade avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e
213 Cochran, respectivamente. Quando necessário, os dados sofreram transformação para raiz
214 quadrada, raiz quarta ou $\ln(x + 1)$.

215 A análise de proximidade (nMDS) dos dados de clorofila-*a*, feopigmentos, nitrogênio
216 total, carbono orgânico total e fósforo total foi gerada sobre uma matriz de dissimilaridade
217 expressa pela distância Euclidiana. O percentual de similaridade (SIMPER) foi utilizado para
218 investigar qual a variável química mais contribuiu para formação dos grupos.

219 Figuras e testes estatísticos foram feitos no ambiente R. Somente a análise SIMPER
220 foi processada no software Primer 6.

221 As análises estatísticas foram divididas em duas categorias, dependendo da origem do
222 sedimento: (i) comparações com sedimento da área contaminada e transplantado para a área
223 não contaminada e (ii) comparações com sedimento da área não contaminada e transplantado
224 para a área contaminada. As análises foram realizadas separadamente para os períodos de 17,
225 45 e 89 dias. Foram feitas comparações entre tratamentos (4 níveis - ortogonal e fixo -
226 transplante, translocação, controle contaminada e controle não contaminada) e locais (2 níveis
227 - ortogonal e aleatório com tratamento).

228 **3. Resultados**

229

230 *3.1. Estrutura das associações bênticas nas áreas experimentais*

231

232 O táxon dominante no tratamento controle da área contaminada foi Oligochaeta
233 seguido dos táxons *Capitella* sp., Ostracoda, *Laeonereis culveri* e *Heleobia* sp.. A densidade
234 total do tratamento controle da área contaminada foi maior do que na área não contaminada.

235 Ostracoda foi o táxon numericamente dominante no tratamento controle da área não
236 contaminada seguido por *Cylichna* sp., Oligochaeta, *Bulla striata* e *Anomalocardia*
237 *brasiliana*.

238 Os padrões e tendências mais gerais de variabilidade macrofaunal entre áreas devem-
239 se primariamente à contribuição do poliqueta *Capitella* sp. e do gastrópode *Cylichna* sp.,
240 durante os três períodos experimentais.

241 Embora não tenha sido feita qualquer análise de classes de tamanho, houve sempre o
242 predomínio de adultos e baixa ocorrência de juvenis (obs. pess.), independente do tratamento
243 e nos três períodos do experimento.

244

245 3.2. Efeitos dos tratamentos sobre as concentrações de marcadores e nutrientes no sedimento

246

247 Nos três períodos amostrais, os sedimentos da área contaminada apresentaram valores
248 de coprostanol elevados, independente do tratamento considerado. Com base nesse valor-
249 limite, os sedimentos da área não contaminada podem ser facilmente distinguidos das áreas
250 prístinas ou não perturbadas. A área não contaminada, portanto, pode ser de fato considerada
251 sem influência de contaminação orgânica por esgoto, independente do tratamento e período
252 amostral (Tabela 1a). As razões entre concentrações de coprostanol, colesterol e colestanol
253 são também frequentemente consideradas para avaliar contaminação por esgoto. Razões
254 coprostanol/(coprostanol + colestanol) superiores a 0,7 indicam contaminação por esgoto
255 (Grimalt et al., 1990). Neste estudo, o máximo valor dessa razão foi consistente com a
256 máxima concentração de coprostanol observada no sedimento translocado no segundo período
257 da área contaminada (Tabela 1b).

258

259 **Tabela 1.** a) Concentrações de esteróis no sedimento ;b) Razões envolvendo diferentes esteróis. N: sedimento
 260 controle; C:sedimento translocado; T: sedimento transplantado.1-> 17; 2-> 45 ; 3-> 89 dias de recolonização.

261 a)

Esteróis	Concentração ($\mu\text{g g}^{-1}$)													
	Não Contaminada							Contaminada						
	N1	C1	C2	C3	T1	T2	T3	N1	C1	C2	C3	T1	T2	T3
Coprostanol	0,12	0,31	0,11	0,07	0,11	0,13	0,12	1,70	1,62	2,04	1,45	1,16	0,92	1,78
Epicoprostanol	n.c	n.c	n.c	n.c	n.c	n.c	n.c	0,08	0,09	0,16	0,09	0,06	0,08	0,09
Colesterol	6,66	2,07	6,13	2,27	3,27	4,60	3,81	3,05	3,63	2,85	1,06	1,92	1,30	1,68
Colestanol	1,06	0,58	0,98	0,70	0,59	0,94	1,00	0,55	0,47	0,48	0,46	0,34	0,26	0,44

n.c-> Não consta

262

263 b)

Razões	Valores														
	Não Contaminada							Contaminada							
	N1	C1	C2	C3	T1	T2	T3	N1	C1	C2	C3	T1	T2	T3	
I	0,10	0,35	0,10	0,09	0,16	0,12	0,11	0,76	0,78	0,81	0,76	0,77	0,78	0,80	
II	0,02	0,15	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,56	0,45	0,72	1,37	0,60	0,71	1,06	
III	0,79	4,81	0,89	0,82	1,38	1,11	0,95	22,4	21,3	27,0	26,6	22,3	26,8	28,2	

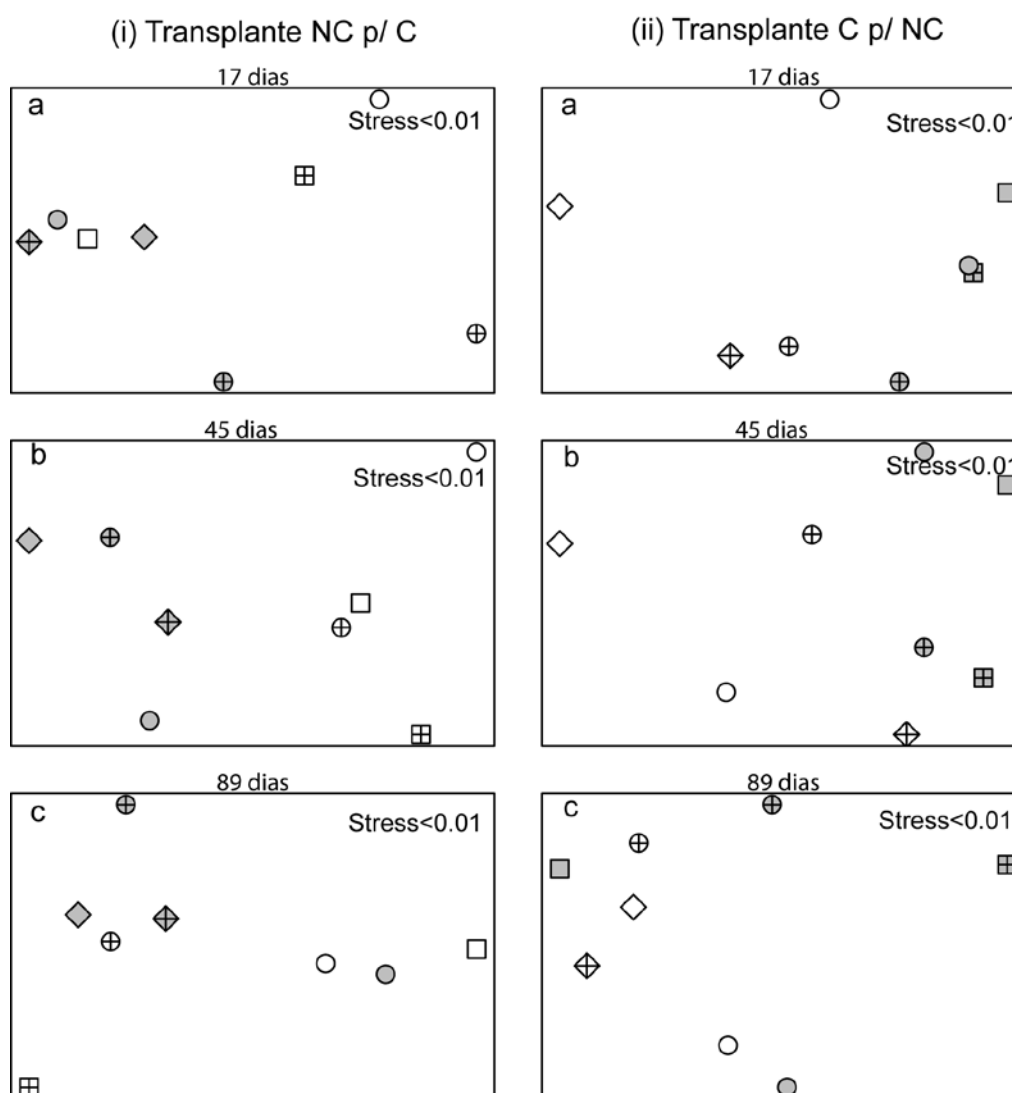
n.c-> Não consta; I: coprostanol/(coprostanol + colestanol) (Grimalt et al., 1990); II: coprostanol/colesterol (Mudge and Bebianno, 1997); III: % de (coprostanol + epicoprostanol)/total de esteróis (Venkatesan and Kaplan, 1990).

264

265 As análises da variabilidade do fósforo total, carbono orgânico total, nitrogênio total,
 266 clorofila-*a* e feopigmentos (Figura 3) permitiram separar as amostras em dois grupos,
 267 correspondendo claramente às áreas contaminada e não contaminada. A análise de percentual
 268 de similaridade (SIMPER) apontou a clorofila-*a* e a feopigmentos como as variáveis químicas
 269 que mais contribuíram para a dissimilaridade ou distância entre tratamentos (Tabela 2). Os
 270 padrões de variação de esteróides e nutrientes sugerem que os sedimentos transplantados de
 271 áreas contaminadas ou não contaminadas foram rapidamente alterados, tornando-se
 272 homogêneos com o sedimento de entorno.

273 **Tabela 2.** Percentual de similaridade (SIMPER) entre tratamentos com base nas concentrações de fósforo total, carbono
 274 orgânico total, nitrogênio total, clorofila-*a* e feopigmentos após 17, 45, 89 dias de recolonização indicando qual os
 275 tratamentos que apresentaram maior distância e qual variável química mais contribuiu. C:área contaminada, NC: área não
 276 contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não
 277 contaminada (N_{nc}), sedimento translocado na área contaminada (C_c) e sedimento controle da área contaminada (N_c), (ii)
 278 sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_c), sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}).

	(i) Transplante NC p/ C			(ii) Transplante C p/ NC		
	Distância	Variável química	% de contribuição	Distância	Variável química	% de contribuição
17 dias	T _C vs. N _{NC}	Clorofila - <i>a</i>	61%	T _{NC} vs. C _C	Clorofila - <i>a</i>	61%
45 dias	N _C vs. N _{NC}	Feopigmentos	64%	T _{NC} vs. C _C	Feopigmentos	98%
89 dias	T _C vs. C _{NC}	Feopigmentos	53%	N _{NC} vs. C _C	Clorofila - <i>a</i>	81%



280

281 **Fig. 3** nMDS comparando as variáveis químicas entre tratamentos 17(a), 45(b) e 89(c) dias após o início do experimento.
 282 Sedimentos transplantados da área não contaminada p/ área contaminada e sedimentos transplantados da área contaminada p/
 283 área não contaminada. Variáveis dos sedimentos controle do local 1 ○ e 2 ⊕ da área não contaminada e do local 1 ● e 2 ⊕
 284 da área contaminada; sedimento contaminado transplantado para área não contaminada no local 1 ◇ e 2 ⊕; Sedimento
 285 contaminado transplantado para área não contaminada no local 1 ◇ e 2 ⊕; sedimento translocado do local 1 para o local 2
 286 na área não contaminada □ e na área contaminada ■; sedimento translocado do local 2 para o local 1 na área não
 287 contaminada ⊕ e na área contaminada ⊕.

288

289 3.3. Efeitos dos transplantes sobre a estrutura das associações macrofaunais

290

291 Após 17 dias de recolonização, a estrutura das associações da macrofauna dos
 292 sedimentos transplantados da área não contaminada para a área contaminada variou
 293 significativamente entre tratamentos, exceto no caso do sedimento controle da área não

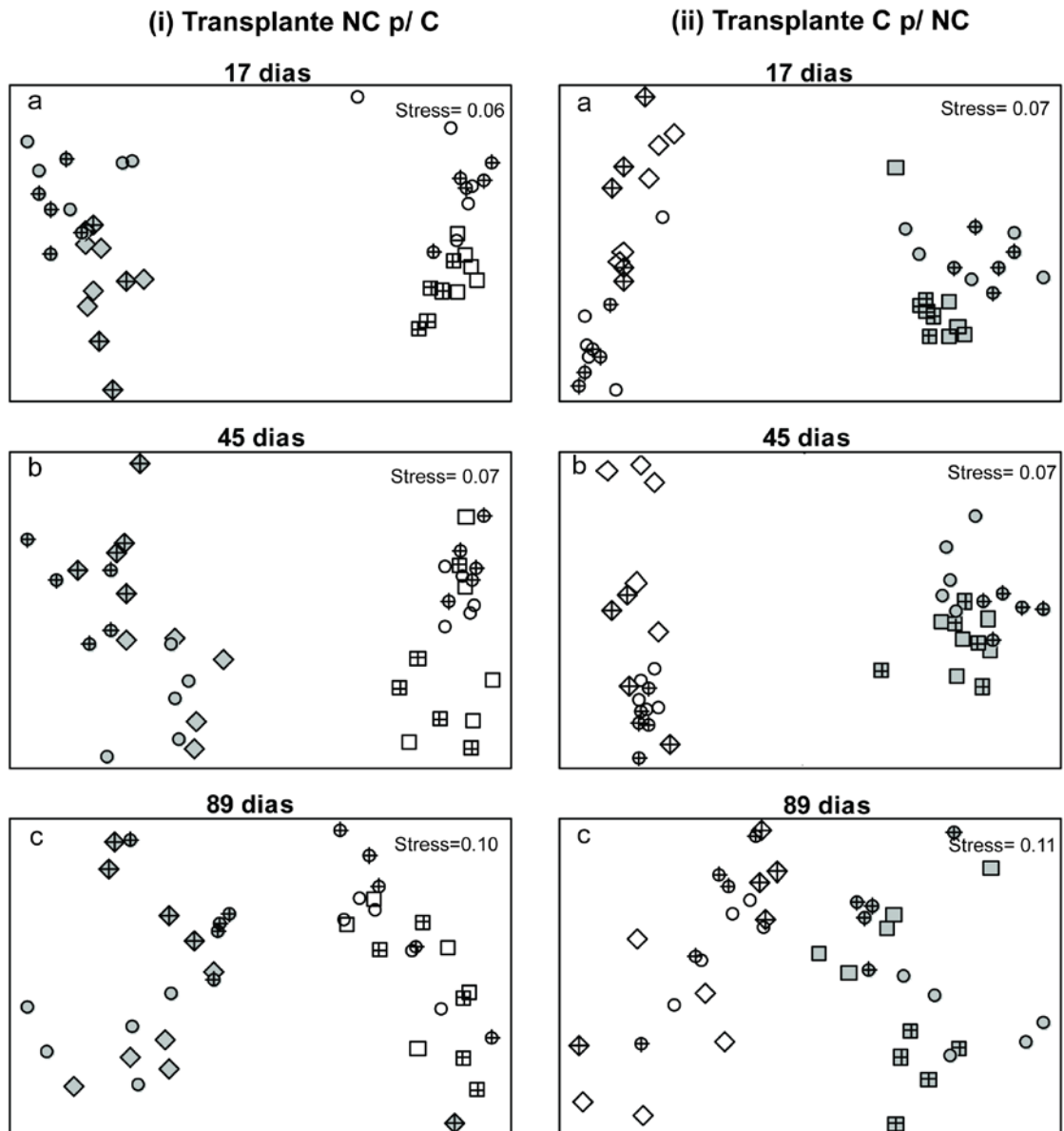
294 contaminada que não diferiu do sedimento translocado da área não contaminada
295 ($T_C \neq N_C \neq C_{NC} = N_{NC}$). No transplante da área contaminada para a área não contaminada
296 observou-se diferença significativa entre todos os tratamentos ($T_{NC} \neq N_{NC} \neq C_C \neq N_C$) (Tabela
297 3a). Não houve diferenças significativas entre locais nesse período.

298 No segundo período amostral, as variações na estrutura das associações foram
299 causadas pela interação dos tratamentos e locais (Tabela 3b), tanto sedimento transplantado da
300 área não contaminada para a área contaminada como no sedimento da área contaminada para
301 a não contaminada. A estrutura das associações dos sedimentos transplantados para o local 1
302 da área contaminada foi semelhante àquela do controle da mesma área, mas diferiu
303 significativamente dos translocados e do sedimento controle da área não contaminada
304 ($T_C = N_C \neq C_{NC} = N_{NC}$). No local 2 da área contaminada, houve diferença significativa entre todos
305 os tratamentos, com exceção da estrutura das associações nos sedimentos transplantados que
306 foi semelhantes às dos sedimentos controle da área contaminada ($T_C = N_C \neq C_{NC} \neq N_{NC}$). Nos
307 sedimentos transplantados da área contaminada para a área não contaminada, houve
308 diferenças significativas entre todos os tratamentos no local 1 ($T_{NC} \neq N_{NC} \neq C_C \neq N_C$). No local 2,
309 a estrutura das associações dos sedimentos transplantados só não diferiu daquela dos
310 sedimentos controle da área não contaminada ($T_{NC} = N_{NC} \neq C_C \neq N_C$).

311 No terceiro período amostral (89 dias), as variações significativas na estrutura das
312 associações dos sedimentos transplantados para a área contaminada resultaram da interação
313 dos tratamentos e locais (Tabela 3c). Contudo, tanto no local 1 como no local 2, associações
314 dos sedimentos transplantados foram similares às do controle da área contaminada, diferindo
315 daquelas dos sedimentos translocados e dos sedimentos controle da área não contaminada
316 ($T_C = N_C \neq C_{NC} = N_{NC}$). Nos sedimentos transplantados da área contaminada para o local 1 da
317 área não contaminada houve diferenças significativas entre todos os tratamentos

318 ($T_{NC} \neq N_{NC} \neq C_C \neq N_C$). No local 2, apenas as associações dos sedimentos transplantados não
319 diferiram daquelas do controle da área não contaminada ($T_{NC} = N_{NC} \neq C_C \neq N_C$).

320 Apesar da ausência de diferenças significativas em algumas comparações, as
321 associações dos sedimentos transplantados foram em geral similares àquelas dos sedimentos
322 controle do local de destino e significativamente distintas daquelas dos locais de origem
323 (Figura 4). Isto sugere que a recolonização foi governada primariamente por características
324 específicas de cada área (Hipótese 2 não rejeitada). Esses resultados confirmam a importância
325 dos fatores intrínsecos de cada área nos processos de recolonização e estruturação das
326 associações bênticas, ao invés da contaminação do substrato ou da combinação desses fatores.
327



328

329 **Fig. 4.** nMDS comparando associações macrofaunais entre tratamentos 17(a), 45(b) e 89(c) dias após o do início do
 330 experimento. Sedimentos transplantados da área não contaminada p/ área contaminada e sedimentos transplantados da área
 331 contaminada p/ área não contaminada. Associações dos sedimentos controle do local 1 ○ e 2 ⊕ da área não contaminada e
 332 do local 1 ● e 2 ⊕ da área contaminada; sedimentos contaminado transplantado para área não contaminada no local 1 ◆ e 2 ⊕
 333 ◆; Sedimento contaminado transplantado para área não contaminada no local 1 ◇ e 2 ◆; sedimento translocado do local 1
 334 para o local 2 na área não contaminada □ e na área contaminada ■; sedimento translocado do local 2 para o local 1 na área
 335 não contaminada ⊞ e na área contaminada ⊞.

336

337

338

339

340

341

342 **Tabela 3.** Comparação das associações macrofaunais entre tratamentos após 17 dias (a), 45 dias (b) e 89 dias (c) de
 343 recolonização. * nível de significância < 0,05. T_C-> sedimento transplantado da área não contaminada para a área
 344 contamianda; N_C-> sedimento controle da área contaminada; C_{NC}-> sedimento translocado da área contaminada para a área
 345 não contaminada; N_{NC}-> sedimento controle da área não contaminada; T_{NC}-> sedimento transplantado da área contaminada
 346 para área não contaminada; C_C-> sedimento translocado da área não contaminada para a área contaminada.
 347

PERMANOVA (n=5, 9999 permutações utilizadas)							
	gl	Transplante NC p/ C			Transplante C p/ NC		
		QM	F	p	QM	F	p
a) 17 dias							
Tratamento=T	3	18677.2677	35.6311	0.0001*	18820.9325	45.7794	0.0001*
Local= L	1	347.9856	1.1016	0.3013	407.3705	0.9116	0.3961
T x L	3	524.1847	1.6593	0.1571	411.1220	0.9200	0.4881
Resíduo	32	315.9036			446.8829		
Dissimilaridade de Bray-Curtis		T _C ≠N _C ≠C _{NC} =N _{NC}			T _{NC} ≠N _{NC} ≠C _C ≠N _C		
b) 45 dias							
Tratamento=T	3	11563.4984	10.2326	0.0012*	12091.0817	8.9353	0.0003*
Local= L	1	2489.1775	8.3404	0.0017*	1535.4965	2.8649	0.0428*
T x L	3	1130.0688	3.7865	0.0038*	1353.1802	2.5247	0.0146*
Resíduo	32	298.4471			535.9725		
Dissimilaridade de Bray-Curtis		L1:T _C =N _C ≠C _{NC} =N _{NC} L2:T _C =N _C ≠C _{NC} ≠N _{NC}			L1:T _{NC} ≠N _{NC} ≠C _C ≠N _C L2:T _{NC} =N _{NC} ≠C _C ≠N _C		
c) 89 dias							
Tratamento=T	3	8515.5277	5.2018	0.0083*	8037.2838	2.5225	0.0725
Local= L	1	3206.0237	4.9417	0.0058*	447.9847	0.7081	0.5614
T x L	3	1637.0487	2.5233	0.0170*	3186.2326	5.0363	0.0001*
Resíduo	32	648.7660			632.6523		
Dissimilaridade de Bray-Curtis		L1:T _C =N _C ≠C _{NC} =N _{NC} L2:T _C =N _C ≠C _{NC} =N _{NC}			L1:T _{NC} ≠N _{NC} ≠C _C ≠N _C L2:T _{NC} =N _{NC} ≠C _C ≠N _C		

348

349

350 *3.3 Efeitos dos tratamentos sobre a densidade dos quatro táxons mais abundante, o número*
 351 *de espécies e a densidade total da fauna.*

352

353 *Capitella* sp. sempre foi mais abundante na área contaminada do que na área não
 354 contaminada. Diferenças significativas na densidade de entre tratamentos ocorreram somente
 355 no primeiro período do experimento. Nos períodos seguintes a densidade de *Capitella* sp
 356 apresentou interação significativa entre tratamentos e locais (Tabela. 4a, 5a, 6a). Apesar disso,
 357 a densidade de *Capitella* sp. nos sedimentos transplantados não diferiu da observada nos
 358 controles da área de destino nos três períodos (Fig. 5a, 6a, 7a).

359 A densidade de *Cylichna* sp. variou entre tratamentos nos três períodos, exceto nos
360 sedimentos transplantados para a área não contaminada após 89 dias de recolonização (Tabela
361 6(i)b). Comparações múltiplas (Tabela 4b, 5b, 6b) e padrões entre médias dos tratamentos
362 (Figura 6b, 7b, 8b) demonstraram que, de maneira geral, a densidade de *Cylichna* sp nos
363 sedimentos transplantados foi similar àquela nos sedimentos controle da área de destino.
364 Além disso, na maioria das análises, a densidade dessa espécie foi significativamente maior
365 nos sedimentos controle da área não contaminada do que nos sedimentos controle da área
366 contaminada (Fig. 5b, 6b, 7b).

367 As variações nas densidades de *Cylichna* sp. e *Capitella* sp demonstram que, durante
368 todo o experimento, condições específicas de cada área de destino determinaram os padrões
369 de recolonização (Hipótese 2 não rejeitada).

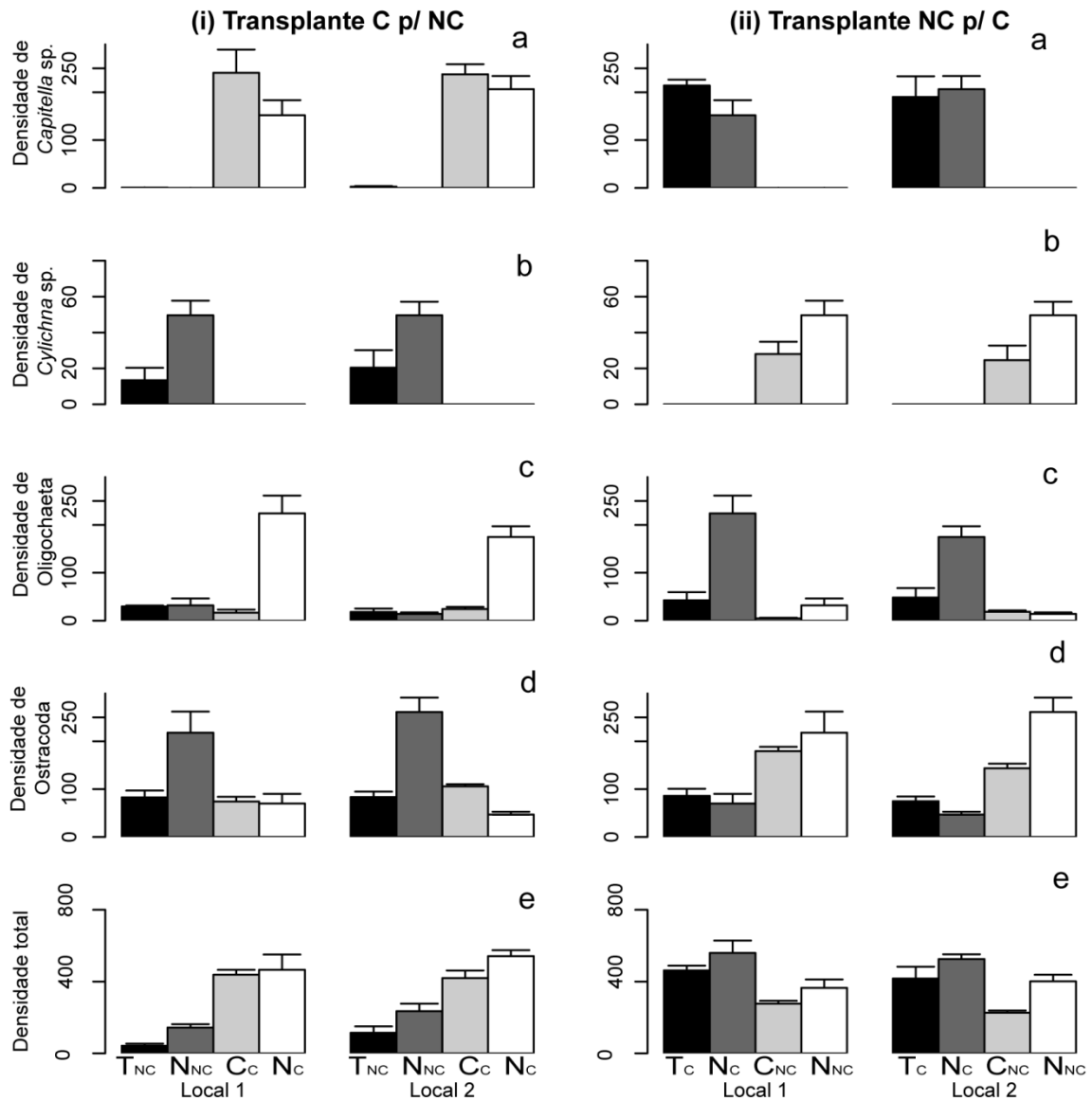
370 Após 17 dias de recolonização, a densidade de Oligochaeta (um único morfotipo
371 identificado) no sedimento transplantado para a área contaminada não diferiu da observada no
372 sedimento translocado e controle da área não contaminada, mas foi maior no sedimento
373 controle da área contaminada (Fig. 5(ii)c). Esse padrão indica que a recolonização de
374 Oligochaeta foi mediada por características específicas do substrato de origem (Hipótese 1
375 não rejeitada). Apesar disso, esse padrão não se repetiu nos períodos seguintes (45 e 89 dias
376 de recolonização). A densidade de Oligochaeta variou significativamente entre tratamentos
377 nos três períodos, exceto nos transplantes da área não contaminada para área contaminada
378 após 89 dias de recolonização (Tabela 6(ii)c). Apesar de pequenos desvios, o teste SNK
379 (Tabela 4c, 5c, 6c) e as comparações das médias dos tratamentos (Fig 5c, 6c, 7c) revelaram
380 que a densidade de Oligochaeta nos sedimentos transplantados, independente da área de
381 origem, foi similar à densidade nos sedimentos controle das áreas de destino. Fatores
382 específicos de cada área, portanto, são responsáveis pelas diferenças da densidade de
383 Oligochaeta no segundo e terceiro períodos amostrais (Hipótese 2 não rejeitada).

384 A densidade de Ostracoda (pelo menos três morfotipos identificados) no sedimento
385 contaminado transplantado para a área não contaminada não diferiu da observada no
386 sedimento translocado e controle da área contaminada, mas foi expressivamente maior no
387 sedimento controle não contaminado após 17 de recolonização (Hipótese 1 não rejeitada)
388 (Fig5(i)d). Entretanto esse padrão não se repetiu no transplante da área não contaminada para
389 a contaminada no primeiro período. Nos períodos seguintes, a densidade de Ostracoda foi
390 semelhante à do sedimento controle da área de destino e diferente do sedimento controle de
391 origem (Figura 6d, 7d), sugerindo que especificidades de cada área determinaram sua
392 recolonização (Hipótese 2 não rejeitada). Nas demais diferenças significativas detectadas pela
393 análise de variância (Tabela 4d, 5d, 6d), comparações *a posteriori* não identificaram padrões
394 de variação entre tratamentos, dificultando conclusões mais detalhadas.

395 Diferenças significativas na densidade total da fauna foram observadas entre
396 tratamentos nos três períodos amostrais. A densidade total variou significativamente no
397 transplante de sedimento para a área contaminada entre locais após 45 dias de recolonização.
398 No transplante da área contaminada para a área não contaminada a densidade total variou
399 significativamente entre locais após 89 dias de recolonização. Comparações múltiplas (Tabela
400 4e, 5e, 6e) e os padrões de variações das médias dos tratamentos (Figura 5e, 6e, 7e)
401 demonstraram que, de maneira geral, a densidade total da fauna foi significativamente maior
402 na área contaminada do que na área não contaminada. A densidade das amostras
403 transplantadas foi similar à dos sedimentos controle da área de destino, diferindo dos
404 sedimentos translocados e controle das áreas de origem nos três períodos amostrais (Hipótese
405 2 não rejeitada).

406

407



408

409 **Fig. 5** Comparação dos quatro táxons mais abundantes e da densidade total da macrofauna após 17 dias de
 410 recolonização. C: área contaminada, NC: área não contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não
 411 contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não contaminada (N_{NC}), sedimento translocado na área contaminada (C_C) e
 412 sedimento controle da área contaminada (N_C), (ii) sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_C),
 413 sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}).

414

415

416

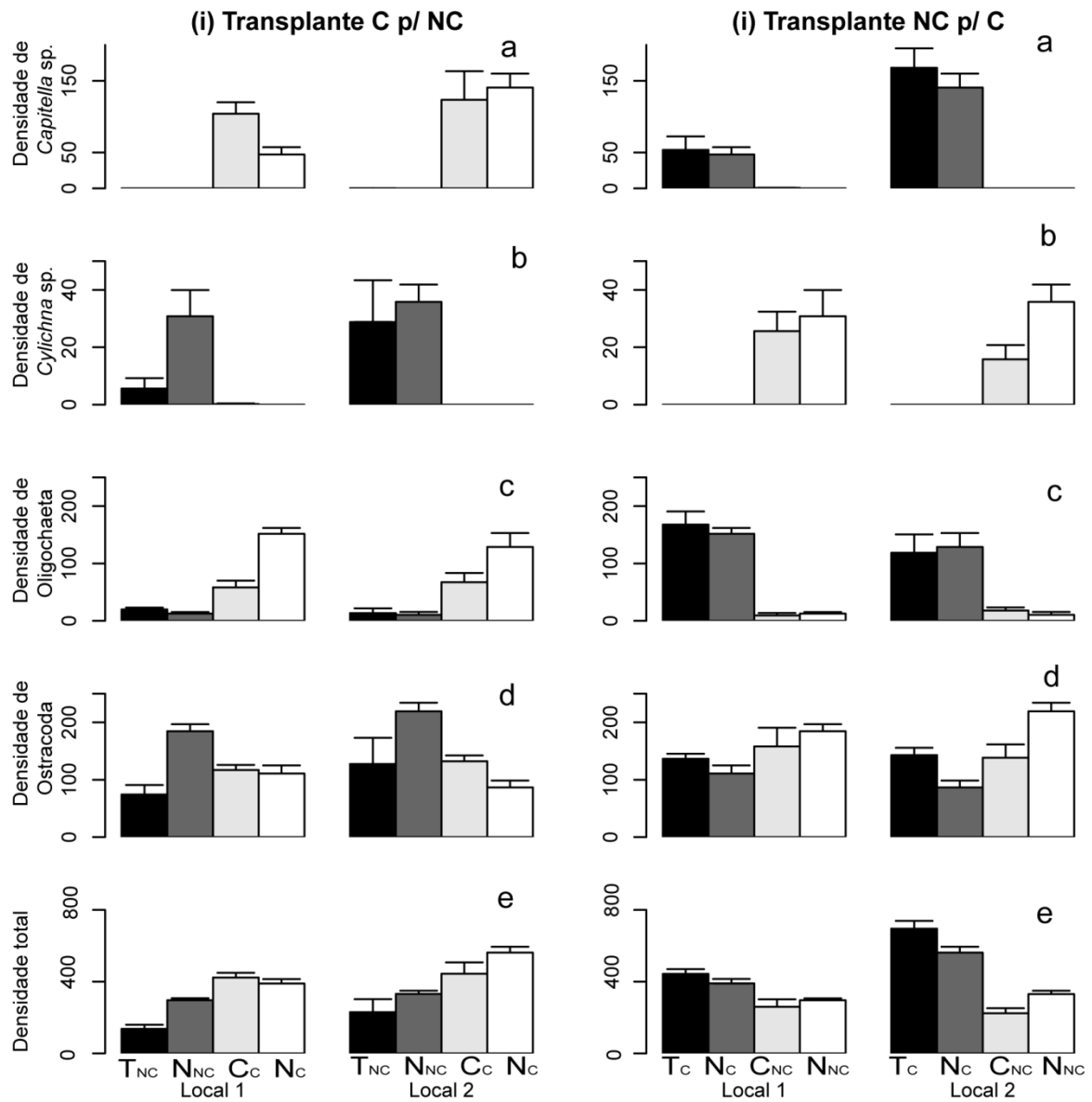
417

418

419

421 **Tabela 4.** Análise de variância dos quatro táxons mais abundantes e da densidade total da macrofauna após 17 dias de
 422 recolonização. C: área contaminada, NC: área não contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não
 423 contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não contaminada (N_{NC}), sedimento translocado na área contaminada (C_C) e
 424 sedimento controle da área contaminada (N_C), (ii) sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_C),
 425 sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}). “<” indica p < 0,05 , “=” indica p > 0,05. Termos significativos de
 426 interesse ($\alpha = 0,05$) estão representados por * .
 427

	gl	(i)Transplante C p/ NC			(ii)Transplante NC p/ C		
		QM	F	p	QM	F	p
a) Densidade de Capitella sp.							
Tratamento = T	3	37.466	285.6853	0.0003494*	42.551	267.3136	0.0003858*
Local = L	1	0.114	0.4984	0.4853256	0.040	0.3727	0.5458407
TxL	3	0.131	0.5748	0.6357373	0.159	1.4891	0.2361301
Resíduo	32	0.228					
SNK			N _{NC} <T _{NC} <N _C =C _C		C _{NC} =N _{NC} <N _C =T _C		
b) Densidade de Cylichna sp.							
Tratamento = T	3	5467.4	178.5260	0.0007046*	5705.5	789.6874	7.633e-05*
Local = L	1	30.6	0.1834	0.6713735	7.2	0.0488	0.8266
TxL	3	30.6	0.1834	0.9069239	7.2	0.0488	0.9855
Resíduo	32	167.0					
SNK			C _C =N _C <T _{NC} <N _{NC}		N _C =T _C <C _{NC} <N _{NC}		
c) Densidade de Oligochaeta							
Tratamento = T	3	227.717	45.8398	0.005262*	237.355	26.8128	0.01145*
Local = L	1	7.424	2.0230	0.164611	0.073	0.0143	0.90546
TxL	3	4.968	1.3536	0.274551	8.852	1.7493	0.17674
Resíduo	32	3.670			5.061		
SNK			C _C =N _{NC} =T _{NC} <N _C		C _{NC} =N _{NC} =T _C <N _C		
d) Densidade de Ostracoda							
Tratamento = T	3	2.57271	20.2470	0.01709*	2.91062	27.4603	0.01106*
Local = L	1	0.07665	0.7199	0.40247	0.04275	0.4361	0.51375
TxL	3	0.12707	1.1935	0.32785	0.10599	1.0811	0.37106
Resíduo	32	0.10646			0.09805		
SNK			N _C =T _{NC} =C _C <N _{NC}		N _C =T _C <C _{NC} =N _{NC}		
e) Densidade total							
Tratamento = T	3	423.65	45.1000	0.005388*	146745	35.7191	0.007567*
Local = L	1	46.05	5.4823	0.025600	5499	0.6043	0.442660
TxL	3	9.39	1.1184	0.356141	4108	0.4515	0.718035
Resíduo	32	8.40			9100		
SNK			T _{NC} <N _{NC} <C _C =N _C		C _{NC} <N _{NC} =T _C <N _C		



429

430 **Fig. 6** Comparação dos quatro táxons mais abundantes e da densidade total da macrofauna após 45 dias de
 431 recolonização. C: área contaminada, NC: área não contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não
 432 contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não contaminada (N_{NC}), sedimento translocado na área contaminada (C_C) e
 433 sedimento controle da área contaminada (N_C), (ii) sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_C),
 434 sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}).

435

436

437

438

439

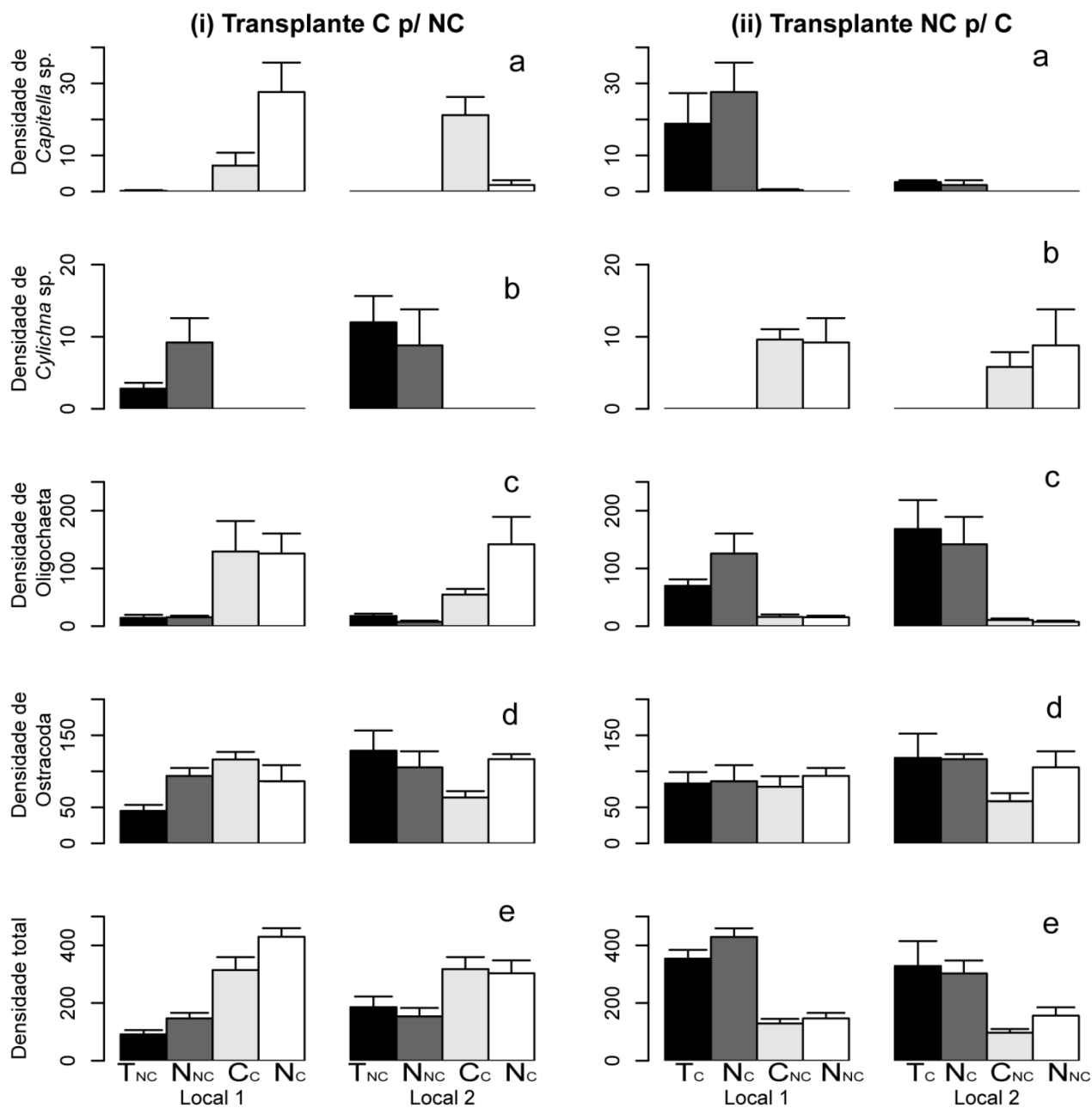
440

441

442 **Tabela 5.** Análise de variância dos quatro táxons mais abundantes e da densidade total da macrofauna após 45 dias de
 443 recolonização. C: área contaminada, NC: área não contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não
 444 contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não contaminada (N_{NC}), sedimento translocado na área contaminada (C_C) e
 445 sedimento controle da área contaminada (N_C), (ii) sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_C),
 446 sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}). “<” indica p < 0,05 , “=” indica p > 0,05. Termos significativos de
 447 interesse ($\alpha = 0,05$) estão representados por *.
 448

	(i)Transplante C p/ NC				(ii)Transplante NC p/ C		
	gl	QM	F	p	QM	F	p
a) Densidade de <i>Capitella</i> sp.							
Tratamento = T	3	36534	7.4209	0.06694	28.4618	23.8556	0.0135332*
Local = L	1	7981	5.4840	0.02558*	1.2631	10.0264	0.0033804*
TxL	3	4923	3.3830	0.02999*	1.1931	9.4707	0.0001256*
Resíduo	32	1455			0.1260		
SNK		L1: N _{NC} =T _{NC} =N _C <C _C L2: N _{NC} =T _{NC} <C _C =N _C			L1: N _{NC} =C _{NC} <T _C =N _C L2: C _{NC} =N _{NC} <N _C =T _C		
b) Densidade de <i>Cylichna</i> sp.							
Tratamento = T	3	13.7408	34.9561	0.007808*	2694.60	28.0493	0.01073*
Local = L	1	0.2661	1.9424	0.173017	14.40	0.1210	0.73028
TxL	3	0.3931	2.8698	0.051710	96.07	0.8069	0.49935
Resíduo	32	0.1370			119.05		
SNK		N _{NC} =T _{NC} <C _C =N _C			N _{NC} =C _{NC} <T _C =N _C		
c) Densidade de <i>Oligochaeta</i>							
Tratamento = T	3	159.451	96.8652	0.001748*	8.9011	33.3605	0.008355*
Local = L	1	5.294	1.4012	0.245243	0.1176	0.8204	0.371844
TxL	3	1.646	0.4357	0.728928	0.2668	1.8610	0.156079
Resíduo	32	3.778			0.1434		
SNK		N _{NC} =T _{NC} <C _C <N _C			N _{NC} =C _{NC} <T _C =N _C		
d) Densidade de <i>Ostracoda</i>							
Tratamento = T	3	23407.0	8.5330	0.05583	31.690	10.9830	0.03989*
Local = L	1	3880.9	1.9132	0.17618	0.132	0.0490	0.82618
TxL	3	2743.1	1.3523	0.27495	2.885	1.0717	0.37490
Resíduo	32	2028.5			2.692		
SNK					N _C =T _C =C _{NC} =N _{NC}		
e) Densidade total							
Tratamento = T	3	172951	14.6712	0.026835*	223061	5.2429	0.1034460
Local = L	1	64642	8.2819	0.007077*	111831	24.8448	2.079e-05*
TxL	3	11788	1.5103	0.230618	42546	9.4521	0.0001274*
Resíduo	32	7805			4501		
SNK		T _{NC} =N _{NC} =C _C =N _C			L1: C _{NC} =N _{NC} <N _C =T _C L1: C _{NC} <N _{NC} <N _C <T _C		

449



450

451 **Fig.7** Comparação dos quatro táxons mais abundantes e da densidade total da macrofauna após 89 dias de
 452 recolonização.C: área contaminada, NC: área não contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não
 453 contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não contaminada (N_{NC}), sedimento translocado na área contaminada (C_C) e
 454 sedimento controle da área contaminada (N_C), (ii) sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_C),
 455 sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}).

456

457

458

459

460

461 **Tabela 6.** Análise de variância dos quatro táxons mais abundantes e da densidade total da macrofauna após 89 dias de
 462 recolonização. C: área contaminada, NC: área não contaminada. (i) sedimento contaminado transplantado para área não
 463 contaminada (T_{NC}), sedimento controle da área não contaminada (N_{NC}), sedimento translocado na área contaminada (C_C) e
 464 sedimento controle da área contaminada (N_C), (ii) sedimento não contaminado transplantado para área contaminada (T_C),
 465 sedimento translocado da área não contaminada (C_{NC}). “<” indica $p < 0,05$, “=” indica $p > 0,05$. Termos significativos de
 466 interesse ($\alpha = 0,05$) estão representados por *.
 467

	(i)Transplante C p/ NC				(ii)Transplante NC p/ C		
	gl	QM	F	p	QM	F	p
a) Densidade de <i>Capitella</i> sp.							
Tratamento = T	3	33.616	2.0086	0.29065	555.93	1.3933	0.395851
Local = L	1	3.180	3.4498	0.07248	1123.60	12.7446	0.001152*
TxL	3	16.736	18.1590	4.607e-07*	399.00	4.5257	0.009365*
Resíduo	32	0.922			88.16		
SNK			L1: $N_{NC}=T_{NC}<C_C<N_C$ L2: $N_{NC}=T_{NC}=N_C<C_C$			L1: $N_{NC}=C_{NC}<T_C=N_C$ L2: $C_{NC}=N_{NC}=N_C=T_C$	
b) Densidade de <i>Cylichna</i> sp.							
Tratamento = T	3	228.400	4.1883	0.1350	235.225	27.7007	0.01092*
Local = L	1	48.400	1.5390	0.2238	11.025	0.4133	0.52488
TxL	3	54.533	1.7340	0.1798	8.492	0.3183	0.81201
Resíduo	32						
SNK						$N_C=T_C<C_{NC}=N_{NC}$	
c) Densidade de <i>Oligochaeta</i>							
Tratamento = T	3	5.6601	20.2490	0.01708*	43843	7.0197	0.07189
Local = L	1	0.2117	1.0183	0.32049	6452	1.6779	0.20447
TxL	3	0.2795	1.3443	0.27742	6246	1.6243	0.20312
Resíduo	32	0.2079			3845		
SNK			$N_{NC}=T_{NC}<C_C=N_C$				
d) Densidade de <i>Ostracoda</i>							
Tratamento = T	3	511.8	0.0646	0.975114	7.0770	1.5082	0.3719
Local = L	1	3348.9	2.4264	0.129140	3.9963	0.7967	0.3787
TxL	3	7927.4	5.7437	0.002918*	4.6924	0.9355	0.4349
Resíduo	32	1380.2			5.0161		
SNK			L1: $T_{NC}=N_C=N_{NC}=C_C$ L2: $C_C=N_{NC}=N_C=T_{NC}$				
e) Densidade total							
Tratamento = T	3	133484	6.4267	0.08040	166698	19.7740	0.01767*
Local = L	1	286	0.0486	0.82694	19097	2.3546	0.13474
TxL	3	20770	3.5256	0.02584*	8430	1.0394	0.38838
Resíduo	32	5891			8110		
SNK			L1: $T_{NC}=N_{NC}<C_C<N_C$ L2: $N_{NC}=T_{NC}<N_C=C_C$			$C_{NC}=N_{NC}<T_C=N_C$	

468

469

470

471

472

473

474 4. Discussão

475

476 Foi rejeitada a hipótese de que diferenças na qualidade de sedimento seriam
477 determinantes da recolonização da macrofauna, pelo menos nas escalas de tempo e espaço
478 consideradas, na medida em que associações macrofaunais que recolonizaram sedimentos
479 transplantados da área contaminada para a área não contaminada não foram similares às das
480 áreas de origem. Pelo contrário, características específicas das áreas de destino foram
481 determinantes do processo de recolonização, com uma rápida homogeneização da fauna das
482 amostras transplantadas ou translocadas com a fauna do entorno (Shin et al., 2008; Lu e Wu,
483 2007a; Lu e Wu, 2007b). Em linhas gerais, este padrão manteve-se durante os três meses do
484 experimento.

485 A recolonização dos sedimentos defaunados foi extremamente rápida e já estava
486 substancialmente completa no primeiro período amostral, após pouco mais de duas semanas,
487 com a densidade total da fauna atingindo valores máximos e estáveis, evidenciando a elevada
488 resiliência das associações locais, na escala temporal de dias a semanas. Esta elevada
489 resiliência da fauna entremarés de um estuário subtropical já havia sido demonstrado em
490 outros ambientes do sistema estuarino (Faraco e Lana, 2006).

491 O pequeno número de juvenis observados durante os três meses do experimento
492 sugere que a migração ativa de adultos dos sedimentos adjacentes para as áreas experimentais
493 foi o principal vetor de recolonização. A rápida movimentação de adultos, mesmo daqueles
494 com hábitos sedentários como é o caso de muitas espécies bênticas infaunais, é comum em
495 habitats de baixa energia (Norkko et al., 2001). Em consequência, a rápida recolonização aqui
496 registrada pode ser explicada pela capacidade migratória de adultos das espécies
497 numericamente dominantes nas áreas contaminadas e não contaminadas. Colonização por
498 migração pode ser bastante rápida (dias ou semanas), pois muitos organismos infaunais se

499 dispersam por distâncias curtas como parte de seu comportamento normal (Shin et al., 2008).
500 O assentamento larval desempenha um papel bem reconhecido na recolonização do bentos de
501 sedimentos inconsolidados (Ólafsson et al., 1994. A rápida recuperação e a ausência de
502 estágios sucessionais bem definidos também dependeram da composição específica das
503 associações locais, tipicamente dominadas por espécies ou táxons considerados oportunistas
504 (*e.g. Capitella* sp., *Cylichna* sp., Oligochaeta e Ostracoda) (Hilty e Merenlender, 200; Ruiz et
505 al., 2005; Cardoso et al., 2007). Em geral, as espécies mais abundantes e com maior
506 contribuição para as diferenças entre os tratamentos foram persistentes do início ao fim do
507 estudo. Estudos similares mostraram que a recolonização é de fato conduzida por espécies
508 presentes no sedimento circundante, sem o desenvolvimento de seqüências sucessionais bem
509 definidas (Zajac e Whitlatch, 1982; Smith e Brumsickle, 1989; Thrush et al., 1996). As taxas
510 de recuperação das associações bêmicas tendem a ser controladas por uma combinação de
511 características físicas e ecológicas que operam em distintas escalas espaciais. O modo de
512 recolonização é afetado pelo tamanho da perturbação e distúrbios de menor escala não
513 resultam na clássica resposta sucessional observada após os distúrbios de grande escala
514 (Gunther, 1992; Zajac et al., 1998). Neste contexto, o rápido processo de recolonização
515 observado pode ser também explicado pela pequena escala espacial adotada para as
516 manipulações experimentais.

517 Experimentos em escalas espaciais mais amplas e em menores períodos de tempo, de
518 dias a semanas, seriam fundamentais para avaliar a efetiva influência de contaminantes sobre
519 a recolonização de uma fauna tão resiliente. Apesar da tendência geral de rápida
520 homogeneização da fauna como um todo nos sedimentos transplantados, as variações nas
521 densidades de Oligochaeta e Ostracoda no primeiro período amostral, 17 dias após o início do
522 experimento, indicaram que a área de origem do sedimento ainda era mais determinante do
523 que a área de destino para a recolonização. Entretanto, este padrão já não se repetiu no

524 segundo e terceiro períodos, sugerindo que experimentos mais curtos poderiam ter sido mais
525 informativos.

526 A dominância numérica de associações bênticas por uma ou poucas espécies é mais
527 frequente do que em outros sistemas costeiros, mesmo em condições prístinas, por causa da
528 grande variabilidade natural dos fatores ambientais. Segundo Constanza et al.(1992) e Elliot e
529 Quintino (2007), nestes sistemas o “efeito positivo” da variabilidade natural do ambiente se
530 expressa na capacidade adaptativa de algumas poucas espécies, que assim alcançam altas
531 densidades populacionais. Os padrões e tendências mais gerais de variabilidade da
532 macrofauna entre áreas contaminadas e não contaminadas deveram-se justamente à
533 contribuição do poliqueta *Capitella* sp. e do gastrópode *Cylichna* sp., que dominaram
534 numericamente as associações de cada uma destas áreas. Espécies de regiões entremarés
535 estuarinas estão reconhecidamente sujeitas a tensores como dessecação, temperaturas
536 extremas e redução do tempo de alimentação e respiração (Dauvin, 2007; Silvana et al.,
537 2009). Organismos que habitam estes ambientes possuem adaptações para minimizar a
538 mortalidade potencial acarretada por estes tensores ou estratégias de vida que possibilitam
539 rápida recolonização após mortalidade elevada (Dolbeth et al., 2011).

540 Outros fatores que explicam a rápida recuperação da macrofauna bêntica são a época
541 do ano e a latitude sub-tropical nas quais o experimento foi conduzido. Recentes estudos
542 experimentais sugerem que a recuperação da macrofauna bênticas de regiões tropicais e sub-
543 tropicais pode ser muitos mais rápido do que em regiões temperadas, devido à temperatura
544 mais elevada (Lu e Wu, 1998). Lu e Wu (2007b) investigaram experimentalmente o efeitos
545 das estações do ano em sedimentos defaunados e registraram a abundância e o número de
546 espécies significativamente distintas entre estações, com altos valores registrados no verão e
547 baixos no inverno.

548 Martins et al. (2010) evidenciaram a clara contaminação do Rio Itiberê por esgotos
549 domésticos com base em marcadores orgânicos. Os esteróis estão entre os marcadores
550 moleculares mais utilizados para evidenciar a presença de matéria orgânica de origem
551 antrópica, devido à sua fonte específica, relativa resistência à degradação microbiana e
552 capacidade de detecção mesmo em baixos níveis (Wakeham, 1995; Canuel, 2001). Produtos
553 do trato digestivo de vertebrados superiores pela redução microbiana do colesterol
554 (Maldonado et al., 2000), os esteróis coprostanol e epicoprostanol são marcadores de
555 contaminação fecal amplamente utilizados como traçadores de esgoto doméstico em áreas
556 costeiras. Nossa análise também oferece evidências biológicas indiretas desta contaminação,
557 como demonstrado pelas altas densidades da espécie *Capitella* sp., que pertence a um gênero
558 de poliquetas frequentemente considerado como indicador de contaminação orgânica.
559 *Capitella* sp. apresenta características ecológicas adaptadas a condições de estresse ambiental
560 (Kunihiro et al, 200), possivelmente porque possui elevada habilidade competitiva e maior
561 capacidade de se alimentar como omnívoro, suspensívoro e comedor de depósito (Norkko et
562 al., 2000).

563 Sedimentos inconsolidados podem acumular vários tipos de substâncias tóxicas
564 causando sérios problemas à biota devido à sua toxicidade, à sua biodisponibilidade e ao seu
565 potencial de bioacumulação (Marin- Guirao et al., 2007; Morillo et al., 2008). A presença de
566 contaminantes nos sedimentos marinhos reconhecidamente influencia os padrões de
567 abundância e diversidade da macrofauna (Austen e Widdicombe, 2006; Goodsell et al, 2009).
568 Entretanto, a manifestação dos efeitos de contaminantes sobre a macrofauna depende da sua
569 persistência no ambiente. Nossas evidências experimentais mostram conclusivamente que a
570 qualidade dos sedimentos contaminados por matéria orgânica de origem fecal foi rapidamente
571 recuperada após seu transplante para áreas não perturbadas, como demonstrado pela evolução

572 dos marcadores moleculares. Esta rápida recuperação da qualidade dos sedimentos foi
573 provavelmente um fator adicional para explicar a rápida recuperação da fauna associada.

574 Fundos entremarés inconsolidados são facilmente retrabalhados por ondas e correntes,
575 o que aumenta a probabilidade de redistribuição e dispersão dos contaminantes dos
576 sedimentos manipulados. Portanto, a ausência de efeitos dos transplantes sobre a estrutura das
577 associações e a densidade das espécies numericamente dominantes pode também ser atribuída
578 à rápida dispersão dos contaminantes no ambiente (Marin- Guirao et al., 2007; Morales-Ojeda
579 et al., 2010).

580 Para fins de monitoramento ambiental, este estudo demonstrou que a capacidade de
581 resiliência da macrofauna de áreas contaminadas se iguala àquela de áreas prístinas em um
582 estuário subtropical, nas escalas espacial e temporal adotadas, de centímetros e meses. A
583 interação dinâmica e complexa de processos ecológicos e forçantes ambientais possibilitaram a
584 rápida recuperação da macrofauna bêntica entremarés após distúrbios em ambientes com
585 distintos níveis de qualidade ambiental. Esta tendência natural dos sistemas perturbados
586 retornarem rapidamente a estágios pré-impacto não pode ser ignorada ou subestimada em
587 eventuais tentativas de recuperação de áreas afetadas por impactos antrópicos (Birchenough e
588 Frid, 2009).

589

590 **5. Referências bibliográficas**

591

592 Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of
593 variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.

594 Anderson, M.J., 2005. Permanova: a fortran computer program for permutational
595 multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New
596 Zealand.

597 Austen, M.C., Widdicombe, S., 2006. Comparison of the response of meio- and
598 macrobenthos to disturbance and organic enrichment. *Journal of Experimental Marine*
599 *Biology and Ecology* 330 , 96–104.

600 Birchenough, S.N.R., Frid, C.L.J., 2009. Macrobenthic succession following the
601 cessation of sewage sludge disposal. *Journal of Sea Research* 62, 258–267.

602 Bolam, S.G., Fernandes, T.F., 2002. Dense aggregations of tube-building polychaetes:
603 response to small-scale disturbances. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*
604 269, 197- 222.

605 Canuel, E.A., 2001. Relations between river flow, primary production and fatty acid
606 composition of particulate organic matter in San Francisco and Chesapeake Bays: a
607 multivariate approach. *Organic Geochemistry* 32, 563–583.

608 Cardoso, P.G., Bankovic, M., Raffaelli, D., Pardal, M.A. 2007. Polychaete
609 assemblages as indicators of habitat recovery in a temperate estuary under eutrophication.
610 *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 301 – 308.

611 Chapman, P.M., Wang, F., 2001. Assessing sediment contamination in estuaries.
612 *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 3–22.

613 Cheung, S.G., Lam, N.W.Y., Wu, R.S.S., Shin, P.K.S., 2008. Spatio-temporal changes
614 of marine macrobenthic community in sub-tropical waters upon recovery from eutrophication.
615 II. Life-history traits and feeding guilds of polychaete community. *Marine Pollution Bulletin*
616 56, 297- 307.

617 Constanza, R., Norton, B.G., Haskell, B.D., 1992. *Ecosystem health: new goals for*
618 *environmental management*. Island Press, Washington, DC, USA.

619 Cosentino, A, Giacobbe, S., 2008. Distribution and functional response of sublittoral
620 soft bottom assemblages to sedimentary constraints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79,
621 263- 276.

622 Dauvin, J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices,
623 consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55, 271–281.

624 Dolbeth, M., Cardoso, P.G., Grilo, T.F., Bordalo, M.D., Raffaelli, D. Pardal, M.A.,
625 2011. Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple
626 stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* *in press*.

627 Elías, R., Bremec, C.S., Vallarino, E.A., 2001. Poliquetos de una plataforma somera
628 del Atlántico sudoccidental (Argentina, 38 S) afectada por efluentes cloacales. *Revista*
629 *Chilena de Historia Natural* 74, 523-531.

630 Elliot, M., Quintino, V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental
631 homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in natural stressed areas.
632 *Marine Pollution Bulletin* 54, 640–645.

633 Faraco, L.F.D., Lana, P.C., 2006. Macrobenthic recolonization processes in
634 mangroves of Southern Brazil. *Journal of Coastal Research* 39, 1853-1858.

635 Gonzalez-Oreja, J.A., Saiz-Salinas, J.I., 1998. Short-term spatio-temporal changes in
636 urban pollution by means of faecal sterols analysis. *Marine Pollution Bulletin* 36, 868–875.

637 Goodsell, P.J., Underwood, A.J., Chapman, M.G., 2009. Review: Evidence necessary
638 for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. *Marine Pollution*
639 *Bulletin* 58, 323–331.

640 Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis* 2 ed.
641 Verlag Chemie: Weinheim.

642 Gray, J.S., Wu, R.S.S., Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on
643 the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.

644 Grimalt, J.O., Fernandez, P., Boyona, J.P., Albraiges, J., 1990. Assessment of faecal
645 sterols and ketones as indicators of urban sewage inputs to coastal waters. *Environmental*
646 *Science and Technology* 19, 90–96.

647 Guerra-Garcia, J.M., Garcia-Gomez, J.M., 2009. Recolonization of macrofauna in
648 unpolluted sands placed in a polluted yachting harbour: A field approach using experimental
649 trays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 49–58.

650 Gunther, C.P., 1992. Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to
651 disturbances of different scales? *Netherlands Journal of Sea Research* 30, 45– 56.

652 Hilty, J., Merenlender A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring
653 ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185-197.

654 Kawakami, S.K., Montone, R.C., 2002. An efficient ethanol-based analytical protocol
655 to quantify fecal steroids in marine sediments. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 13,
656 226-232.

657 Knoppers, B.A., Brandini, F.P., Thamm, C.A., 1987. Ecological studies in the Bay of
658 Paranaguá. II Some physical and chemical characteristics. *Nerítica* 2, 1-36.

659 Kolm, H.E., Schoenenberger, M.F., Piemonte. M.R., Souza, P.S. A., Scühli, G.S.,
660 Mucciato, M.B., Mazzuco, R., 2002. Spatial variation of bacteria in surface waters of
661 Paranaguá and Antonina Bays, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*
662 45, 27 – 34.

663 Kunihiro, T., Miyazaki, T., Uramoto, Y., Kinoshita, K., Inoue, A., Tamaki, S., Hama,
664 D., Tsutsumi, H., Ohwada, K., 2008. The succession of microbial community in the organic
665 rich fish-farm sediment during bioremediation by introducing artificially mass- cultured
666 colonies of a small polychaete, *Capitella* sp. I. *Marine Pollution Bulletin* 57, 68–77.

667 Lana, P.C., Guiss, C., 1992. Macrofauna-plant biomass interactions in a euhaline salt
668 marsh in Paranaguá Bay (Se Brazil). *Marine Ecology Progress Series* 80, 57-64.

669 Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments:
670 Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12, 343-346.

671 Lu, L., Wu, R.S.S., 1998. Recolonization and succession of marine macrobenthos in
672 organic-enriched sediment deposited from fish farms. *Environmental Pollution* 101, 241–251.

673 Lu, L., Wu, R.S.S., 2000. An experimental study on the recolonization and succession
674 of marine macrobenthos in defaunated sediment. *Marine Biology* 136, 291-302.

675 Lu, L., Wu, R.S., 2007a. A field experimental study on recolonization and succession
676 of subtidal macrobenthic community in sediment contaminated with industrial wastes. *Marine*
677 *Pollution Bulletin* 54, 195–205.

678 Lu, L., Wu, R.S., 2007b. Seasonal effects on recolonization of macrobenthic
679 in defaunated sediment: A series of field experiments. *Journal of Experimental Marine Biology*
680 *and Ecology* 351, 199 – 210.

681 Maldonado, C., Venkatesan, M.I., Phillips, C.R., Bayona, J.M., 2000. Distribution of
682 trialkylamines and coprostanol in San Pedro shelf sediments adjacent to a sewage outfall.
683 *Marine Pollution Bulletin* 40, 680–687.

684 Marin-Guirao L., Lloret J., Marin A., Garcia G., Fernandez A. J. G., 2007. Pulse-
685 discharges of mining wastes into a coastal lagoon: water chemistry and toxicity. *Chemistry*
686 *and Ecology* 23, 217–231.

687 Martins, C.C., Braun, J.A.F., Seyffert, B.H., Machado, E.C., Fillmann, G., 2010.
688 Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South
689 American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 60,
690 2137-2143.

691 Marone, E., Noernberg, M.A., Lautert, L.F.C., Santos, I., Fill, H.D., Buba, H.,
692 Marena, A., 2009. Medições de Correntes e Curva Vazão-Maré na baía de Paranaguá.
693 *Boletim Paranaense de Geociências* 60, 55-64.

694 Morales-Ojeda, S.M., Herrera-Silveira, J.A., Montero, J., 2010. Terrestrial and oceanic
695 influence on spatial hydrochemistry and trophic status in subtropical marine near-shore
696 waters. *Water Research* 44, 5949 – 5964.

697 Morillo, J., Usero, J., Rojas, R., 2008. Fractionation of metals and in sediments from a
698 biosphere reserve (Odiel salt marshes) affected by acidic mine drainage. *Environmental*
699 *Monitoring and Assessment* 139, 329–337.

700 Mudge, S.M., Bebianno, M.J., 1997. Sewage contamination following in a accidental
701 spillage in the Ria Formosa, Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 34, 163–170.

702 Negrello-Filho, O.A., Underwood, A.J., Chapman, M.G., 2006. Recolonization of
703 infauna on a tidal flat: an experimental analysis of modes of dispersal. *Journal of*
704 *Experimental Marine Biology and Ecology* 328, 240-250.

705 Netto, S.A., Lana, P.C., 1994. Effects of sediment disturbance on the structure of
706 benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress*
707 *Series* 106, 239-247.

708 Newell, R. C., Seiderer, L. J., Robinson, J. E., 2001. Animal:sediment relationships in
709 coastal deposits of the eastern English Channel. *Journal of the Marine Biological Association*
710 *of the United Kingdom* 81, 1-9.

711 Norkko, J., Bonsdorff, E., Norkko, A., 2000. Drifting algal mats as an alternative
712 habitat for benthic invertebrates: species-specific responses to a transient resource. *Journal of*
713 *Experimental Marine Biology and Ecology* 248, 79-104.

714 Norkko, A., Cummings, V.J., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Hume, T., 2001. Local
715 dispersal of juvenile bivalves: implications for sandflat ecology. *Marine Ecology Progress*
716 *Series* 212, 131–144.

717 Pellizzari, G., 2008. Estudo analítico e descritivo dos parâmetros geográficos,
718 deniográficos e sanitários do Rio Itiberê em Paranaguá – PR. Monografia apresentada ao
719 curso de Oceanografia. Universidade Federal do Paraná.

720 Ruiz, F., Abad, M., Bodergat, A.M., Carbonel, P., Rodríguez-Lázaro, J., Yasuhara, M.
721 2005. Marine and brackish-water ostracods as sentinels of anthropogenic impacts. *Earth*
722 *Science Reviews* 72, 89 – 111.

723 Shin, P.K.S., Lam, N.W.Y., Wu, R.S.S., Qian, P.Y., Cheung, S.G., 2008. S. Spatio-
724 temporal changes of marine macrobenthic community in sub-tropical waters upon recovery
725 from eutrophication. Sediment quality and community structure. *Marine Pollution Bulletin* 56,
726 282 – 296.

727 Silvana N.R., Birchenough, N., Chris, L. J. Frid, L., 2009. Macrobenthic succession
728 following the cessation of sewage sludge disposal. *Journal of Sea Research* 62, 258–267.

729 Siqueira, A., Kolm, H.E., Brandini, F.P., 2006. Distribution of the cyanobacterium
730 *Trichodesmium erythraeum* and the associated phytoplankton in the internal continental shelf
731 in the Paraná State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 00-01.

732 Smith, C.R., Brumsickle, S.J., 1989. The effects of patch size and substrate isolation
733 on colonization modes and rates in an intertidal sediment. *Limnology and Oceanography* 34,
734 1263– 1277.

735 Strickland, J.L.H., Parsons T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis.
736 *Bulletin of Fisheries Research*.

737 Thrush, S.F., Whitlatch, R.B., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J.,
738 Wilkinson, M.R., 1996. Scale-dependent recolonization: the role of sediment stability in a
739 dynamic sandflat habitat. *Ecology* 77, 2472-2487.

740 Thrush, S.F., Dayton, P.K., 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling
741 and dredging: implications to marine biodiversity. *Annual Reviews Ecology Systems* 33, 449-
742 473.

743 Usero, J., Morillo, J., El Bakouri, H., 2008. A general integrated ecotoxicological
744 method for marine sediment quality assessment: Application to sediments from littoral
745 ecosystems on Southern Spain's Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 56, 2027–2036.

746 Van Colen C., Montserrat F., Vincx M., Herman P. M., Ysebaert T., Degraer S., 2010.
747 Long-term divergent tidal flat benthic community recovery following hypoxia-induced
748 mortality. *Marine Pollution Bulletin* 60, 178-86.

749 Venkatesan, M.I., Kaplan, I.R., 1990. Sedimentary coprostanol as an index of sewage
750 addition in Santa Monica Basin, southern California. *Environmental Science and Technology*
751 24, 208–214.

752 Wakeham, S.G., 1995. Lipid biomarkers for heterotrophic alteration of suspended
753 particulate organic matter in oxygenated and anoxic water columns of the ocean. *Deep-Sea*
754 *Research* 42, 1749–1771.

755 Zajac, R.N., Whitlatch, R.B., 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance: I.
756 Spatial and temporal variation of initial recolonization. *Marine Ecology Progress Series* 10, 1-
757 14.

758 Zajac, R.N., Whitlatch, R.B., Thrush, S.F., 1998. Recolonization and succession in
759 soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia*
760 375, 227-240.

761

762

763

Grupo taxonômico	
Cnidaria	Crustacea
Platyhelminthes	<i>Bowmaniella brasiliensis</i>
Nemertea	<i>Caprella</i> sp.
Sipuncula	Cumacea
Clitellata	Decapoda sp.1
Oligochaeta	<i>Eurytium limosum</i>
Polychaeta	<i>Excrolana armata</i>
<i>Alita succinea</i>	Gammaridea
<i>Ancistrosyllis</i> sp.	<i>Isopoda</i> sp.
<i>Aricidea catherinae</i>	<i>Kalliapseudes schubarti</i>
<i>Arandia hossfeldi</i>	<i>Kupellonura</i> sp.
<i>Ceratonereis longicirrata</i>	<i>Ogyrides</i> sp.
Ctenodrilidae	<i>Platyschnopidea</i>
<i>Capitella</i> sp.	<i>Pleoticus muelleri</i>
<i>Clymenella brasiliensis</i>	<i>Monocorophium acherusicum</i>
<i>Diopatra aciculata</i>	Ostracoda
<i>Dorvillea articulata</i>	Pycnogonida
<i>Exogone</i> sp.	Insecta
<i>Galathowenia oculata</i>	Bivalvia
<i>Glycinde multidentis</i>	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>
<i>Gyptis</i> sp.	Bivalve juvenil
<i>Heteromastus</i> sp.	<i>Lucina pectinata</i>
<i>Isolda pulchella</i>	<i>Mytella guyanensis</i>
<i>Laeonereis culveri</i>	<i>Nucula semiornata</i>
<i>Magelona papillicornis</i>	<i>Tagelus divisus</i>
<i>Nephtys squamosa</i>	<i>Tellina lineata</i>
<i>Ninoe</i> sp.	Gastropode
<i>Paranoids</i> sp.	<i>Acteocina</i> sp.
<i>Pholoe</i> sp.	<i>Bulla striata</i>
<i>Phyllodoce</i> sp.2	Gastropoda sp.1
<i>Polydora ligni</i>	<i>Cylichna</i> sp.
<i>Polydora socialis</i>	<i>Heleobia australis</i>
<i>Polydora websteri</i>	<i>Neritina virginea</i>
<i>Prionospio cirrifera</i>	<i>Odostomia</i> sp.
<i>Prionospio heterobranquiata</i>	Paguroidea
<i>Scoloplos ohlini</i>	<i>Turbonilla</i> sp.
<i>Sigambra grubei</i>	Phoronozoa
<i>Syllis</i> sp.	Echinodermata
<i>Spiophanes missionensis</i>	Ophiuroidea
<i>Spirographis</i> sp.	Chordata
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	
<i>Sternaspis</i> sp.	
<i>Sthenelais limicola</i>	
<i>Streblospio benedicti</i>	

767

768 **Tabela 2.** Dados de fósforo total, nitrogênio total, carbono orgânico total, clorofila-a e feopigmentos
 769 em mg/g. P-> área não contaminada; E-> área contaminada; N-> sedimento controle; C-> sedimento
 770 translocado; T-> sedimento transplantado; 1, 2->local1, local 2; 17, 45/46, e 89 dias de
 771 recolonização.

Amostra	Fósforo total	Nitrogênio total	Carbono Orgânico total	Clorofila a	Feopigmentos
P1N17	1,63	3,18	19,69	29,71	33,65
P1C17	1,21	2,79	21,33	31,68	22,09
P1T17	1,16	2,88	19,06	72,88	60,18
P2N17	1,72	2,85	19,41	50,71	20,96
P2C17	0,72	1,11	23,62	21,34	6,88
PT217	1,40	1,17	22,20	60,73	23,46
P1N45	1,36	3,22	20,65	16,43	27,10
P1C45	1,06	2,57	22,99	31,21	21,53
P1T45	1,88	2,35	20,78	27,85	37,74
P2N45	0,97	2,31	23,14	25,46	17,60
P2C45	1,06	1,38	21,43	22,86	19,75
P2T45	0,75	0,70	24,12	12,58	12,76
P1N89	1,28	2,98	22,42	36,05	21,98
P1C89	1,18	2,33	22,49	13,93	8,39
P1T89	0,97	1,93	23,41	26,35	11,57
P2N89	0,99	2,07	22,97	25,48	6,90
P2C89	1,55	1,45	20,77	44,15	30,95
P2T89	1,50	3,73	18,50	24,50	17,13
E1N17	1,11	3,46	24,99	19,24	5,12
E1C17	1,11	3,38	25,79	19,10	4,31
E1T17	1,29	3,44	24,37	23,48	11,20
E2N17	0,80	3,39	25,86	37,88	3,13
E2C17	0,62	3,38	23,38	10,50	4,40
E2T17	1,05	3,28	26,45	15,19	5,68
E1N45	0,84	3,32	23,50	27,98	8,39
E1C45	0,93	3,34	22,61	14,66	5,10
E1T45	0,79	3,29	22,88	15,12	7,35
E2N45	0,96	3,38	26,25	16,62	9,76
E2C45	1,10	5,11	21,42	25,61	1,14
E2T45	0,88	3,58	24,86	22,26	11,12
E1N89	1,17	5,01	21,84	41,23	23,11
E1C89	1,30	5,81	22,24	51,24	0,09
E1T89	1,15	4,18	23,67	23,92	2,73
E2N89	0,85	4,75	22,16	32,95	0,00
E2C89	1,13	5,58	21,53	19,18	9,92
E2T89	0,92	3,74	22,96	30,07	7,96

772

773

774

775