

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

João Bosco Leite Gusmão Junior

EFEITOS DE COSTÕES ROCHOSOS SOBRE A INFAUNA DE
PLANÍCIES DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL

Pontal do Paraná
2013

JOÃO BOSCO LEITE GUSMÃO JUNIOR

EFEITOS DE COSTÕES ROCHOSOS SOBRE A INFAUNA DE
PLANÍCIES DE MARÉ EM 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, da
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

Pontal do Paraná
2013

*“EFEITOS DE COSTÕES ROCHOSOS SOBRE A INFAUNA DE
PLANÍCIES DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL”*

POR

João Bosco Leite Gusmão Junior

Dissertação nº 103 aprovada como requisito parcial do grau de Mestre(a)
no Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da
Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos
professores:



Dr(a). Paulo da Cunha Lana - UFPR
Orientador(a) e Presidente(a)



Dr(a). Mauricio Garcia de Camargo – UFPR
Membro Examinador(a)



Dr(a). Rodolfo Elías - Univ. Nacional de Mar Del Plata
Membro Examinador(a)

Pontal do Paraná, 20/03/2013.

CATALOGAÇÃO NA FONTE:
UFPR / SIBI - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar

G982e Gusmão Junior, João Bosco Leite
Efeitos de costões rochosos sobre a infauna de planícies de maré em um estuário subtropical. / João Bosco Leite Gusmão Junior. – Pontal do Paraná, 2013. 82f.; 29 cm.

Orientador: 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. Ecótonos. 2. Macroinvertebrados. 3. Ambientes sedimentares. I.Título. II. Paulo da Cunha Lana. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 574.92



**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
COSTEIROS E OCEÂNICOS**

Centro de Estudos do Mar - Setor Ciências da Terra - UFPR
Avn. Beltramar, s/nº - Pontal do Sul - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil
Tel: (41) 3511-8644 - Fax (41) 3511-8648 - www.cem.ufpr.br - E-mail: pgsisco@ufpr.br

TERMO DE APROVAÇÃO

João Bosco Leite Gusmão Junior

**EFEITOS DE COSTÕES ROCHOSOS SOBRE A INFAUNA DE
PLANÍCIES DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL**

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

Dr(a). Paulo da Cunha Lana - UFPR
Orientador(a) e Presidente(a)

Dr(a). Mauricio Garcia de Camargo - UFPR
Membro Examinador(a)

Dr(a). Rodolfo Elías - Univ. Nacional de Mar Del Plata
Membro Examinador(a)

Pontal do Paraná, 20/03/2013.

Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Verônica Alves e João Bosco L. Gusmão, que sempre me apoiaram e incentivaram a ser o que sou hoje.

A minha tia Raquel Alves, por todo estímulo e carinho.

A todos os meus familiares, por todo o amor.

À minha namorada, Vanessa Dallazuana, por todas as alegrias, brigas, almoços, lanches, jantares e momentos de alegria, e por dar o sangue (literalmente) em minhas coletas.

Ao meu orientador Paulo da Cunha Lana, por me orientar nesses 24 meses de choros e alegrias e por me acolher em sua casa quando fiquei sem teto.

A Nathália Moreira, por me aturar nestes dois anos e por toda a ajuda nos múltiplos aspectos do meu projeto.

Aos professores Maurício Camargo e Rodolfo Elias, por toda a atenção e interesse em participar da avaliação da presente dissertação.

Aos professores Maurício Camargo, Francisco Barros e Ângelo Bernadino, pelas revisões das antigas versões do que hoje constitui minha dissertação de mestrado.

A Maiara Miotto, pela amizade e por lavar a minha roupa.

Ao meu pequeno pelotão de marteladores: Nathália Moreira, Daphne Spier, Marco, Eliandro, Cássio e André Menegotto.

A Cristiane, Andressa, Allana, Landerson, Angélica, Jenifer, Larissa, Marcelo Soeth, Henrique pela ajuda nas coletas.

Ao PGSISCO, ao CEM e à UFPR, pelo apoio para o desenvolvimento do meu projeto.

À CAPES, por financiar o desenvolvimento desta dissertação.

À minha orientadora da graduação, Tânia Márcia Costa, por me encaminhar ao mundo acadêmico e me salvar das trevas.

Aos dinossauros, por terem despertado o cientista que havia em mim.

Aos meus amigos Glauco Machado, Hélio Checcon, Cyro Assahira, Camila Blanco e Maiara Miotto, por todas as conversas, companheirismo e momentos de alegria.

Aos marinheiros Moisés, Josias e Abraão, que sempre navegaram com sabedoria e competência em todas as minhas coletas.

À fauna bêntica, por me dar um orientador, um projeto e uma bolsa.

Aos meus amigos André Menegotto e Márcia Kurtz, pelas conversas, dicas e ajuda.

A Leonardo Sandrini e Marco Brustolin, pelas ajudas, discussões e palpites com a análise de dados e idéias para a discussão dos meus resultados.

A Verônica Oliveira por toda a paciência dedicada ao meu treinamento na identificação de poliquetas.

À turma PGSISCO de 2011, pelos momentos inesquecíveis.

A Gisele Moraes e Kalina Brauko pelos palpites e guloseimas, além da ajuda com a preparação das coletas e experimentos.

Ao Seu Antônio, por nada.

A Che Guevara, Joey Ramone, Charlie Schulz, Paulo Lana, e Godzilla, por me inspirarem e guiarem nos momentos de desespero.

A qualquer pessoa não inclusa nesta lista e que tenha me ajudado de alguma forma.

RESUMO

Em ambientes sedimentares marinhos, a proximidade de substratos consolidados frequentemente é descrita como um fator estruturador da infauna. Estudos no infralitoral sobre efeitos de recifes naturais ou artificiais na infauna adjacente são comuns, mas pouquíssimos estudos sobre esse tema foram desenvolvidos em ambientes análogos na região entremarés. Nesta dissertação, são apresentados estudos descritivos e experimentais com o objetivo de analisar o efeito da proximidade de costões rochosos na variabilidade e estruturação das associações infaunais de planícies de maré adjacentes. O estudo descritivo (Capítulo 1) teve como objetivo analisar a variabilidade espacial da infauna de planícies de maré adjacentes a costões rochosos. A hipótese testada foi: se a presença de costões rochosos do entremarés influencia a infauna, então a estrutura das associações infaunais nas proximidades dos costões rochosos será diferente daquela de pontos mais distantes. Foram feitas amostragens em seis diferentes distâncias de costões rochosos (~10 cm a 16 m) em duas planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá. A hipótese inicialmente proposta não foi rejeitada. A estrutura e variabilidade das associações amostradas nas proximidades dos costões rochosos diferiram significativamente daquelas amostradas nos pontos mais distantes em ambos os baixios analisados. Apesar de não ter sido observado nenhum gradiente claro das variáveis ambientais em função da proximidade do costão rochoso, grande parte dos padrões de variabilidade da infauna foi explicada pelo peso das conchas e pelas porcentagens de areia e finos no sedimento. No estudo experimental (Capítulo 2), analisamos o efeito da proximidade de um costão rochoso e dos sedimentos associados na recolonização e estruturação da infauna. Parcelas de sedimento defaunado foram transplantadas entre locais próximos e distantes de um costão rochoso em uma planície de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá e a recolonização foi acompanhada ao longo de 40 dias. As hipóteses testadas foram: I) Se a presença do costão rochoso é o fator que explica as diferenças entre a estrutura das associações próximas e distantes do costão rochoso, então sedimentos transplantados apresentarão associações infaunais diferentes daquelas do local de origem e semelhantes às daquelas do destino; II), se as características sedimentológicas são responsáveis pelas diferenças entre associações próximas e distantes do costão rochoso, então os sedimentos transplantados apresentarão associações semelhantes às da área de origem e diferentes da área de destino; III) Se existe uma interação dos fatores proximidade das rochas e características sedimentológicas, então as associações dos sedimentos

transplantados serão diferentes dos locais de destino e de origem. A presença de rochas foi o fator mais influente na estruturação da infauna. As características do sedimento e a interação deste fator com a proximidade do costão rochoso não tiveram efeitos na estruturação das associações infaunais, de forma que as hipóteses II e III foram rejeitadas. Assim, diferenças observadas entre as associações infaunais de locais próximos e distantes do costão rochoso estão relacionadas, além da variabilidade nas características do sedimento, à variação de algum outro fator indeterminado, coincidente com a maior ou menor distância das rochas na planície de maré estudada.

Palavras-chave: ecótonos, macroinvertebrados, planície de maré, costão rochoso

ABSTRACT

In marine sedimentary environments, the proximity of hard substrates is often described as a structuring factor of the infauna. Studies on the effects on subtidal natural or artificial reefs on adjacent infauna are common, but few studies on this topic have been developed in similar environments in the intertidal zone. We present herein two studies, one descriptive and one experimental, whose general objective was to analyze the effect of the proximity of rocky shores on the infauna of adjacent tidal flats. The objective of the descriptive study (Chapter 1) was to analyze the spatial variability of the infauna in tidal flats adjacent to rocky shores. We tested the hypothesis that if the presence of intertidal rocky shores influences the infauna, then the structure of infaunal assemblages close to rocky shores will be different from that of more distant points. Samples were collected at six different distances from rocky shores (~ 10 cm to 16 m) in two tidal flats in the Paranaguá Estuarine Complex. The working hypothesis was not rejected. The structure and variability of assemblages sampled close to rocky shores differed significantly from those in the more distant points in both tidal flats. Although there have not been any observable gradient of environmental variables with the proximity of the rocky shores, much of the infaunal variability patterns was explained by the weight of shells and the percentages of sand and mud in the sediment. In the experimental study (Chapter 2), we analyzed the effect of a nearby rocky shore and associated sediments in the infaunal structure and recolonization. Defauned sediments were transplanted between sites close and distant from a rocky shore in a tidal flat in the Paranaguá Estuarine Complex and the recolonization was monitored over 40 days. The hypotheses were: I) If the presence of the rocky shore is the factor explaining the differences between assemblages close and distant from the rocky shore, then the infaunal assemblages in the transplanted sediments are expected to be different from those at the origin site and similar to those at the destination site; II) if the sediment characteristics are responsible for the differences between assemblages close and distant from the rocky shore, then assemblages in the transplanted sediments will be similar to those at the origin site and different from those at the destination site; III) If the interaction of both the presence of the rocky shore and the sediment characteristics are responsible for the differences, then the assemblages in the transplanted sediments will be different from those at the destination and origin sites. The proximity of the rocky shore was the most influential factor controlling the structure of infaunal assemblages. There were no sediment effects and no influence of the interaction between the rocky shore proximity and sediment characteristics on the infaunal

assemblages, thus leading us to reject hypotheses II and III. Thus, differences between infaunal assemblages close and distant from the rocky shore are related, in addition to sediment characteristics, to the variation of some other undetermined factor that is coinciding with the distance from the rocks in the studied tidal flat.

Keywords: ecotones, macroinvertebrates, tidal flat, rocky shore

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS.....	16
CAPÍTULO 1.....	19
INTRODUÇÃO	21
MÉTODOS.....	23
Área de estudo	23
Delineamento amostral	24
Análise dos dados	25
RESULTADOS.....	27
Variáveis ambientais.....	27
Parâmetros comunitários	28
Táxons mais representativos	30
Grupos funcionais mais representativos	32
Estrutura e variabilidade das associações infaunais	33
Relação entre variáveis ambientais e biológicas.....	38
DISCUSSÃO	41
REFERÊNCIAS.....	44
CAPÍTULO 2.....	49
INTRODUÇÃO	51
MÉTODOS.....	53
Área de Estudo.....	53
Delineamento experimental	53
Análise dos dados	55
RESULTADOS.....	57
Variáveis ambientais.....	57
A estrutura das associações dos controles	57
Associações do local próximo do costão rochoso	58
Associações do local distante do costão rochoso	59
Parâmetros comunitários do local próximo do costão rochoso.....	62
Parâmetros comunitários do local distante do costão rochoso.....	62
Táxons mais representativos do local próximo do costão rochoso.....	65
Táxons mais representativos do local distante do costão rochoso.....	66
DISCUSSÃO	70
REFERÊNCIAS.....	74
ANEXOS.....	78
TABELA 1: Listagem dos táxons registrados no estudo descritivo (Capítulo 1)	78
TABELA 2: Listagem dos táxons registrados no estudo experimental (Capítulo 2)	81

INTRODUÇÃO GERAL

Zonas transicionais ou margens ecológicas, caracterizadas por marcados gradientes espaciais, podem se formar na interface entre ecossistemas ou biomas (Gosz 1993; Erdős et al. 2011). Estas zonas apresentam extensão menor que os sistemas vizinhos, sendo frequentemente mais instáveis e heterogêneas. Os gradientes ambientais observados refletem-se nas características das comunidades destas zonas ou margens (Risser 1995; Kark & Van Rensburg 2006; Farina 2010; Erdős et al. 2011), frequentemente descritas como uma sobreposição das comunidades dos sistemas adjacentes ou apresentando espécies adaptadas. Podem apresentar maior abundância e diversidade de organismos do que os sistemas vizinhos (Farina 2010; Erdős et al. 2011), embora padrões inversos também sejam conhecidos (Ries et al 2004).

Uma variedade de termos é utilizada para denominar zonas transicionais ou de contato entre sistemas ecológicos, sendo ecótono o mais frequentemente utilizado (Erdős et al. 2011). Alguns autores salientam a importância de distinguir entre os termos ecoclinas e ecótonos (Van Der Maarel 1990; Attrill & Rundle 2002). A ecoclina descreve um gradiente progressivo de mudança de determinados fatores ambientais (van der Maarel 1990), como exemplificado pelo gradiente de salinidade de um estuário (Attrill & Rundle 2002; Cortelezzi et al. 2007; Sousa et al. 2008). Um ecótono é um gradiente abrupto entre dois sistemas ecológicos, geralmente caracterizados por grandes contrastes ambientais ou paisagísticos em pequena escala espacial, tendo a ser mais dinâmicos e instáveis do que as ecoclinas (Van Der Maarel 1990; Attrill & Rundle 2002; Erdős et al. 2011). Neste contexto, a zona de contato entre comunidades bênticas de substrato consolidado e não consolidado seria um exemplo de ecótono (Kim 1992).

Estudos sobre a zona de contato entre ambientes marinhos de substratos consolidados e inconsolidados frequentemente descrevem a influência das estruturas rígidas (rochas e recifes naturais e artificiais) sobre a fauna e flora dos sedimentos adjacentes (Davis et al. 1982; Ambrose & Anderson 1990; Posey et al. 1992; Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2001; Danovaro et al. 2002; Fabi et al. 2002; Madin et al. 2011). A presença de substratos consolidados reconhecidamente afeta a hidrodinâmica local, modificando os padrões de sedimentação e as características granulométricas dos sedimentos adjacentes, afetando a biota de maneira direta ou indireta (Netto et al. 1999; DeFelice & Parrish 2001; Fabi et al. 2002; Barros et al. 2004; Bertasi et al. 2007; Lorenzi & Borzone 2009). Substratos consolidados também afetam a biota dos sedimentos adjacentes intensificando ou reduzindo o nível de

interações ecológicas. Pequenos predadores e herbívoros associados a substratos consolidados forrageiam nos substratos moles adjacentes, consumindo a fauna e flora local (Davis et al. 1982; Lindquist et al. 1994; Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2004; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008; Madin et al. 2011). Este processo possivelmente está associado com a formação de “halos tróficos”, ou seja, áreas com menor abundância e diversidade de organismos nas adjacências de substratos consolidados (Randall 1965; Ogden et al. 1973; Posey & Ambrose Jr. 1994; Madin et al. 2010, 2011). A atividade bioturbadora de organismos e a transferência de alimento entre ecossistemas também podem afetar as associações dos sedimentos adjacentes a substratos consolidados (Kim 1992; Dahlgren et al. 1999). Porém, há casos em que somente as interações ecológicas não explicam tais padrões de distribuição da fauna (Barros 2005).

O acúmulo de carbonatos biogênicos também pode alterar as propriedades dos sedimentos na proximidade dos substratos consolidados, geralmente colonizados por gastrópodos, bivalvos, cracas e algas coralináceas, cujas conchas ou restos podem se acumular localmente após sua morte. A presença de estruturas carbonáticas é um importante vetor de alteração da complexidade dos substratos moles por proporcionar uma diversidade de habitats adicionais (Gutiérrez & Iribarne 1999; Gutiérrez et al. 2003).

A maioria dos estudos que analisaram a influência de substratos consolidados na macrofauna adjacente utilizou abordagens descritivas, enfocando principalmente o infralitoral (Davis et al. 1982; Ambrose & Anderson 1990; Posey et al. 1992; Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2001; Danovaro et al. 2002; Fabi et al. 2002), , sendo comuns as avaliações do impacto de recifes artificiais sobre as comunidades adjacentes (Posey et al. 1992; Danovaro et al. 2002; Fabi et al. 2002; Galván et al. 2008). Entretanto, estudos similares na região entremarés são raros (Cusson & Bourget 1997; Kelaher et al. 1998).

Estudos experimentais de campo sobre a influência de substratos consolidados nas comunidades de substratos moles, em geral, avaliaram o papel das interações biológicas como amensalismo e predação na estruturação das associações infaunais (Posey & Ambrose Jr. 1994; Dahlgren et al. 1999; Barros 2005; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008). Porém, estudos experimentais que testassem de forma replicável e controlada a influência das características sedimentológicas na modulação das diferenças sobre a variabilidade bêntica observada nos ecótonos entre substratos consolidados e inconsolidados são raros. Abordagens experimentais como transplante de parcelas de sedimento defaunado poderiam fornecer não só informações acerca da colonização nestes ecótonos, mas também permitiriam discriminar se a proximidade

das estruturas rochosas ou as características dos sedimentos associados correspondem aos fatores estruturadores das associações locais.

Na presente dissertação, apresentamos dois estudos, um de caráter descritivo e outro experimental, cuja finalidade foi analisar a influência de costões rochosos nas associações infaunais de planícies de maré adjacentes. No estudo descritivo (Capítulo 1), analisamos a variabilidade espacial da infauna de planícies de maré adjacentes a costões rochosos do entremarés, através da comparação da infauna amostrada a diferentes distâncias de costões rochosos. Com base nos resultados obtidos no estudo descritivo, desenvolvemos um estudo que envolveu manipulação experimental em campo (Capítulo 2), onde parcelas de sedimento defaunado foram transplantadas entre pontos próximos e distantes de um costão rochoso e a recolonização foi acompanhada ao longo de 40 dias. Neste, o objetivo foi avaliar a influência do costão rochoso na estruturação e recolonização da macrofauna de uma planície de maré subtropical.

Referências

- Ambrose, R. F., and T. W. Anderson. 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology* **107**: 41–52, doi:10.1007/BF01313240
- Attrill, M. J., and S. D. Rundle. 2002. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**: 929–936, doi:10.1006/ecss.2002.1036
- Barros, F. 2005. Evaluating the importance of predation on subtidal benthic assemblages in sandy habitats around rocky reefs. *Acta Oecologica* **27**: 211–223, doi:10.1016/j.actao.2005.01.002
- Barros, F., A. J. Underwood, and P. Archambault. 2004. The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60**: 781–790, doi:10.1016/j.ecss.2003.12.008
- Barros, F., A. J. Underwood, and M. Lindegarth. 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**: 191–199, doi:10.1006/ecss.2000.0734
- Bertasi, F., M. A. Colangelo, M. Abbiati, and V. U. Ceccherelli. 2007. Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* **586**: 277–290, doi:10.1007/s10750-007-0701-y
- Cortelezzi, A., A. R. Capítulo, L. Boccardi, and R. Arocena. 2007. Benthic assemblages of a temperate estuarine system in South America: Transition from a freshwater to an estuarine zone. *Journal of Marine Systems* **68**: 569–580, doi:10.1016/j.jmarsys.2007.02.024
- Cusson, M., and E. Bourget. 1997. Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighbouring intertidal endobenthic macrofaunal community. *Marine Ecology Progress Series* **150**: 181–193.
- Dahlgren, C. P., M. H. Posey, and A. W. Hulbert. 1999. The effects of bioturbation on the infaunal community adjacent to an offshore hardbottom reef. *Bulletin of Marine Science* **64**: 21–34.
- Danovaro, R., C. Gambi, A. Mazzola, and S. Mirto. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. *ICES Journal of Marine Science* **59**: S356–S362, doi:10.1006/jmsc.2002.1223
- Davis, N., G. R. VanBlaricom, and P. K. Dayton. 1982. Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology* **70**: 295–303, doi:10.1007/BF00396848
- DeFelice, R. C., and J. D. Parrish. 2001. Physical processes dominate in shaping invertebrate assemblages in reef-associated sediments of an exposed Hawaiian coast. *Marine Ecology Progress Series* **215**: 121–131.

- Erdős, L., M. Zalatnai, T. Morschhauser, Z. Bátori, and L. Körmöczy. 2011. On the terms related to spatial ecological gradients and boundaries. *Acta Biologica Szegediensis* **55**: 279–287, doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148
- Fabi, G., F. Luccarini, M. Panfili, C. Solustri, and A. Spagnolo. 2002. Effects of an artificial reef on the surrounding soft-bottom community (central Adriatic Sea). *ICES Journal of Marine Science* **59**: S343–S349, doi:10.1006/jmsc.2002.1308
- Farina, A. 2010. The Ecotones, p. 161. *In* A. Farina [ed.], *Ecology, cognition and landscape: linking natural and social systems*. Springer., doi:10.1007/978-90-481-3138-9
- Galván, D. E., A. M. Parma, and O. O. Iribarne. 2008. Influence of predatory reef fishes on the spatial distribution of *Munida gregaria* (= *M. subrugosa*) (Crustacea; Galatheididae) in shallow Patagonian soft bottoms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **354**: 93–100, doi:10.1016/j.jembe.2007.10.009
- Gosz, J. R. 1993. Ecotone hierarchies. *Ecological Applications* **3**: 369–376.
- Gutiérrez, J., and O. Iribarne. 1999. Role of Holocene beds of the stout razor clam *Tagelus plebeius* in structuring present benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* **185**: 213–228.
- Gutiérrez, J. L., C. G. Jones, D. L. Strayer, and O. O. Iribarne. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* **101**: 79–90, doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12322.x
- Kark, S., and B. J. Van Rensburg. 2006. Ecotones: Marginal or central areas of transition? *Israel Journal of Ecology and Evolution* **52**: 29–53.
- Kelaker, B. P., M. G. Chapman, and A. J. Underwood. 1998. Changes in benthic assemblages near boardwalks in temperate urban mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **228**: 291–307, doi:10.1016/S0022-0981(98)00036-7
- Kim, S. 1992. The role of drift kelp in the population ecology of a *Diopatra ornata* Moore (Polychaeta: Onuphidae) ecotone. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **156**: 253–272, doi:10.1016/0022-0981(92)90250-E
- Langlois, T. J., M. J. Anderson, and R. C. Babcock. 2005. Reef-associated predators influence adjacent soft-sediment communities. *Ecology* **86**: 1508–1519, doi:10.1890/04-0234
- Langlois, T. J., M. J. Anderson, R. C. Babcock, and S. Kato. 2006. Marine reserves demonstrate trophic interactions across habitats. *Oecologia* **147**: 134–40, doi:10.1007/s00442-005-0148-7
- Lindquist, D. G., L. B. Cahoon, I. E. Clavijo, M. H. Posey, S. K. Bolden, L. A. Pike, S. W. Burk, and P. A. Cardullo. 1994. Reef fish stomach contents and prey abundance on reef and sand substrata associated with adjacent artificial and natural reefs in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science* **55**: 308–318.

- Lorenzi, L., and C. A. Borzone. 2009. Variabilidade da infauna adjacente a estruturas rochosas na plataforma rasa do litoral do Paraná, Brasil. *Zoologia* **26**: 716–724, doi:10.1590/S1984-46702009000400016
- Van Der Maarel, E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* **1**: 135–138.
- Madin, E. M. P., S. D. Gaines, J. S. Madin, and R. R. Warner. 2010. Fishing indirectly structures macroalgal assemblages by altering herbivore behavior. *The American naturalist* **176**: 785–801, doi:10.1086/657039
- Madin, E. M. P., J. S. Madin, and D. J. Booth. 2011. Landscape of fear visible from space. *Scientific Reports* **1**: 1–4, doi:10.1038/srep00014
- Netto, S. A., M. J. Attrill, and R. M. Warwick. 1999. Sublittoral meiofauna and macrofauna of Rocas Atoll (NE Brazil): indirect evidence of a topographically controlled front. *Marine Ecology Progress Series* **179**: 175–186.
- Ogden, J. C., R. A. Brown, and N. Salesky. 1973. Grazing by the Echinoid *Diadema antillarum* Philippi: Formation of Halos around West Indian Patch Reefs. *Science* **182**: 715–717, doi:10.1126/science.182.4113.715
- Pagliosa, P. R., M. Cantor, F. Scherner, M. B. P. Otegui, A. L. Lemes-silva, C. D. L. Martins, G. F. Alves, A. Fonseca, and P. A. Horta Jr. 2012. Influence of piers on functional groups of benthic primary producers and consumers in the channel of a subtropical coastal lagoon. *Brazilian Journal of Oceanography* **60**: 65–73.
- Posey, M. H., and W. G. Ambrose Jr. 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Biology* **118**: 745–753, doi:10.1007/BF00347524
- Posey, M. H., F. E. Vose, and W. J. Lindberg. 1992. Short-term responses of benthic infauna to the establishment of an artificial reef. In: L. Cahoon (ed.), *Diving for Science 1992, Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences 12th Annual Scientific Diving Symposium*, American Academy of Underwater Sciences (AAUS), 125–131
- Randall, J. E. 1965. Grazing effect on sea grasses by herbivorous reef fishes in the West Indies. *Ecology* **46**: 255–260.
- Ries, L., R. J. Fletcher Jr, J. Battin, and T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **35**: 491–522. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148
- Risser, P. G. 1995. The status of the science examining ecotones. *BioScience* **45**: 318–325.
- Sousa, R., S. Dias, V. Freitas, and C. Antunes. 2008. Subtidal macrozoobenthic assemblages along the River Minho estuarine gradient (north-west Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **18**: 1063–1077, doi:10.1002/aqc

CAPÍTULO 1

Variabilidade espacial da infauna adjacente a costões rochosos do entremarés de um estuário subtropical

Manuscrito segundo as normas do periódico *Limnology and Oceanography*

Resumo

A influência de substratos consolidados é frequentemente descrita para ambientes do infralitoral, mas foi raramente investigada para ambientes análogos do entremarés. Analisamos as variações na estrutura da infauna em diferentes distâncias de costões rochosos em dois baixios localizados no Complexo Estuarino de Paranaguá, sul do Brasil. Amostragens foram feitas em 6 diferentes distâncias de costões rochosos (de ~10 cm a 16 m) em duas áreas em cada planície de maré. A hipótese testada foi: se a presença de costões rochosos influencia a infauna, então a estrutura das associações infaunais nas proximidades dos costões rochosos será diferente daquela de pontos mais distantes. Análises uni- e multivariadas mostraram que a infauna variou significativamente com a proximidade dos costões rochosos. Tal influência se deu de maneira gradual, sendo os maiores contrastes observados entre as associações amostradas nas menores distâncias (num raio de 4 m) e a dos pontos mais distantes (a 16 m). Variações na estrutura das associações não seguiram um padrão consistente ou uniforme em todas as áreas e baixios. Diferenças na densidade de organismos, riqueza, diversidade, equitatividade, densidade dos táxons e grupos funcionais mais representativos e variabilidade das associações dependeram do baixo e da área analisada. Padrões de variabilidade das associações foram explicados principalmente pelas variáveis sedimentológicas. Mesmo com a ausência de gradientes claros em todas as situações analisadas, a maior ou menor proximidade dos costões rochosos surge como um relevante fator estruturador das associações infaunais nos sistemas estudados.

Abstract

The influence of hard substrate is often described for subtidal environments, but was rarely investigated in analogue intertidal environments. We analyzed changes in the structure of infauna at different distances from the rocky shores on two tidal flats in the Paranaguá Estuarine Complex, in southern Brazil. Samples were taken at six different distances from rocky shores (from ~10 cm to 16 m) in two areas on each tidal flat. The hypothesis was: if the presence of rocky shores influences the infauna, then the structure of infaunal assemblages close to rocky shores will be different from that of more distant points. Analyses showed that the infauna varied significantly with the rocky shores proximity. This influence was gradual, with the highest contrasts observed between the assemblages close to the rocky shores (at 4 m or less) and those in the farthest sites (at 16 m). Patterns of variation in the structure of assemblages were not consistent or uniform in all tidal flats and areas. Differences in the density of organisms, richness, diversity, evenness, density of most abundant taxa and variability of assemblages were dependent on the area and tidal flat. Variability patterns of assemblages were explained mainly by sedimentological variables. Even with the absence of clear gradients in all analyzed cases, the proximity of rocky shores emerged as an important factor structuring infaunal assemblages in the studied systems.

Introdução

As características do sedimento, como o tamanho médio do grão e o teor de matéria orgânica (Cosentino & Giacobbe 2008), interações biológicas como competição e predação (Wilson 1991), bioturbação (Posey 1986), processos de bioengenharia (Gutiérrez et al. 2003), perturbações naturais ou antropogênicas (Dernie et al. 2003; Austen & Widdicombe 2006), recrutamento larval (Underwood & Fairweather 1989) ou a proximidade de substratos consolidados (Barros et al. 2001) são considerados importantes fatores reguladores da estrutura da fauna bêntica de fundos não consolidados.

A proximidade de substratos consolidados, como recifes naturais ou artificiais, reconhecidamente afeta a abundância e diversidade da infauna adjacente (Davis et al. 1982; Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2001; Fabi et al. 2002; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008; Lorenzi & Borzone 2009). Estas estruturas rochosas reduzem a intensidade das ondas e correntes, influenciando diretamente a hidrodinâmica local, modificando os sedimentos das áreas adjacentes e afetando as associações infaunais (Ambrose & Anderson 1990; Barros et al. 2004; Bertasi et al. 2007; Lorenzi & Borzone 2009).

Além da influência física, os substratos consolidados podem afetar indiretamente a infauna adjacente por aumentarem ou reduzirem a intensidade das interações biológicas. Substratos consolidados atuam como agregadores de predadores que afetam de forma diferenciada a infauna imediatamente adjacente (Lindquist et al. 1994; Posey & Ambrose Jr. 1994; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008). Este processo possivelmente está associado com a formação de “halos infaunais”, ou seja, áreas com menor abundância e diversidade da infauna nas adjacências de substratos consolidados (Posey & Ambrose Jr. 1994). Porém, interações como amensalismo também podem gerar halos infaunais, como por exemplo, a atividade bioturbadora promovida por holotúrias durante o forrageio que desaloja e elimina a infauna nas imediações de recifes (Dahlgren et al. 1999).

A maioria dos estudos que analisaram a influência de substratos consolidados na estrutura da infauna adjacente priorizou recifes naturais e artificiais (Posey et al. 1992; Danovaro et al. 2002; Fabi et al. 2002; Galván et al. 2008). Os poucos estudos sobre o tema na região entremarés limitaram-se ao estudo de estruturas associadas com a complexidade do habitat (Cusson & Bourget 1997) e da influência de estruturas artificiais nas comunidades adjacentes (Kelaher et al. 1998).

O presente estudo teve como objetivo analisar a variabilidade espacial da infauna em função da maior ou menor proximidade de costões rochosos em duas planícies de maré subtropicais. A hipótese testada foi a de que se a presença de costões rochosos do influencia a infauna, então a estrutura das associações infaunais

nas proximidades dos costões rochosos será diferente daquela de pontos mais distantes. Isso foi testado através de amostragens da infauna feitas em diferentes distâncias de costões rochosos, em duas planícies de marés localizadas no setor euhalino do Complexo Estuarino de Paranaguá.

Métodos

As amostragens foram feitas em duas planícies de maré (baixios) margeadas por costões rochosos localizadas no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), estado do Paraná, sul do Brasil (Fig. 1); uma localizada na enseada da Praia do Pasto, na Baía de Laranjeiras ($25^{\circ}24,584'S$ $48^{\circ}25,107'O$) e a outra no Saco do Limoeiro, na Ilha do Mel ($25^{\circ}33,615'S$ $48^{\circ}18,961'O$). As marés da região apresentam um padrão semidiurno com desigualdades diurnas, com amplitudes máximas que variam entre 1,7 na desembocadura a 2,7 m no interior da baía (Marone & Jamiyanaa 1997).

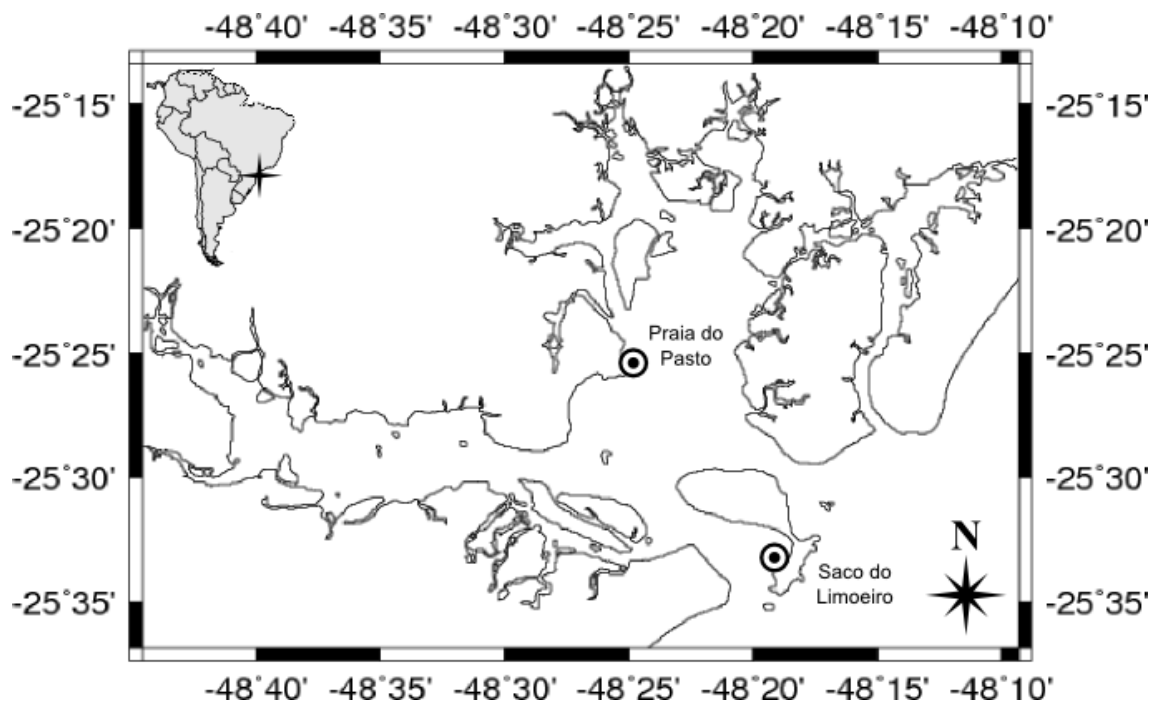


Fig. 1: Localização dos baixios amostrados no Complexo Estuarino de Paranaguá.

O baixio do Pasto está localizado na porção mais interna do setor euhalino do CEP, na entrada da Baía das Laranjeiras. A amplitude de maré é de aproximadamente 2 m. Apresenta fraca declividade (máxima de 1,3%) e os sedimentos são dominados pela fração de areia fina com grau de seleção que varia entre bem selecionado a moderadamente selecionado (Rosa & Borzone 2008). Densos depósitos de conchas do bivalve *Anomalocardia brasiliana* contribuem para a complexidade da matriz sedimentar, especialmente nas imediações do costão rochoso (Fig. 2a). A Ilha do Mel localiza-se na desembocadura do CEP, estando sob influência oceânica em sua porção mais ao leste. A amplitude das marés é inferior a 2 m. Apresenta fraca declividade (máxima de 0,6%), com sedimentos que variam de bem a pobremente selecionados, com dominância de areia fina e muito fina (Couto et al. 1995; Couto & Savian 1998). A estrutura da macrofauna bêntica é primariamente condicionada pelas espécies dominantes, como o tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti*, pela presença de

densas manchas da rodófito *Acanthophora spicifera* e de valvas vazias de *Anomalocardia brasiliiana*, que contribuem para o aumento da complexidade do sedimento (Couto et al. 1995; Couto & Savian 1998)(Fig. 2b). Os costões rochosos de ambas as planícies de maré são descontínuos e aproximadamente perpendiculares à linha d'água. As incrustações biológicas nos costões são principalmente de bivalves e cirripédios balanídeos.

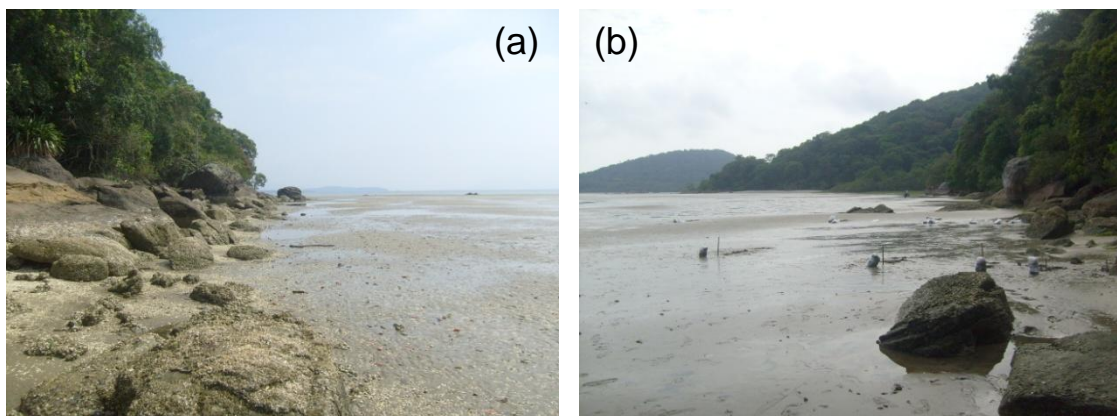


Fig. 2: Imagens das planícies de maré do Pasto (a) e do Saco do Limoeiro (b), com as áreas de contato entre costões rochosos e fundos não consolidados.

Amostragens foram feitas nos dias 10 e 11 de novembro de 2011. Duas áreas de 30 m x 30 m separadas por aproximadamente 100 m foram delimitadas imediatamente ao lado dos costões rochosos em cada planície de maré. Foram estabelecidos 3 transectos perpendiculares às rochas, separados por aproximadamente 10 m. Evitamos poças de maré e pontos com variação abrupta da declividade ao estabelecermos os transectos. Ao longo de cada transecto foram definidos 6 pontos de amostragem a diferentes distâncias do costão rochoso: (D1) a aproximadamente 10 cm de distância; (D2) a 1 m; (D3) a 2 m; (D4) a 4 m; (D5) a 8 m; e (D6) a 16 m. Em cada ponto foram coletadas três amostras da infauna com corers de 15 cm de diâmetro e 10 cm de altura. As amostras foram etiquetadas e levadas para laboratório, onde foram lavadas em peneiras de malha de 0,5 mm, fixadas em formol a 7%, coradas com Rosa de Bengala e conservadas em álcool a 70%. Uma amostra de aproximadamente 150 g de sedimento foi coletada em cada ponto para determinação da textura e teores de matéria orgânica e carbonatos do sedimento. Também foram estimadas a temperatura do sedimento e retiradas amostras de água percolada para análise do pH e salinidade de cada ponto. Durante a lavagem das amostras da infauna, uma amostra de cada ponto foi escolhida para separação das conchas, macrodetritos vegetais e seixos, que foram pesados após secagem em estufa a 60°C por 24 horas.

A identificação dos organismos foi feita sob estereomicroscópio até a máxima resolução taxonômica possível. Posteriormente classificamos os organismos em grupos funcionais, levando em conta a capacidade de locomoção (móveis (M), discretamente móveis (D) e sésseis (S)) e hábito alimentar (carnívoros (Car), herbívoros (Her), onívoros (Oni), suspensívoros (Fil), comedores de depósito de superfície (Sup), comedores de depósito de subsuperfície (Bur) e indeterminado (Ind)) (Fauchald & Jumars 1979; Arruda et al. 2003; Pagliosa et al. 2012).

A textura do sedimento foi avaliada por um analisador de tamanho de partícula Microtrac Bluewave® que utiliza tecnologia de refração de luz. O teor de matéria orgânica foi determinado pela medida da diferença entre os pesos inicial e final após queima de 5 g de sedimento em uma mufla a 550° C durante 60 minutos. O teor de carbonato de cálcio foi estimado pela medida da diferença de pesos inicial e final após acidificação de 10 g de sedimento em 20 ml de HCl a 10%.

Variáveis ambientais (teor de carbonato de cálcio, teor de matéria orgânica, temperatura (°C), pH, salinidade (ppm), peso dos seixos (g), peso das conchas (g) e peso seco do macrodetrimento vegetal (g), grau de seleção e porcentagem de areia e finos) de cada baixo foram analisadas através de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Resultados discriminaram baixios, áreas e distâncias.

A significância das diferenças dos valores médios da densidade total de indivíduos, riqueza (S), diversidade (índice de diversidade de Shannon-Weaver), equitatividade (J) e densidade dos táxons e grupos funcionais mais representativos foram testadas por análise de variância (ANOVA). A normalidade dos dados foi analisada pelo teste de Shapiro-Wilk e a heterogeneidade das variâncias pelo teste de Cochran, sendo feitas transformações para $x^{1/2}$, $x^{1/4}$ e $\ln(x+1)$ quando necessário ($\alpha = 0,05$). Os fatores considerados foram Área (aleatório, dois níveis) e Distância (fixo, seis níveis, ortogonal a Área). Comparações pareadas *a posteriori* foram feitas pela aplicação do teste Student-Newman-Keuls ($\alpha = 0,05$).

Diferenças entre as associações infaunais considerando táxons e grupos funcionais foram testadas por Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), rodada no programa computacional PERMANOVA 1.6 (Anderson 2005). Dados foram transformados para $x^{1/2}$. Comparações foram feitas entre baixios e considerando o modelo de dois fatores das análises univariadas ($\alpha = 0,05$). As tendências de variação das associações foram visualizadas em ordenações nMDS.

Para comparar a variabilidade das associações infaunais dentro de cada nível dos fatores distância e área, utilizamos uma análise permutacional de dispersão multivariada, rodada no programa computacional PERMDISP (Anderson 2004). Nesta análise, as médias das distâncias das dispersões multivariadas em relação ao

centroide do agrupamento são comparadas por ANOVA, onde o *P*-valor é estimado por permutações. O modelo utilizado foi o mesmo de dois fatores das análises univariadas. Resultados foram apresentados em histogramas com a dissimilaridade média dentro de cada grupo (distância) com símbolos indicando distinções nas dispersões multivariadas.

A relação entre as variáveis ambientais e a estrutura das associações infaunais considerando táxons e grupos funcionais foi analisada pela técnica de ordenação multivariada Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP). Análises de colinearidade e regressão “stepwise” foram utilizadas para seleção das variáveis ambientais utilizadas na CAP. O modelo reduzido utilizado considerou salinidade, peso das conchas e porcentagens de areia e finos. A significância dos eixos das ordenações foi testada por ANOVA ($\alpha = 0,05$).

As análises PERMANOVA, PERMDISP, nMDS e CAP se basearam no coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis. Todas as análises (com exceção da PERMANOVA e PERMDISP) e visualizações gráficas foram geradas no programa computacional R 2.15 (R Development Core Team 2009), utilizando os pacotes GAD (Sandrini-Neto & Camargo 2010), vegan (Oksanen et al. 2009) e sciplot (Morales 2012).

Resultados

Resultados da análise de componentes principais (PCA) considerando as variáveis ambientais são apresentados na figura 3. Os dois primeiros componentes acumularam 45,4 % da variabilidade total. Diferenças entre baixios estavam relacionadas principalmente ao eixo 1. A variabilidade nesse eixo estava associada principalmente às porcentagens de areia e finos, ao teor de CaCO_3 , grau de seleção e ao peso das conchas e seixos. A salinidade, o peso dos macrodetritos, o teor de matéria orgânica, pH e a temperatura contribuíram pouco para a variabilidade total das variáveis ambientais. O Baixo do Pasto foi caracterizada principalmente pela porcentagem de areia ($91,2 \pm 19$ %), peso das conchas ($121,8 \pm 111,6$ g) e seixos ($14,3 \pm 28,1$ g), teor de CaCO_3 ($9,4 \pm 8$ %) e grau de seleção ($85,5 \pm 45,9$; extremamente mal selecionado), apresentando relação inversa com a porcentagem de finos ($8,7 \pm 19$ %). O Limoeiro foi caracterizado principalmente pela porcentagem de finos ($43,3 \pm 45,1$ %) e apresentou relação inversa com o peso de conchas ($13,0 \pm 16,7$ g) e seixos ($2,9 \pm 4,5$ g), teor de CaCO_3 ($2,1 \pm 1$ %) e grau de seleção ($39,1 \pm 26,9$, extremamente mal selecionado). Nenhuma das variáveis ambientais apresentou um padrão claro de variação entre áreas ou ao longo das diferentes distâncias dos costões rochosos. Porém, os pontos mais próximos dos costões rochosos (cores claras) apresentaram maior variabilidade das variáveis ambientais em comparação com os mais distantes (cores escuras).

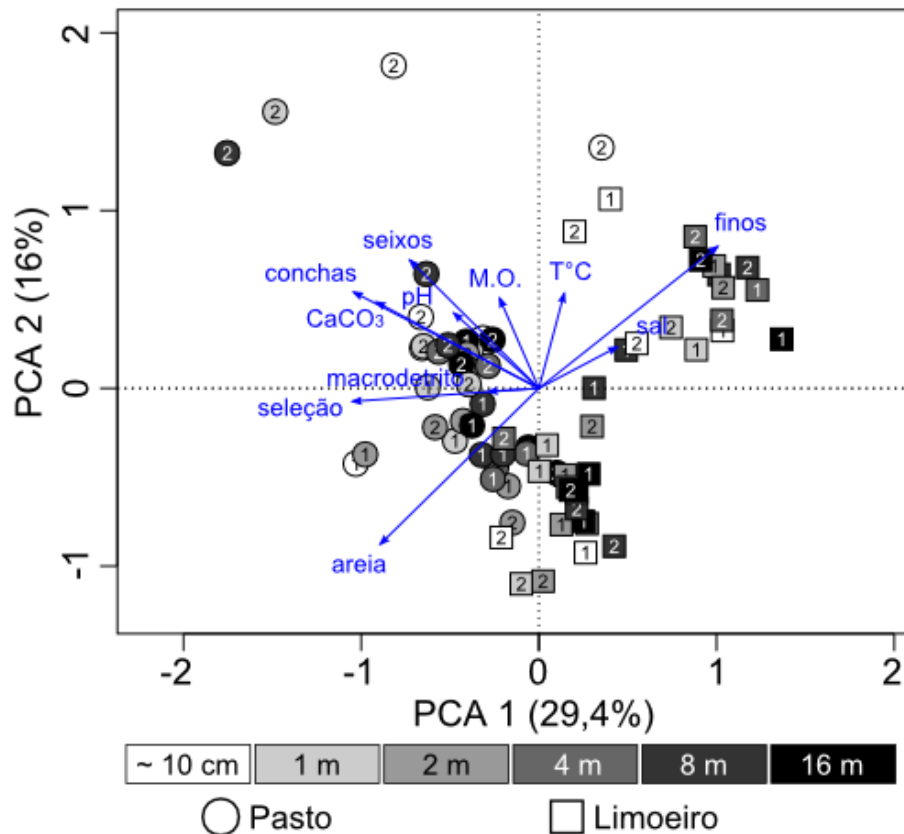


Fig. 3: PCA das variáveis abióticas dos baixios do Pasto e Limoeiro, com destaque para as áreas e distância do costão rochoso. Legenda: 1 = área 1, 2 = área 2, sal = salinidade; T°C = temperatura; M.O. = teor de matéria orgânica; seleção = grau de seleção.

Um total de 16373 indivíduos de 100 táxons pertencentes a 20 grupos funcionais foi identificado (Anexo 1). Os táxons mais representativos foram o bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (4445, 27,14%), os poliquetas *Sigambra* sp. (1877, 11,46%), *Laeonereis* sp. (1248, 7,62%) e *Armandia hossfeldi* (939, 3,51%), um morfotipo não identificado de crustáceo cumáceo (Cumacea sp. 1; 1602, 9,78%) e um isópode Sphaeromatídeo amostrado apenas no Limoeiro (Sphaeromatidae sp.; 850, 5,19%). Os grupos funcionais mais representativos foram D-Sup (discretamente móvel, comedor de depósito de superfície; 5474, 33,43%), M-Bur (móvel, comedor de depósito de subsuperfície; 3559, 21,73%), M-Car (móvel, carnívoro; 2126, 12,98%), M-Sup (móvel, comedor de depósito de superfície; 2733, 16,69%), M-Her (móvel, herbívoro; 952, 5,81%) e D-Car (discretamente móvel, carnívoro; 741, 4,52%).

Resultados das análises da densidade total, riqueza, diversidade e equitatividade podem ser visualizados na tabela 1 e figura 4. De uma maneira geral, o padrão de variação destes parâmetros em função da distância dos costões rochosos foi dependente do baio analisado. Os valores médios da densidade, riqueza e equitatividade diferiram significativamente entre áreas em ambos os baixios. A

densidade total diferiu significativamente entre distâncias apenas no Pasto, onde os pontos mais distantes apresentaram densidades maiores que os mais próximos (SNK, $p < 0,05$; Fig. 4a). Valores médios da riqueza diferiram significativamente entre as distâncias em ambos os baixios, mas apenas no Limoeiro foi observada uma tendência de aumento com a distância dos costões rochosos (Fig. 4b). A diversidade apresentou valores médios significativamente diferentes entre áreas apenas no Limoeiro e não apresentou qualquer padrão linear claro com a proximidade dos costões rochosos em nenhum dos baixios (Fig. 4c). A equitatividade foi significativamente maior nos pontos próximos do costão rochoso no Pasto (SNK, $p < 0,05$; Fig. 4d). No Limoeiro, diferenças entre distâncias foram variáveis dependendo da área, não sendo observado nenhum padrão claro com a proximidade dos costões rochosos.

Tabela 1: Análise de variância comparando os valores médios da Densidade Total, Riqueza (S), Diversidade de Shannon-Weaner (H') e Equitatividade (J). Termos significativos estão destacados em negrito. Baixo do Pasto

	gl	Densidade ¹		Riqueza		Diversidade		Equitatividade	
		F	p	F	p	F	p	F	p
Área (A)	1	30,30	<0,0001	5,55	<0,05	0,53	0,46	8,29	<0,01
Distância (D)	5	21,66	<0,01	0,25	0,92	3,39	0,10	17,24	<0,01
A*D	5	1,41	0,22	3,96	<0,05	2,99	<0,05	1,30	0,27
Resíduo	96								
Baixo do Limoeiro									
	gl	Densidade ¹		Riqueza		Diversidade		Equitatividade	
		F	p	F	p	F	p	F	p
Área (A)	1	27,31	<0,0001	4,065	<0,05	18,52	<0,0001	21,03	<0,0001
Distância (D)	5	1,16	0,43	4,0699	0,07	1,92	0,24	0,63	0,68
A*D	5	1,92	0,09	3,458	<0,01	3,99	<0,01	3,42	<0,01
Resíduo	96								

¹ = Dados transformados para a raiz quadrada

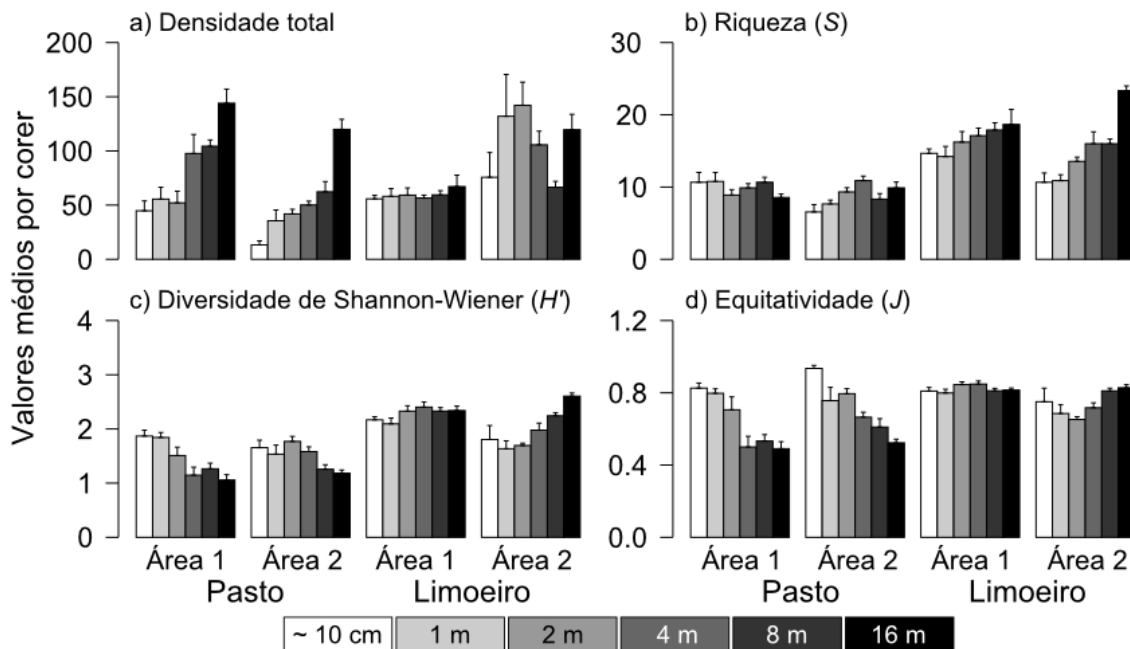


Fig. 4: Valores médios (\pm erro padrão) por corer ($0,018 \text{ m}^2$) da densidade total (a), riqueza (b), diversidade (c) e equitatividade (d) em cada distância, área e baixo.

Variações nas densidades dos táxons mais representativos podem ser visualizadas na tabela 2 e figura 5. *A. brasiliiana* (Fig. 5a) e *A. hossfeldti* (Fig. 5b) foram dominantes no Pasto, onde apresentaram densidades significativamente menores nos pontos próximos do costão rochoso em relação aos mais próximos (SNK, $p < 0,05$). No limoeiro, a densidade dessas espécies não apresentou qualquer padrão claro em função da distância dos costões rochosos. Os táxons *Laeonereis* sp. (Fig. 5c), *Cumacea* sp. 1 (Fig. 5d) e *Sphaeromatidae* sp. (Fig. 5f) foram dominantes no Limoeiro. A densidade destes táxons apresentou diferenças significativas entre áreas e distâncias nesse baixo. Entretanto, nenhum padrão de variação em função da distância dos costões rochosos foi observado em ambos os baixos. A densidade de *Sigambra* sp. (Fig 5e) foi altamente variável entre áreas e distâncias em ambos os baixos, não apresentando nenhum padrão de variação consistente em função da distância dos costões rochosos.

Tabela 2: Análise de variância comparando os valores médios da densidade dos táxons mais representativos. Termos significativos estão destacados em negrito.

		Baixio do Pasto											
		<i>Anomalocardia</i> ¹		<i>Armandia</i> ²		<i>Laeonereis</i> ¹		Cumacea		<i>Sigambra</i> ¹		Sphaeromatidae	
	gl	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Área (A)	1	18,88	<0,0001	0,49	0,48	0,10	0,74	3,34	0,07	50,80	<0,0001		
Distância (D)	5	14,86	<0,01	8,70	<0,05	1,55	0,32	5,46	<0,05	1,66	0,29		
A*D	5	1,97	0,09	2,30	0,05	0,66	0,65	1,44	0,21	5,38	<0,001		
Resíduo	96												

		Baixio do Limoeiro											
		<i>Anomalocardia</i> ²		<i>Armandia</i> ¹		<i>Laeonereis</i> ²		Cumacea ²		<i>Sigambra</i>		Sphaeromatidae ²	
	gl	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Área (A)	1	7,11	<0,01	12,60	<0,001	34,66	0,0001	44,94	<0,0001	16,97	0,0001	35,26	<0,0001
Distância (D)	5	1,81	0,26	1,10	0,45	2,52	0,16	4,89	0,05	0,41	0,82	1,93	0,24
A*D	5	2,86	<0,05	1,73	0,13	1,50	0,19	3,37	<0,01	5,99	<0,001	3,88	<0,01
Resíduo	96												

¹ = Dados transformados para a raiz quarta

² = Dados transformados para a raiz quadrada

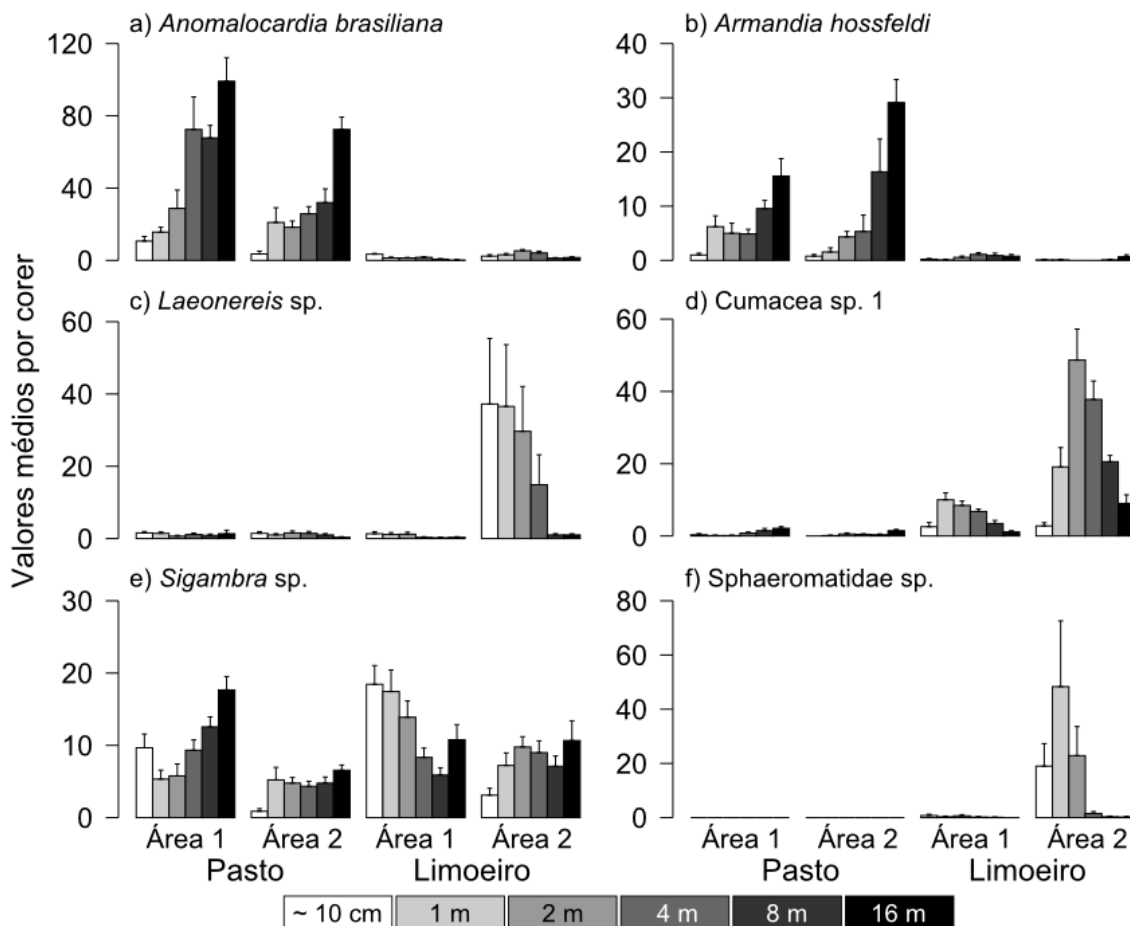


Fig. 5: Valores médios (\pm erro padrão) da densidade por corer ($0,018m^2$) dos táxons mais representativos.

A variação da densidade dos grupos funcionais mais representativos em cada baixo, área e distância pode ser visualizada na tabela 3 e figura 6. O padrão de distribuição da densidade de todos os grupos funcionais em cada área e distância foi dependente do baixo analisado. No Pasto, os únicos grupos funcionais cujas densidades foram significativamente menores nos pontos mais próximos do costão rochoso em relação aos mais distantes foram D-Sup (discretamente móveis, comedores de depósito de superfície) e M-Bur (móveis, comedores de depósito de subsuperfície) (SNK, $p < 0,05$; Fig. 6^a e 6^b). Diferenças entre distâncias observadas para as densidades de M-Car (móveis, carnívoros; Fig. 6^c), M-Sup (móveis, comedores de depósito de superfície; Fig. 6^d) e D-Car (discretamente móveis, carnívoros; Fig. 6^f) não apresentaram nenhum padrão consistente ou linear em relação à distância dos costões rochosos. M-Her (móveis, herbívoros; Fig. 6^e) não diferiu entre áreas ou entre distâncias nesse baixo. Já no Limoeiro, a densidade dos grupos funcionais foi altamente variável entre áreas e distâncias. Diferenças entre distâncias foram dependentes da área para quase todos os grupos funcionais (exceto M-Bur). Nenhum padrão de variação em função da distância foi observado nesse baixo.

Tabela 3: Análise de variância comparando os valores médios da densidade dos grupos funcionais mais representativos. Termos significativos estão destacados em negrito. Códigos dos grupos funcionais indicam capacidade de locomoção (primeira posição; M = móveis, D = discretamente móveis) e hábito alimentar (segunda posição; Car = carnívoros, Her = herbívoros, Sup = comedores de depósito de superfície, Bur = comedores de depósito de subsuperfície)

		Baixo do Pasto											
		D-Sup ²		M-Bur ³		M-Car ²		M-Sup		M-Her		D-Car ¹	
	gl	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Área (A)	1	23,39	<0,0001	0,01	0,91	43,10	<0,0001	3,08	0,08	2,73	0,10	1,65	0,20
Distância (D)	5	25,95	<0,01	3,57	0,09	2,16	0,21	7,22	<0,05	4,18	0,07	0,07	0,99
A*D	5	1,03	0,40	4,06	<0,01	2,64	<0,05	1,60	0,16	0,72	0,60	6,64	<0,0001
Resíduo	96												
		Baixo do Limoeiro											
		D-Sup		M-Bur ²		M-Car		M-Sup ²		M-Her ³		D-Car ²	
	gl	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Área (A)	1	15,97	<0,001	22,07	<0,0001	18,95	<0,0001	35,24	<0,0001	24,79	<0,0001	0,40	0,53
Distância (D)	5	0,55	0,74	5,44	<0,05	0,36	0,85	3,70	0,09	1,40	0,36	1,12	0,54
A*D	5	6,49	<0,0001	0,25	0,94	5,77	<0,001	7,26	<0,0001	2,46	<0,05	3,91	<0,01
Resíduo	96												

¹ = Dados transformados para $\ln(x + 1)$

² = Dados transformados para a raiz quadrada

³ = Dados transformados para a raiz quadrada

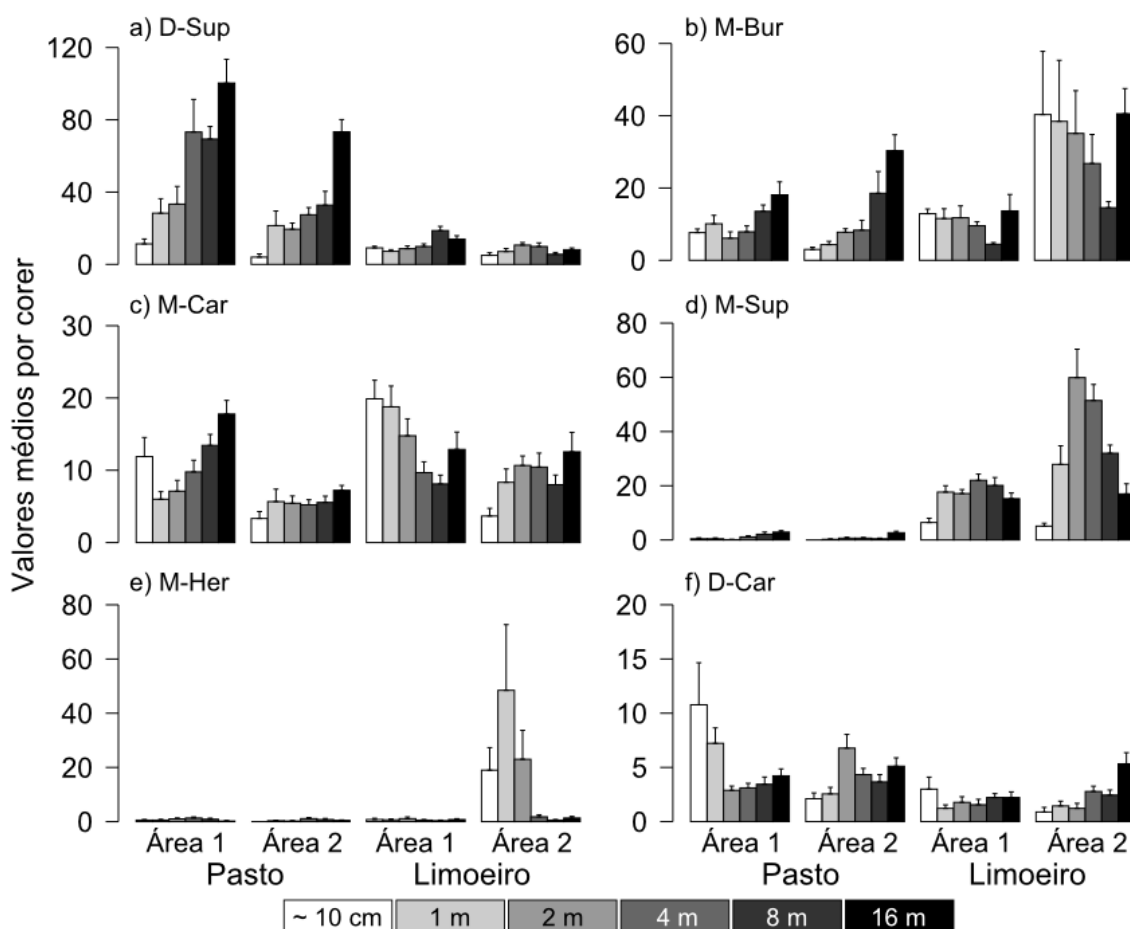


Fig. 6: Valores médios (\pm erro padrão) da densidade por corer ($0,018\text{m}^2$) dos grupos funcionais mais representativos. Códigos dos grupos funcionais indicam capacidade de locomoção (primeira posição; M = móveis, D = discretamente móveis) e hábito alimentar (segunda posição; Car = carnívoros, Her = herbívoros, Sup = comedores de depósito de superfície, Bur = comedores de depósito de subsuperfície)

Resultados das análises PERMANOVA mostraram que existe diferença significativa entre as associações dos baixios do Pasto e do Limoeiro. Essas diferenças foram detectadas tanto nas análises que consideraram os táxons quanto as que consideraram os grupos funcionais (PERMANOVA, $p < 0,05$; Fig. 7). Nas análises considerando os táxons, as associações diferiram significativamente entre áreas em ambos os baixios (Tabela 4). Diferenças entre distâncias foram dependentes da área analisada. As ordenações nMDS e os testes pareados *a posteriori* da PERMANOVA mostraram que associações dos pontos mais próximos dos costões rochosos (até 4 m) tenderam a diferir significativamente daquelas em pontos mais distantes a 16 m em todas as áreas e baixios (Fig. 8, Tabela 4). Resultados das análises considerando grupos funcionais apresentaram padrões semelhantes aos dos táxons. Diferenças significativas entre áreas foram detectadas em ambos os baixios. As diferenças entre

distâncias foram dependentes da área analisada. Resultados das comparações pareadas a posteriori da PERMANOVA mostraram que as associações nos pontos mais próximos tenderam a diferir dos mais distantes em ambos os baixios (Tabela 4). No entanto, os agrupamentos visualizados nas ordenações nMDS do Limoeiro não mostram uma clara diferenciação entre as associações amostradas nos pontos próximos e distantes dos costões rochosos (Fig. 9).

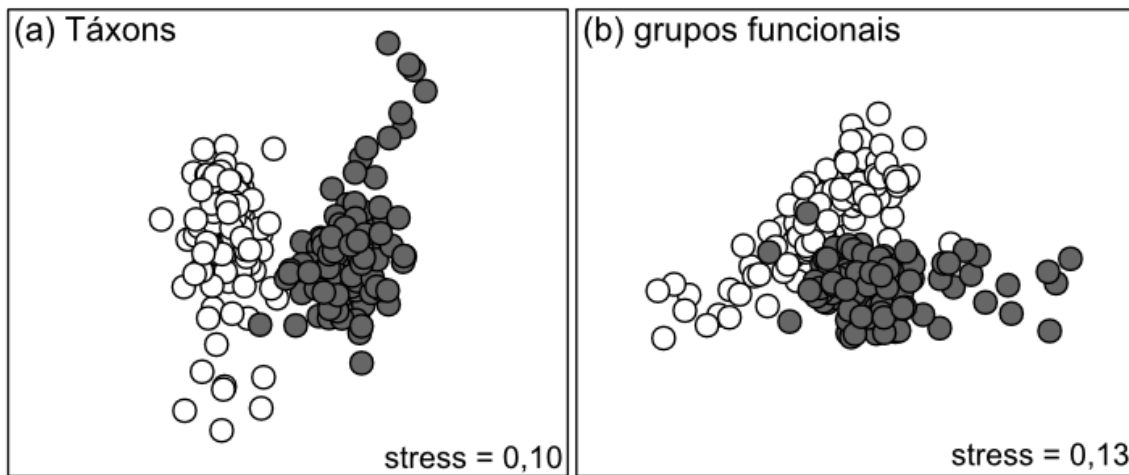


Fig. 7: Ordenações nMDS das associações infaunais considerando táxons (a) e grupos funcionais (b) nos baixios do Pasto (branco) e Limoeiro (cinza).

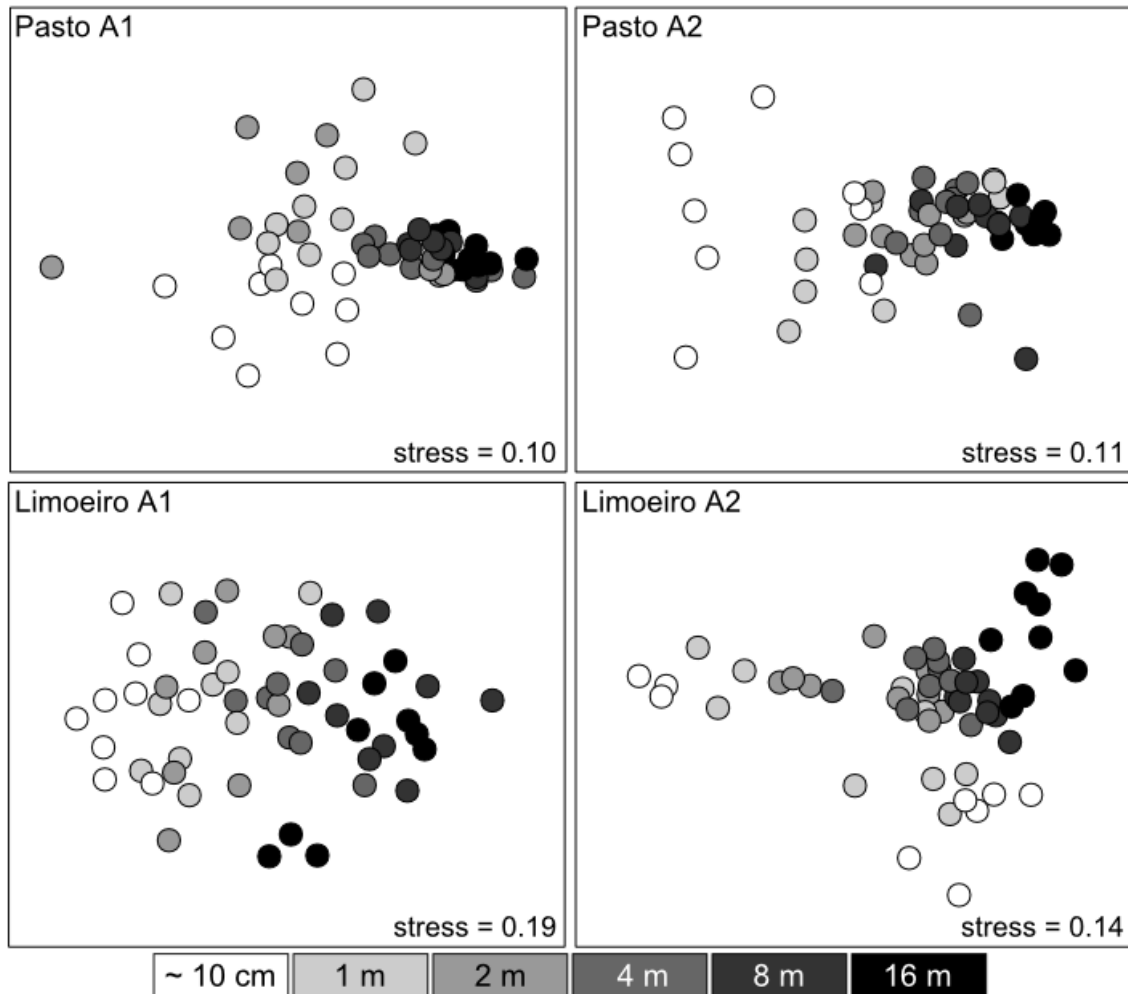


Figura 8: nMDS das associações bênticas considerando os grupos taxonômicos de cada distância em cada área e baixo.

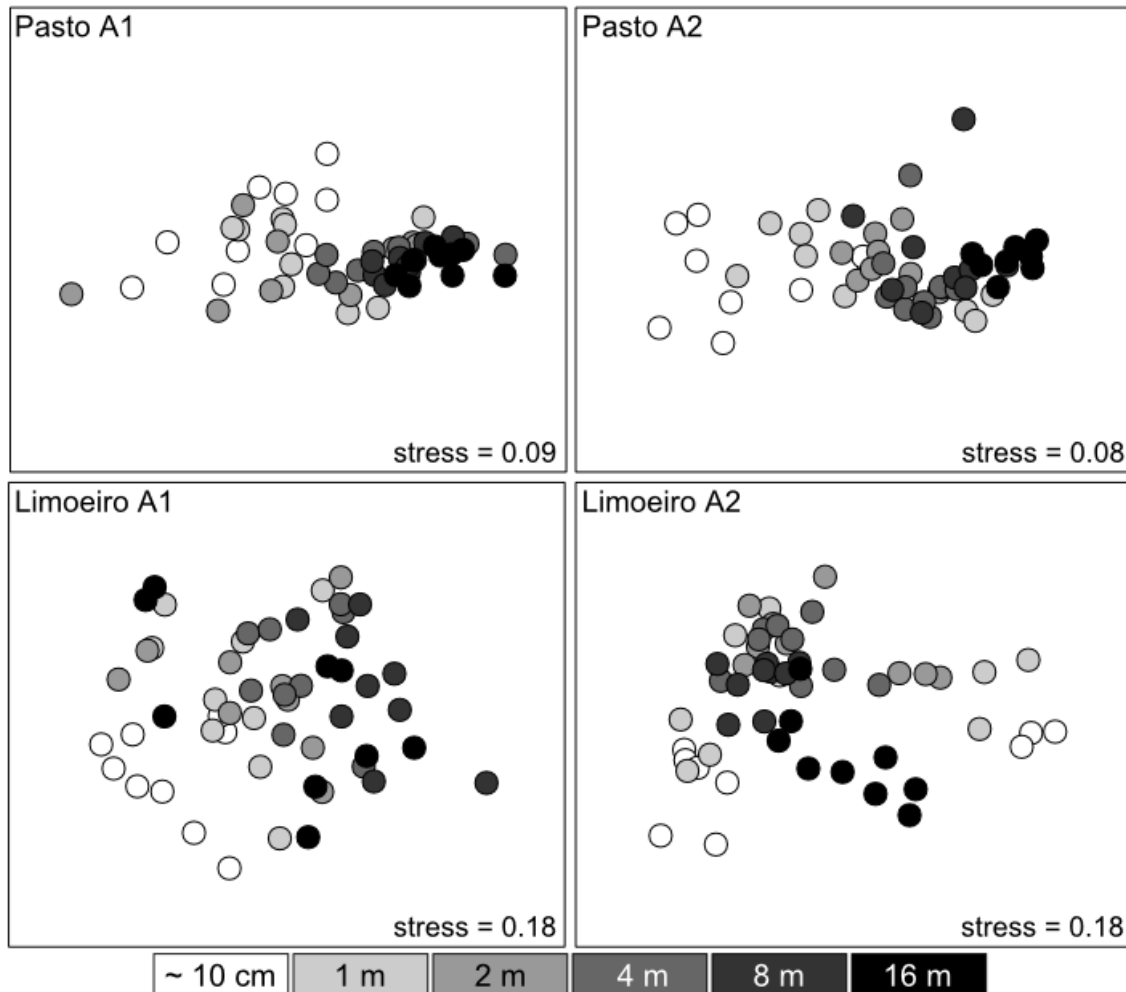


Figura 9: nMDS das associações bêmicas considerando os grupos funcionais de cada distância em cada área e baixio.

Resultados da análise PERMDISP mostraram diferenças significativas na dispersão multivariada entre áreas em ambos os baixios ($p < 0,05$), o que foi observado tanto para as análises considerando táxons quanto para os grupos funcionais (Fig. 10). Nas análises considerando os táxons, as associações mais distantes dos costões rochosos apresentaram variabilidade significativamente menor que as mais próximas, com exceção da área 1 do Limoeiro (Fig. 10a). Esse mesmo padrão também foi observado nas análises considerando os grupos funcionais (Fig. 10b). A maior dispersão multivariada nas menores distâncias do costão rochoso pode ser visualizada nas ordenações nMDS dos táxons (Fig. 8) e grupos funcionais (Fig. 9), onde os pontos mais distantes (cores escuras) foram mais agrupados que os mais próximos (cores claras).

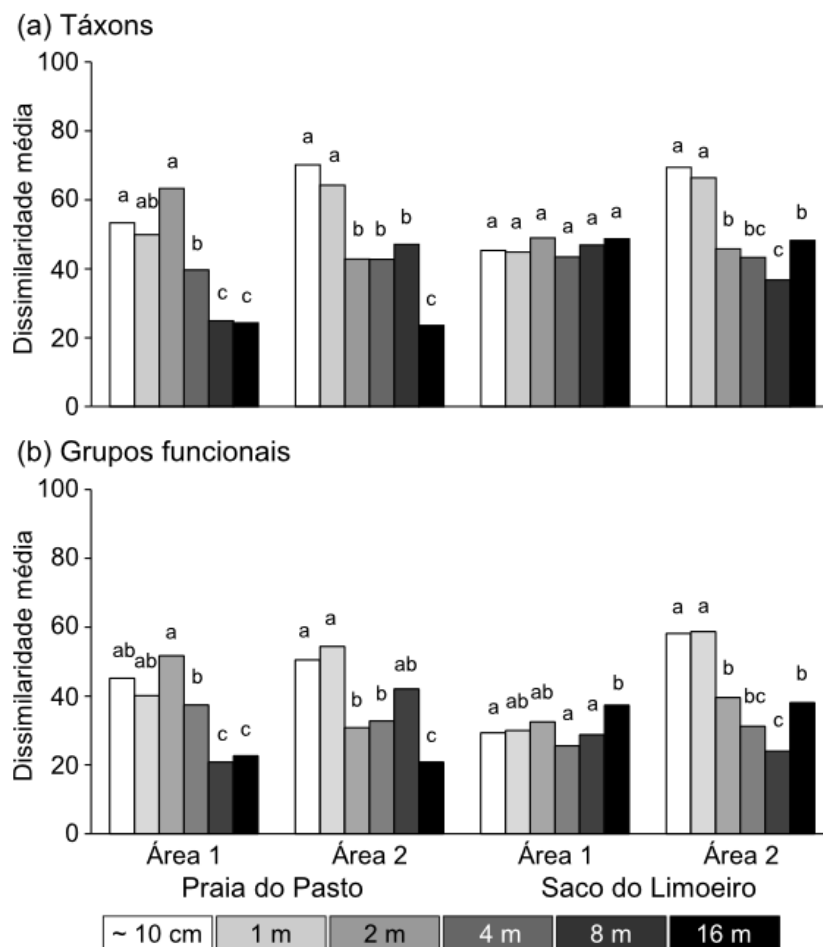


Figura 10: Dissimilaridade média de Bray-Curtis das matrizes de táxons (a) e grupos funcionais (b) em cada distância para cada combinação de área e baixo. Letras desiguais indicam diferença significativa na dispersão multivariada (PERMDISP, $p < 0,05$).

Resultados das análises CAP considerando táxons e grupos funcionais são mostrados na figura 11 e tabela 5. Os dois primeiros eixos foram estatisticamente significativos tanto na ordenação considerando táxons quanto a dos grupos funcionais ($p < 0,05$). A relação entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos da ordenação considerando táxons foi semelhante à dos grupos funcionais. Variáveis ambientais correlacionadas com o primeiro eixo descreveram um gradiente de amostras com elevada quantidade de areia e conchas na matriz sedimentar para amostras caracterizadas por predominância de finos e baixas quantidades de conchas. O segundo eixo mostrou grande correlação com a salinidade. Na ordenação considerando os táxons (Fig. 11a), pode-se observar uma clara distinção entre táxons relacionados a sedimentos arenosos e com grande quantidade de conchas, como *A. hossfeldi* e *A. brasiliana*, associadas ao baixo do Pasto; e táxons relacionados com sedimentos lamosos e sem conchas, como *Sigambra* sp. e *Cumacea* sp. 1,

associados ao Limoeiro. O poliqueta *Laeonereis* sp. e os isópodes sphaeromatídeos apresentaram uma relação inversa com o vetor de salinidade e estavam associados com três *outliers* na área 2 do Limoeiro. A ordenação considerando os grupos funcionais (Fig. 11b) apresentou padrões semelhantes à dos táxons. A relação dos grupos funcionais mais representativos com as variáveis ambientais refletiu a observada para 5 dos táxons mais representativos: M-Sup e Cumacea sp. 1; M-Car e *Sigambra* sp.; D-Sup e *A. brasiliiana*; M-Her e *Sphaeromatidae* sp; e M-Bur e *Laeonereis* sp. Diferenças das associações entre os baixios foram explicadas principalmente pelo eixo 1 tanto para táxons quanto grupos funcionais. Diferenças das associações amostradas em pontos próximos e distantes dos costões rochosos estiveram associadas principalmente ao eixo 2. Essa diferença foi observada em ambos os baixios na ordenação considerando táxons e apenas no Pasto na ordenação dos grupos funcionais.

Tabela 5: Sumário do resultado da importância dos componentes obtido nas ordenações CAP considerando táxons e grupos funcionais.

	Táxons				Grupos funcionais			
	CAP1	CAP2	CAP3	CAP4	CAP1	CAP2	CAP3	CAP4
Autovalores	3.29	0.82	0.24	0.07	1.15	0.39	0.15	0.03
Proporção explicada	0.74	0.19	0.06	0.02	0.67	0.23	0.09	0.02
Proporção cumulativa	0.74	0.93	0,98	1	0,68	0,89	0,98	1

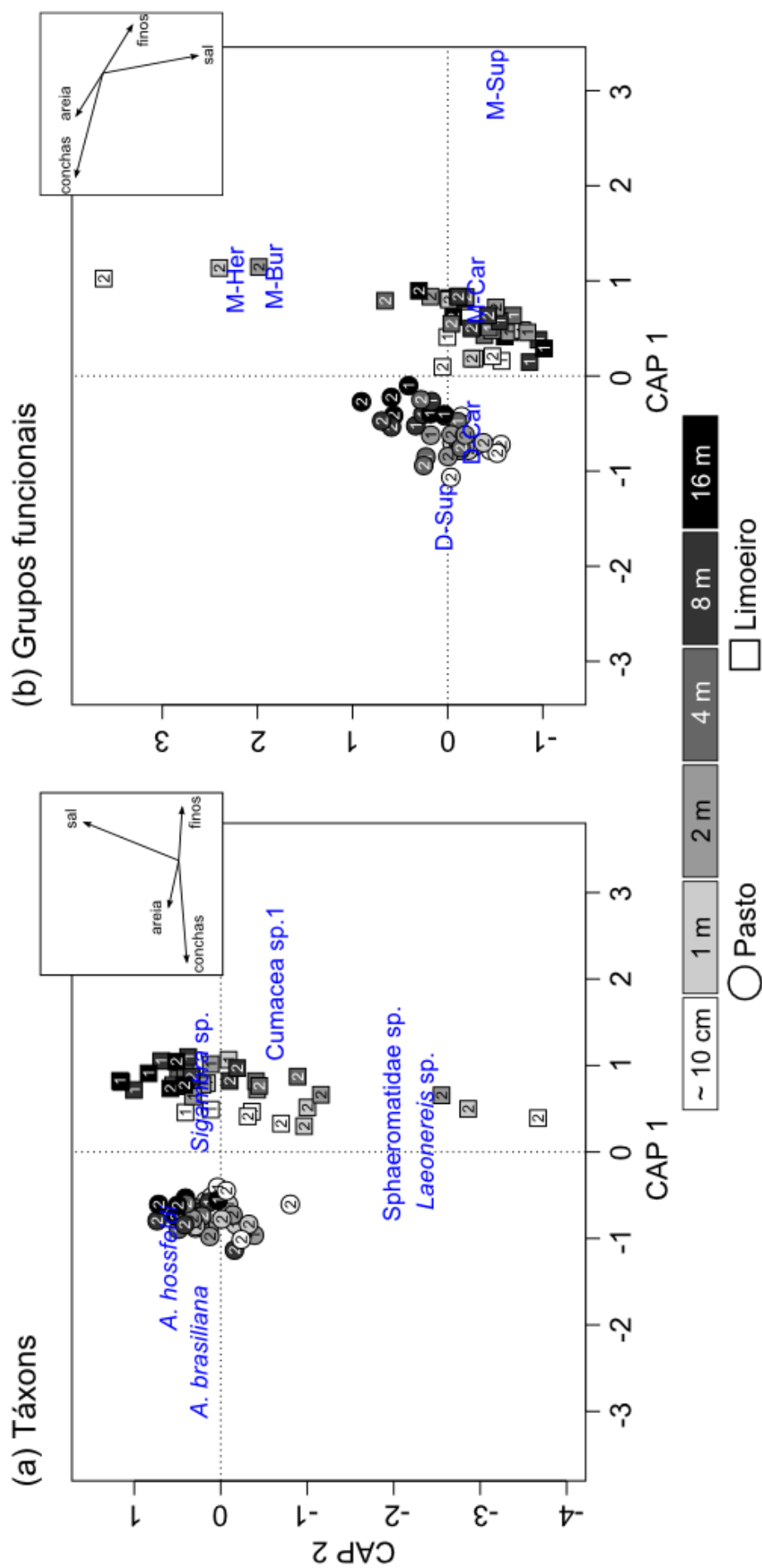


Figura 11: CAP relacionando as tendências de variação das associações considerando os táxons (a) e grupos funcionais (b) com as variáveis ambientais Salinidade ($S\%$), peso de conchas e porcentagem de finos e areia. Códigos dos grupos funcionais: M = móvel, D = discretamente móvel, Car = carnívoro, Her = herbívoro, Sup = comedor de depósito de superfície, Bur = comedor de depósito de subsuperfície.

Discussão

Nossos resultados não refutaram a hipótese de trabalho. A estrutura e variabilidade das associações amostradas nas proximidades dos costões rochosos foram significativamente diferentes daquelas amostradas nos pontos mais distantes em ambos os baixios analisados. Essas diferenças foram observadas tanto nas análises considerando táxons quanto as que consideraram grupos funcionais. No entanto, padrões de variabilidade da densidade, riqueza, equitatividade e densidade dos táxons e grupos funcionais mais representativos foram dependentes do baixio analisado. Esses padrões inconsistentes observados nas análises univariadas possivelmente são explicados pelas diferenças na composição específica entre baixios e pelas respostas de cada táxon ou grupo funcional à proximidade dos costões rochosos.

O padrão de variação da densidade de organismos, riqueza, diversidade e equitatividade apresentou contrastes entre os baixios estudados. A menor densidade e a maior equitatividade de organismos nas imediações dos costões rochosos no Pasto possivelmente têm relação com dois dos táxons mais representativos, *Armandia hossfeldi* e *Anomalocardia brasiliana*. Os padrões lineares observados na densidade e equitatividade foram, portanto, forçados por essas duas espécies. Padrões de decréscimo da riqueza com a proximidade dos costões rochosos foram observados apenas no Limoeiro. Diferenças nos padrões observados em distintos locais foram descritas em outros estudos que abordavam sistemas semelhantes, cujas causas possivelmente estavam relacionadas às diferenças na composição específica local e à variabilidade espacial das características ambientais (Davis et al. 1982; Kelaher et al. 1998; Barros et al. 2001). Espécies ou grupos em uma comunidade podem responder de maneira distinta à proximidade de margens entre ambientes (Davis et al. 1982; Kim 1992; Dangerfield et al. 2003; Ries et al. 2004; Langlois et al. 2005). Em zonas transicionais entre recifes e fundos não consolidados, respostas negativas da infauna à proximidade dos substratos consolidados geralmente são atribuídas à interação de organismos recifais com a biota dos sedimentos adjacentes (Dahlgren et al. 1999; Langlois et al. 2005; Galván et al. 2008) ou com as características físicas dos sedimentos (Ambrose & Anderson 1990). Entretanto, alguns estudos sugerem que, em certas localidades e contextos, a interação da biota e as características dos sedimentos não explicam os padrões de variabilidade observados nestas zonas transicionais (Barros et al. 2001; Barros 2005).

Diferenças na estrutura das associações entre as distâncias dos costões rochosos foram constatadas em todos os baixios. Padrões semelhantes foram observados em ambientes sublitorais (Barros et al. 2001; Barros 2005; Langlois et al. 2005). Grande parte da variação, tanto para os táxons como para os grupos

funcionais, foi explicada por características do sedimento, como o peso de conchas e as porcentagens de areia e finos. Sabe-se que o acúmulo de conchas carbonáticas efetivamente altera a matriz sedimentar, afetando direta e indiretamente a obtenção de recursos por outros organismos (Jones et al. 1994; Gutiérrez et al. 2003). Conchas podem afetar a macrofauna positivamente por criar micro-habitats, fornecer material para construção de tubos e superfícies duras para incrustação, ou negativamente por alterarem a matriz sedimentar (Gutiérrez & Iribarne 1999; Reise 2002; Gutiérrez et al. 2003).

Características físicas do sedimento como a textura estão entre os fatores mais influentes na estruturação do bentos (Sarkar et al. 2005). Essas características são um reflexo da hidrodinâmica local, fator que também é determinante para a estruturação das associações (Jumars & Nowell 1984). Padrões de distinção das associações considerando os grupos funcionais foram mais pronunciados entre baixios do que entre distâncias ou áreas. Dessa forma, sugerimos que diferenças funcionais possivelmente são mais pronunciadas em escalas maiores (i.e. entre baixios), enquanto que diferenças na composição faunística podem ser detectadas em menor escala, como os contrastes entre associações próximas e distantes de costões rochosos.

A estreita faixa nas adjacências dos costões rochosos na qual os maiores contrastes das associações foram observados apresenta extensão semelhante à observada em outros estudos sobre zonas transicionais entre substratos moles e duros no entremarés (Cusson & Bourget 1997; Kelaher et al. 1998) e no infralitoral (Barros 2001). Porém, tal faixa pode ter extensão superior a 50 m em ambientes sublitorais similares (Davis et al. 1982; Posey & Ambrose Jr. 1994). A zona de influência associada ao efeito de borda de ambientes transicionais é temporalmente variável, podendo retroceder ou avançar sazonalmente (Fabi et al. 2002; Farina 2010). Sabe-se que fatores relacionados com a escala espacial podem ser determinantes na identificação de ambientes transicionais (Strayer et al. 2003; Erdős et al. 2011), bem como na análise dos processos atuantes nos mesmos (Gosz 1993). Neste estudo, identificamos uma zona de influência na escala de metros no entorno dos costões rochosos, escala na qual fatores estruturadores associados, como microtopografia, heterogeneidade, características físico-químicas do sedimento, interações ecológicas, correntes locais e quantidade e qualidade de recursos possivelmente explicam os padrões de variabilidade do bentos (Jumars & Nowell 1984; Cusson & Bourget 1997; Langlois et al. 2005; Gartner et al. 2013).

Associações próximas dos costões rochosos foram mais variáveis que as distantes. Tal variabilidade possivelmente tem relação com o efeito de borda

associado à zona de tensão com o habitat dos costões rochosos. Ambientes transicionais frequentemente são descritos como mais variáveis e instáveis do que os sistemas ecológicos vizinhos (Farina 2010). Barros (2001) também descreveu valores de dissimilaridade maiores nas imediações de recifes rochosos em comparação com pontos mais distantes, o que associou com fatores físicos e biológicos que variam em função da distância dos recifes. Apesar das variáveis sedimentológicas não terem apresentado um padrão consistente de resposta à proximidade dos costões rochosos, sugerimos que diferenças na variabilidade das associações nas imediações dos costões rochosos poderiam ser explicadas por distintos regimes hidrodinâmicos provocados pelas rochas. Ambos os baixios apresentam costões rochosos descontínuos, composto por rochas que muitas vezes encontram-se isoladas das formações principais. Considerando que estruturas rígidas fixas podem atuar tanto como atenuadores da hidrodinâmica quanto geradores de turbulência e erosão (Jumars & Nowell 1984; Nowell & Jumars 1984; Bertasi et al. 2007), a disposição irregular das rochas nos baixios estudados poderia produzir áreas de correntes heterogêneas, com locais abrigados que favorecem sedimentação e locais sujeitos a maior hidrodinâmica e erosão. Sabe-se que a dinâmica dos fluxos junto ao fundo afeta processos estruturadores do bentos, como crescimento de colônias microbianas, recrutamento faunal e disponibilidade de alimento particulado (Jumars & Nowell 1984; Nowell & Jumars 1984; Abelson et al. 1993). Desta forma, as condições hidrodinâmicas de áreas adjacentes a costões rochosos poderiam ser mais heterogêneas, o que se refletiria na estrutura infaunal e explicaria a variabilidade registrada neste estudo.

Apesar dos padrões observados nas análises univariadas serem restritos a determinados baixios, as diferenças na estrutura e variabilidade das associações constituem um verdadeiro padrão generalizável para os sistemas estudados. Respostas lineares da infauna em função da proximidade dos costões rochosos foram observadas em todas as áreas de ambos os baixios estudados, embora estes efeitos tenham sido variáveis de local para local, provavelmente como reflexo de variações na própria composição faunística. Apesar das variáveis sedimentológicas não terem apresentado um padrão claro em função da distância dos costões rochosos, grande parte da variação da macrofauna esteve associada às variações dos fundos. Abordagens manipulativas experimentais, poderão determinar se as características do sedimento, que variam em função da distância com os costões rochosos, são de fato o principal fator regulador da variabilidade da infauna nessas zonas transicionais.

Referências

- Abelson, A., T. Miloh, and Y. Loya. 1993. Flow patterns induced by substrata and body morphologies of benthic organisms, and their roles in determining availability of food particles. *Limnology and Oceanography* **38**: 1116–1124, doi:10.4319/lo.1993.38.6.1116
- Ambrose, R. F., and T. W. Anderson. 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology* **107**: 41–52. doi:10.1007/BF01313240
- Anderson, M. J. 2004. PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M. J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Arruda, E. P., O. Domaneschi, and a. C. Z. Amaral. 2003. Mollusc feeding guilds on sandy beaches in São Paulo State, Brazil. *Marine Biology* **143**: 691–701, doi:10.1007/s00227-003-1103-y
- Austen, M. C., and S. Widdicombe. 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **330**: 96–104, doi:10.1016/j.jembe.2005.12.019
- Barros, F. 2005. Evaluating the importance of predation on subtidal benthic assemblages in sandy habitats around rocky reefs. *Acta Oecologica* **27**: 211–223, doi:10.1016/j.actao.2005.01.002
- Barros, F., A. J. Underwood, and P. Archambault. 2004. The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60**: 781–790, doi:10.1016/j.ecss.2003.12.008
- Barros, F., A. J. Underwood, and M. Lindegarth. 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**: 191–199, doi:10.1006/ecss.2000.0734
- Bertasi, F., M. A. Colangelo, M. Abbiati, and V. U. Ceccherelli. 2007. Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* **586**: 277–290, doi:10.1007/s10750-007-0701-y
- Cosentino, A., and S. Giacobbe. 2008. Distribution and functional response of sublittoral soft bottom assemblages to sedimentary constraints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79**: 263–276, doi:10.1016/j.ecss.2008.04.003
- Couto, E. C. G., M. V. O. Almeida, and P. C. Lana. 1995. Diversidade e distribuição da macroinfauna bêntica do Saco do Limoeiro - Ilha do Mel, Paraná - outubro de 1990. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico* **11**: 239–247. doi:10.1590/S1516-89131998000200011

- Couto, E. C. G., and M. Savian. 1998. Caracterização Sedimentológica da Planície Intertidal da Parte Sul do Saco do Limoeiro (Ilha do Mel - Paraná - Brasil). I. Implicações Ecológicas. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* **41**: 237–246.
- Cusson, M., and E. Bourget. 1997. Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighbouring intertidal endobenthic macrofaunal community. *Marine Ecology Progress Series* **150**: 181–193.
- Dahlgren, C. P., M. H. Posey, and A. W. Hulbert. 1999. The effects of bioturbation on the infaunal community adjacent to an offshore hardbottom reef. *Bulletin of Marine Science* **64**: 21–34.
- Dangerfield, J. M., A. J. Pik, D. Britton, A. Holmes, M. Gillings, I. Oliver, D. Briscoe, and A. J. Beattie. 2003. Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* **28**: 227–236. doi: 10.1046/j.1442-9993.2003.01240.x
- Danovaro, R., C. Gambi, A. Mazzola, and S. Mirto. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. *ICES Journal of Marine Science* **59**: S356–S362, doi:10.1006/jmsc.2002.1223
- Davis, N., G. R. VanBlaricom, and P. K. Dayton. 1982. Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology* **70**: 295–303. Doi: 10.1007/BF00396848
- Dernie, K. ., M. . Kaiser, E. . Richardson, and R. . Warwick. 2003. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **285-286**: 415–434, doi:10.1016/S0022-0981(02)00541-5
- Erdős, L., M. Zalatnai, T. Morschhauser, Z. Bátori, and L. Körmöczi. 2011. On the terms related to spatial ecological gradients and boundaries. *Acta Biologica Szegediensis* **55**: 279–287.
- Fabi, G., F. Luccarini, M. Panfili, C. Solustri, and A. Spagnolo. 2002. Effects of an artificial reef on the surrounding soft-bottom community (central Adriatic Sea). *ICES Journal of Marine Science* **59**: S343–S349, doi:10.1006/jmsc.2002.1308
- Farina, A. 2010. The Ecotones, p. 161. *In* A. Farina [ed.], *Ecology, cognition and landscape: linking natural and social systems*. Springer., doi:10.1007/978-90-481-3138-9
- Fauchald, K., and P. A. Jumars. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* **17**: 193–284.
- Galván, D. E., A. M. Parma, and O. O. Iribarne. 2008. Influence of predatory reef fishes on the spatial distribution of *Munida gregaria* (= *M. subrugosa*) (Crustacea; Galatheididae) in shallow Patagonian soft bottoms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **354**: 93–100, doi:10.1016/j.jembe.2007.10.009
- Gartner, A., F. Tuya, P. S. Lavery, and K. McMahon. 2013. Habitat preferences of macroinvertebrate fauna among seagrasses with varying structural forms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **439**: 143–151. doi: 10.1016/j.jembe.2012.11.009

- Gosz, J. R. 1993. Ecotone hierarchies. *Ecological Applications* **3**: 369–376. doi: 10.2307/1941905
- Gutiérrez, J., and O. Iribarne. 1999. Role of Holocene beds of the stout razor clam *Tagelus plebeius* in structuring present benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* **185**: 213–228.
- Gutiérrez, J. L., C. G. Jones, D. L. Strayer, and O. O. Iribarne. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* **101**: 79–90, doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12322.x
- Jones, C. G., J. H. Lawton, and M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373–386.
- Jumars, P. A., and A. R. M. Nowell. 1984. Fluid and sediment dynamic effects on marine benthic community structure. *American Zoologist* **24**: 45–55.
- Kelaker, B. P., M. G. Chapman, and A. J. Underwood. 1998. Changes in benthic assemblages near boardwalks in temperate urban mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **228**: 291–307. doi: 10.1016/S0022-0981(98)00036-7
- Kim, S. L. 1992. The role of drift kelp in the population ecology of a *Diopatra ornata* Moore (Polychaeta: Onuphidae) ecotone. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **156**: 253–272.
- Langlois, T. J., M. J. Anderson, and R. C. Babcock. 2005. Reef-associated predators influence adjacent soft-sediment communities. *Ecology* **86**: 1508–1519, doi:10.1890/04-0234
- Langlois, T. J., M. J. Anderson, R. C. Babcock, and S. Kato. 2006. Marine reserves demonstrate trophic interactions across habitats. *Oecologia* **147**: 134–40, doi:10.1007/s00442-005-0148-7
- Lindquist, D. G., L. B. Cahoon, I. E. Clavijo, M. H. Posey, S. K. Bolden, L. A. Pike, S. W. Burk, and P. A. Cardullo. 1994. Reef fish stomach contents and prey abundance on reef and sand substrata associated with adjacent artificial and natural reefs in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science* **55**: 308–318.
- Lorenzi, L., and C. A. Borzone. 2009. Variabilidade da infauna adjacente a estruturas rochosas na plataforma rasa do litoral do Paraná, Brasil. *Zoologia* **26**: 716–724, doi:10.1590/S1984-46702009000400016
- Macreadie, P. I., J. S. Hindell, M. J. Keough, G. P. Jenkins, and R. M. Connolly. 2010. Resource distribution influences positive edge effects in a seagrass fish. *Ecology* **91**: 2013–2021. doi: 10.1890/08-1890.1
- Madin, E. M. P., J. S. Madin, and D. J. Booth. 2011. Landscape of fear visible from space. *Scientific Reports* **1**: 1–4, doi:10.1038/srep00014
- Marone, E., and D. Jamiyanaa. 1997. Tidal characteristics and a numerical model for the M2 tide at the estuarine complex of the Bay of Paranaguá, Paraná, Brazil. *Nerítica* **11**: 95–107.

- Morales, M. 2012. Package “sciplot.” R package version 1.0-9. <http://www.R-project.org>.
- Nowell, A., and P. Jumars. 1984. Flow environments of aquatic benthos. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 15: 303–328. doi: 10.1146/annurev.es.15.110184.001511
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O’Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, and H. Wagner. 2009. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-2. <http://www.R-project.org>.
- Pagliosa, P. R., M. Cantor, F. Scherner, M. B. P. Otegui, A. L. Lemes-silva, C. D. L. Martins, G. F. Alves, A. Fonseca, and P. A. Horta Jr. 2012. Influence of piers on functional groups of benthic primary producers and consumers in the channel of a subtropical coastal lagoon. *Brazilian Journal of Oceanography* 60: 65–73.
- Posey, M. H. 1986. Changes in a benthic community associated with dense beds of a burrowing deposit feeder, *Callinassa californiensis*. *Marine Ecology Progress Series* 31: 15–22.
- Posey, M. H., and W. G. Ambrose Jr. 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Biology* 118: 745–753, doi:10.1007/BF00347524
- Posey, M. H., F. E. Vose, and W. J. Lindberg. 1992. Short-term responses of benthic infauna to the establishment of an artificial reef. *In: L. Cahoon (ed.), Diving for Science 1992, Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences 12th Annual Scientific Diving Symposium*, American Academy of Underwater Sciences (AAUS), 125–131.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Reise, K. 2002. Sediment mediated species interactions in coastal waters. *Journal of Sea Research* 48: 127–141, doi:10.1016/S1385-1101(02)00150-8
- Ries, L., R. J. Fletcher Jr, J. Battin, and T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491–522. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148
- Rosa, L. C., and C. A. Borzone. 2008. Uma abordagem morfodinâmica na caracterização física das praias estuarinas da Baía de Paranaguá, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Geociências* 38: 237–245.
- Sandrini-Neto, L., and M. G. Camargo. 2010. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. R package version 1.1-1. <http://www.R-project.org>.
- Sarkar, S. K., A. Bhattacharya, S. Giri, B. Bhattacharya, D. Sarkar, D. C. Nayak, and A. K. Chattopadhyaya. 2005. Spatiotemporal variation in benthic polychaetes (Annelida) and relationships with environmental variables in a tropical estuary. *Wetlands Ecology and Management* 13: 55–67. doi:10.1007/s11273-003-5067-y

- Strayer, D. L., M. E. Power, W. F. Fagan, S. T. A. Pickett, and J. Belnap. 2003. A classification of ecological boundaries. *BioScience* **53**: 723–729, doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0723:ACOEB]2.0.CO;2
- Underwood, A. J., and P. G. Fairweather. 1989. Supply-side ecology and benthic marine assemblages. *Trends in ecology and evolution* **4**: 16–20, doi:10.1016/0169-5347(89)90008-6
- Wilson, W. H. 1991. Competition and predation in marine soft-sediment communities. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **21**: 221–241. doi: 10.1146/annurev.es.21.110190.001253

CAPÍTULO 2

Análise experimental dos efeitos da proximidade de um costão rochoso na estruturação e recolonização da infauna de uma planície de maré subtropical

Manuscrito segundo as normas do periódico *Limnology and Oceanography*

Resumo

Neste estudo, desenvolvemos manipulações experimentais em campo envolvendo transplantes de sedimento defaunado entre locais próximos e distantes de um costão rochoso em uma planície de maré subtropical com a finalidade de analisar os efeitos da proximidade de um costão rochoso e sedimentos associados na estrutura da infauna. As hipóteses testadas foram: I) Se a presença do costão rochoso é o fator explicador das diferenças entre associações próximas e distantes do costão rochoso, então as associações infaunais nos sedimentos transplantados serão diferentes do local de origem e semelhantes ao local de destino; II) Se as características do sedimento são responsáveis pelas diferenças entre associações próximas e distantes do costão rochoso, então as associações dos sedimentos transplantados serão semelhantes ao local de origem e distintas do local de destino; III) Se a interação destes fatores é responsável pelas diferenças, então associações nos sedimentos transplantados serão distintas dos locais de origem e destino. A estrutura e variabilidade das associações dos tratamentos controle diferiram entre locais próximos e distantes do costão rochoso. A estrutura das associações não respondeu aos tratamentos transplantados. Os táxons mais representativos *Heleobia australis*, *Prionospio steenstrupi*, *Sigambra* sp, *Polydora socialis* e *Glycinde multidentis* apresentaram respostas espécie-específicas aos tratamentos e à proximidade do costão rochoso. No geral, a recolonização foi mais rápida no local próximo do costão rochoso. *Sigambra* sp., foi a única espécie que recolonizou mais rapidamente nos tratamentos transplantados no local distante do costão rochoso. A proximidade do costão rochoso foi o fator mais influente na estruturação das associações infaunais. Não foram constatados efeitos dos sedimentos ou da interação entre a proximidade do costão rochoso e as características do sedimento nas associações infaunais, o que nos leva a rejeitar as hipóteses II e III.

Abstract

In this study, we carried out experimental manipulations involving field transplantations of defauned sediments between sites close and distant from rocky shore in a subtropical tidal flat to analyze the effects of the rocky shore and associated sediments on the infaunal structure. The hypotheses were: I) If the presence of the rocky shore is the factor explaining the differences between assemblages close and distant from rocky shores, then the infaunal assemblages in the transplanted sediments are expected to be different from those at the origin site and similar to those at the destination site; II) if the sediment characteristics are responsible for the differences between assemblages close and distant from the rocky shore, then assemblages in the transplanted sediments will be similar from those at the origin site and different from those at the destination site; III) If the interaction of both the presence of the rocky shore and the sediment characteristics are responsible for the differences, then the assemblages in the transplanted sediments will be different from those at the destination and origin sites. The assemblages structure and variability in the control treatments differed between sites close and distant from the rocky shore. The structure of the assemblages did not vary with the sediment transplants. The most representative taxa, *Heleobia australis*, *Prionospio steenstrupi*, *Sigambra* sp, *Polydora socialis* and *Glycinde multidentis* showed species-specific responses to the treatments and proximity to the rocky shore. Overall, recolonization was faster at the site close to the rocky shore. *Sigambra* sp., was the only species that exhibited faster recolonization in the transplanted treatment at the distant site. The proximity of the rocky shore was the most influential factor controlling the structure of infaunal assemblages. There were no sediment effects and no influence of the interaction between the rocky shore proximity and sediment characteristics on the infaunal assemblages, thus leading us to reject hypotheses II and III.

Introdução

A estrutura das associações macrobênticas de substratos inconsolidados pode ser influenciada por uma série de fatores, como as características sedimentológicas (Cosentino & Giacobbe 2008), interações ecológicas (Wilson 1991), perturbações (Dernie et al. 2003; Austen & Widdicombe 2006) e heterogeneidade ambiental (Cusson & Bourget 1997). Zonas transicionais entre ecossistemas são um aspecto recorrente nas paisagens marinhas heterogêneas, as quais podem apresentar marcados gradientes das condições ambientais (Attrill & Rundle 2002; Erdős et al. 2011). Zonas transicionais associadas com a presença de substratos consolidados naturais ou artificiais reconhecidamente contribuem para o aumento da complexidade do habitat (Cusson & Bourget 1997). A proximidade desses substratos consolidados é frequentemente descrita como um importante fator regulador das associações infaunais dos habitats sedimentares adjacentes (Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2001; Fabi et al. 2002).

A influência de substratos consolidados sobre a infauna adjacente foi objeto de muitos estudos (Davis et al. 1982; Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2001; Fabi et al. 2002; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008; Lorenzi & Borzone 2009). Substratos consolidados afetam os padrões hidrodinâmicos locais, modificando a sedimentação e as características dos sedimentos das áreas adjacentes, e assim afetando a biota associada (Ambrose & Anderson 1990; Barros et al. 2004; Bertasi et al. 2007; Lorenzi & Borzone 2009). Substratos consolidados também abrigam diversos consumidores e predadores que podem interagir com a biota dos sedimentos adjacentes e influenciá-las negativamente (Lindquist et al. 1994; Posey & Ambrose Jr. 1994; Dahlgren et al. 1999; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008). Essas interações possivelmente estão associadas com a formação de halos tróficos, áreas com menor abundância e diversidade de organismos no entorno de estruturas rígidas (Posey & Ambrose Jr. 1994; Madin et al. 2011).

Estudos experimentais de campo avaliaram o papel das interações biológicas como amensalismo e predação nas zona de transição entre substratos consolidados e inconsolidados (Posey & Ambrose Jr. 1994; Dahlgren et al. 1999; Barros 2005; Langlois et al. 2005, 2006; Galván et al. 2008). No entanto, são raros os estudos que testaram experimentalmente a influência das características sedimentológicas na regulação das diferenças das associações infaunais ao longo destes ecótonos. Abordagens experimentais como transplante de parcelas de sedimento defaunado poderiam fornecer não só informações acerca da colonização, mas também discriminar a importância relativa da proximidade das estruturas rochosas em si ou das características dos sedimentos associados como fatores estruturadores das associações. Sabendo-se que existem diferenças entre as associações infaunais de

locais próximos e distantes do costão rochoso na área de estudo escolhida (Capítulo 1), desenvolvemos um estudo que envolveu manipulação experimental em campo. Parcelas de sedimento defaunado sofreram transplante recíproco entre locais próximos e distantes de um costão rochoso e a recolonização foi acompanhada ao longo de 40 dias. Com o objetivo geral de avaliar o papel da proximidade de um costão rochoso na estruturação e recolonização da infauna de uma planície de maré subtropical, foram testadas as hipóteses: I) Se a presença do costão rochoso é o fator que explica as diferenças entre a estrutura das associações próximas e distantes do costão rochoso, então sedimentos transplantados apresentarão associações macrofaunais diferentes daquelas do local de origem e semelhantes às daquelas do destino; II), se as características sedimentológicas são responsáveis pelas diferenças entre associações próximas e distantes do costão rochoso, então os sedimentos transplantados apresentarão associações semelhantes às da área de origem e diferentes da área de destino; III) Se existe uma interação dos fatores proximidade das rochas e características sedimentológicas, então as associações dos sedimentos transplantados serão diferentes dos locais de destino e de origem.

Métodos

O experimento foi desenvolvido em uma planície de maré adjacente a um costão rochoso na Praia do Pasto ($25^{\circ}24,584'S$ $48^{\circ}25,107'O$), no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 1). As marés da região apresentam um regime semi-diurno, cuja amplitude é de aproximadamente 2 m. A planície de maré da Praia do Pasto é caracterizada por fraca declividade, sedimentos com predominância da fração areia fina e grau de seleção variável entre bem selecionado e moderadamente selecionado (Rosa & Borzone 2008). O costão rochoso associado à planície é descontínuo e as comunidades incrustantes são dominadas por bivalves e cracas. Densos depósitos de conchas de *Anomalocardia brasiliiana* contribuem para a complexidade da matriz sedimentar, especialmente nas imediações do costão rochoso (Capítulo 1). A densidade média da macrofauna bêntica diminui nas imediações do costão rochoso (< 8 m). As associações nas proximidades do costão rochoso (~4 m) tendem a ser distintas e mais variáveis do que aquelas a 8 metros ou mais (Capítulo 1).

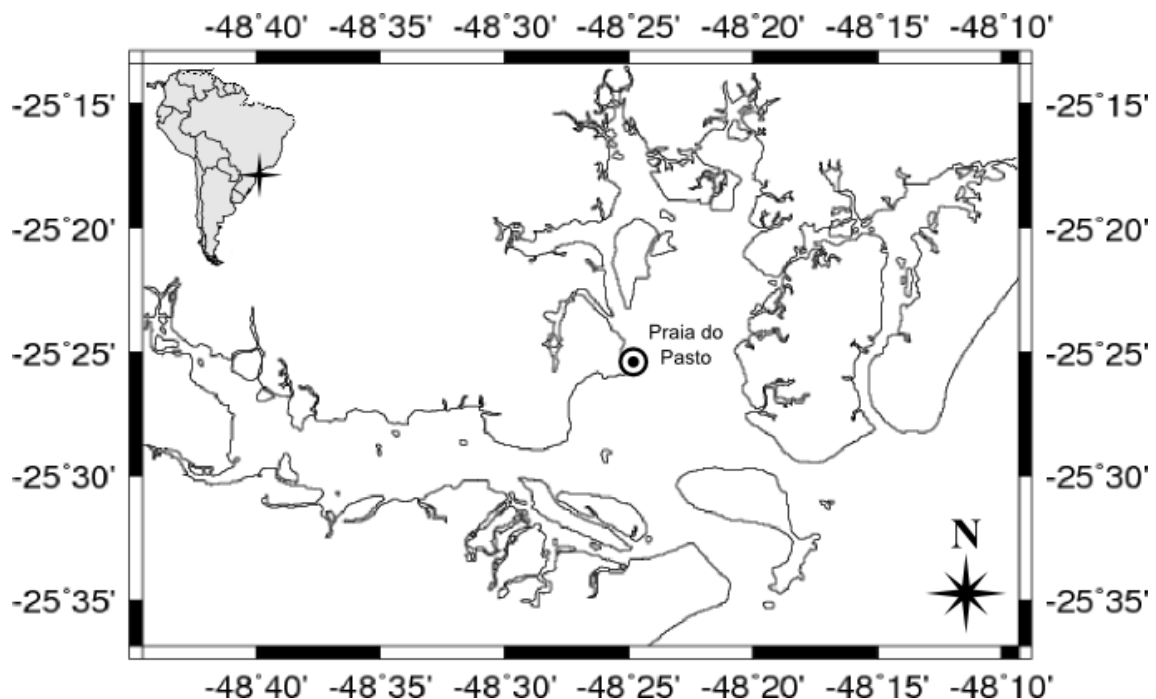


Fig. 1: Mapa da área de estudo. Círculo destaca a área onde o experimento foi desenvolvido.

A avaliação do efeito da proximidade do costão rochoso sobre a estrutura e recolonização das associações infaunais foi feita por meio de um experimento manipulativo, envolvendo o transplante de sedimento defaunado entre locais próximos e distantes do costão rochoso. Duas áreas foram delimitadas nas adjacências do costão rochoso, separadas uma da outra por aproximadamente 30 metros. Em cada

área, foram delimitados dois locais, um imediatamente associado ao costão rochoso (*local próximo*) e outro a 14 metros de distância (*local distante*). Essa distância foi definida por já se saber previamente que as associações infaunais bênticas diferem entre um local e outro (Capítulo 1). Em cada local, foram estabelecidas 48 unidades amostrais circulares, com 40 cm de diâmetro. Nos locais próximos, as unidades amostrais foram distribuídas ao longo de uma faixa descontínua de aproximadamente 100 m, de forma que cada unidade ficasse a aproximadamente 10 cm de distância do costão rochoso. Nos locais distantes, as unidades amostrais foram organizadas em 6 fileiras paralelas, com a demarcação de corredores de acesso pré-fixados entre as fileiras para manter a integridade da área experimental, reduzindo o impacto do pisoteio (Fig. 2). As unidades amostrais foram demarcadas com estacas de madeira fixadas no sedimento e a sua posição foi anotada. Foram evitados pontos com variação na declividade e poças de maré durante as demarcações das unidades experimentais.

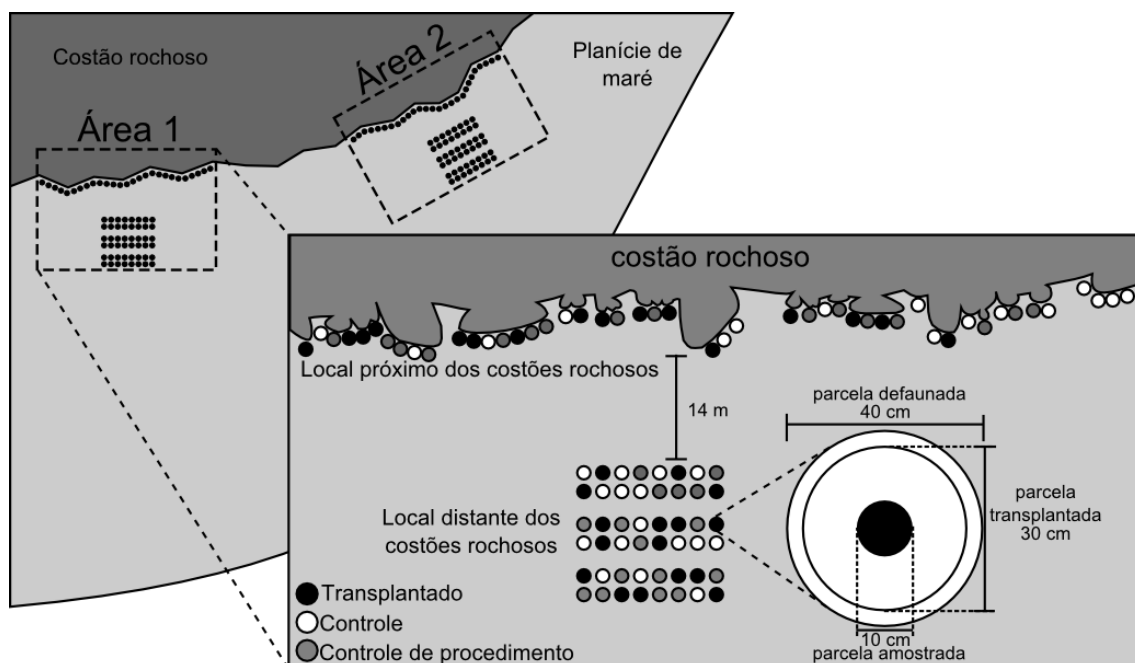


Fig. 2: Diagrama do delineamento experimental e disposição esquemática das unidades experimentais nos locais próximos e distantes do costão rochoso em uma das áreas experimentais estabelecidas na planície de maré da Praia do Pasto.

Três tratamentos foram considerados: (1) sedimento transplantado e defaunado, (2) controle de procedimento com sedimento defaunado *in situ* e (3) controle com sedimento intacto. O arranjo dos tratamentos dentro de cada local foi estabelecido de maneira aleatória, contando com 16 réplicas de cada tratamento (Fig. 2). Em cada tratamento defaunado, amostras de sedimento ($n = 16$ para cada local)

foram aleatoriamente retiradas com um corer cilíndrico de 15 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade. Em cada área, sedimentos retirados no local distante foram recolocados no local próximo e vice versa. O sedimento foi recolocado no centro de cada unidade amostral no local de destino do mesmo, conforme disposição previamente aleatorizada dos tratamentos. Esse procedimento foi feito no dia anterior à defaunação.

A defaunação dos sedimentos ocorreu no dia 22 de julho de 2012, a qual foi feita *in situ* pela adição de peróxido de hidrogênio. Esse método, assim como a defaunação por aquecimento ou congelamento, proporciona alterações biogeoquímicas do sedimento (Tolhurst et al. 2012), mas possui a vantagem de não limitar, por motivos logísticos, o tamanho das áreas defaunadas. Os sedimentos dos tratamentos manipulados (1 e 2) foi defaunado pela adição de ~1000 ml de peróxido de hidrogênio a 200 volumes. Essa concentração foi escolhida com base em um estudo piloto, no qual verificamos que a concentração 200 volumes eliminou 100% da macrofauna das amostras tratadas (dados não publicados). Cada unidade experimental dos tratamentos manipulados foi cercada com argolas feitas com canos de PVC de 40 cm de diâmetro por 10 de altura. Estas argolas foram enterradas até uma profundidade de 5 cm no sedimento, de forma que o peróxido de hidrogênio permanecesse retido na unidade amostral. O peróxido de hidrogênio foi adicionado com auxílio de um regador de jardinagem. A solução agiu por pelo menos 40 minutos antes da remoção das argolas.

Considerando os rápidos processos de recolonização bêntica registrados em estudos anteriores em baixios do CEP (Gern & Lana 2011), efetuamos amostragens 2, 11, 24 e 40 dias após a defaunação. Em cada dia de amostragem foram aleatoriamente tomadas 4 unidades amostrais (réplicas) de cada tratamento em cada uma das áreas e locais. As amostras foram recolhidas no centro de cada unidade experimental com um corer de 10 cm de diâmetro e profundidade de 10 cm. O pequeno diâmetro do amostrador objetivou minimizar o efeito de borda associado aos tratamentos manipulados. Amostras de aproximadamente 100 g de sedimento (duas dos tratamentos defaunados e duas do controle em cada local) também foram tomadas para análises granulométricas, visando avaliar possíveis alterações dos parâmetros sedimentares em função dos tratamentos. As amostras foram embaladas, etiquetadas e fixadas em formol a 7 %.

Analisamos se os padrões de distinção das associações entre locais próximos e distantes do costão rochoso são consistentes temporalmente por meio de uma análise de variância multivariada permutacional com o uso do programa PERMANOVA 1.6 (Anderson 2005). Os fatores considerados foram dias (4 níveis, fixo), áreas (2

níveis, aleatório) e locais (2 níveis, fixo). Já as análises estatísticas considerando os tratamentos foram divididas em função da origem do sedimento transplantado. Assim, foram feitas (I) comparações com sedimento proveniente do local próximo do costão rochoso e transplantado para o local distante do costão rochoso e (II) comparações com sedimento proveniente do local distante do costão rochoso e transplantado para o local próximo do costão rochoso. Cada dia foi analisado separadamente. O modelo linear utilizado nas análises uni- e multivariadas incluiu dois fatores: área (2 níveis; aleatório) e tratamento (fixo, 4 níveis: transplantado, controle de procedimento, controle do local de origem do sedimento e controle local). Diferenças nas associações foram testadas por PERMANOVA. Quando apropriado, comparações pareadas *a posteriori* foram realizadas. Comparamos a variabilidade das associações em cada local e tratamento através da análise da dispersão multivariada, utilizando o programa PERMDISP (Anderson 2004). Os resultados dos testes multivariados foram sustentados pela avaliação visual dos padrões nas ordenações nMDS. Todas as análises multivariadas utilizaram o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis.

Diferenças nos valores médios da densidade total, riqueza (S), diversidade de Shannon-Weaver (H'), equitatividade (J) e densidade dos cinco táxons mais representativos em cada uma das áreas foram individualmente testadas por um análise de variância (ANOVA). O modelo linear utilizado foi o mesmo de dois fatores (área e tratamento) das análises multivariadas. Termos significativos do modelo ($\alpha=0,05$) foram analisados pelo teste *a posteriori* Student-Newman-Keuls (SNK). A normalidade foi analisada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias foi verificada pelo teste de Cochran ($\alpha=0,05$). Transformações do tipo $\ln(x + 1)$, $x^{1/2}$ e $x^{1/4}$ foram feitas quando necessário.

As análises estatísticas (com exceção da PERMANOVA e PERMDISP) e gráficos foram feitos no software R 2.15 (R Development Core Team 2009) com auxílio dos pacotes GAD (Sandrini-Neto & Camargo 2010), vegan (Oksanen et al 2009) e sciplot (Morales 2012).

Resultados

Não foi detectada qualquer diferença significativa nos parâmetros sedimentares (teor de matéria orgânica, teor de carbonatos, grau de seleção, tamanho médio do grão, percentagem de areia e finos) entre tratamentos controle e defaunados. Em termos gerais, o teor de matéria orgânica variou temporalmente, apresentando concentrações significativamente menores 2 e 11 dias após a defaunação ($2,44 \pm 0,37$ e $2,49 \pm 0,84$) em relação a 24 e 40 dias ($3,37 \pm 1,08$ e $3,00 \pm 1,02$). O teor de carbonatos foi significativamente maior no local próximo do costão rochoso ($12,09 \pm 3,84$ %) do que no local distante ($8,63 \pm 3,50$ %). Em todas as amostras houve predominância de areia fina, com diâmetro médio em torno de $7,81 \pm 6,51 \phi$ e com sedimento muito mal selecionado. A partir do dia 24, não foi mais possível diferenciar visualmente os tratamentos transplantados dos sedimentos adjacentes no local distante do costão rochoso.

No total, 9944 organismos pertencentes a 65 táxons foram contados e identificados (Anexo). As espécies mais abundantes foram o gastrópode *Heleobia australis* (2289, 23,01% do total) e os poliquetas *Prionospio steenstrupi* (1540, 15,49%), *Sigambra* sp. (1347, 13,54%), *Polydora socialis* (1035, 10,40%) e *Glycinde multidentis* (900, 9,05%).

A estrutura das associações dos controles apresentou diferenças significativas entre áreas e entre locais, mas não entre dias (Fig. 3, Tabela 1). Foram constatadas diferenças significativas entre locais em todos os dias de amostragem, com exceção da área 2 no dia 40. As dispersões das ordenações nMDS indicaram que as associações dos locais próximos do costão rochoso apresentaram maior variabilidade (Fig. 3).

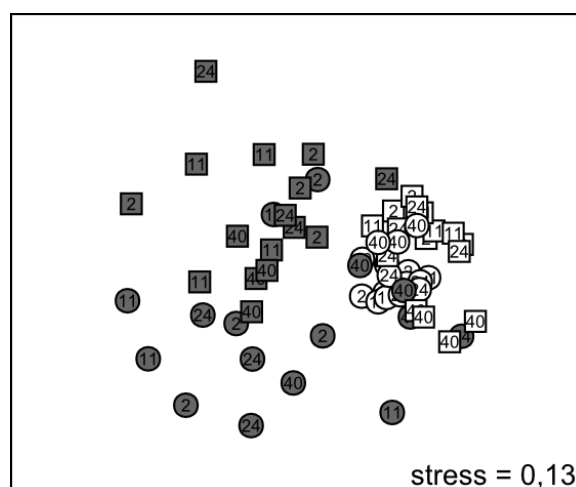


Fig. 3: nMDS das associações infaunais dos controles dos locais próximos (cinza) e distantes (branco) do costão rochoso em cada área e dia de amostragem. Círculos = área 1, quadrados = área 2.

Tabela 1: PERMANOVA comparando as associações infaunais dos controles em cada local, área e dia de amostragem. Testes pareados *a posteriori* com os valores de dissimilaridade média de Bray-Curtis entre e dentro dos níveis de Local. Termos significativos estão destacados em negrito.

Termos	gl	MQ	<i>Pseudo-F</i>	<i>p</i>
Dia = D	3	2198.8	0.8	0.6785
Área = A	1	6594.9	5.5	0.0003
Local = L	1	27821.8	6.0	0.0097
D*A	3	2704.2	2.3	0.0046
D*L	3	1633.9	0.6	0.8953
A*L	1	4657.5	3.9	0.0024
D*A*L	3	2847.3	2.4	0.0023
Resíduo	48	1197.0		

Comparações entre os níveis de Local para cada Área e Dia

		2 dias				11 dias			
		Área 1		Área 2		Área 1		Área 2	
		cos	dis	cos	dis	cos	dis	cos	dis
cos		62.3		59.1		71.8		58.1	
dis		65.4	31.5	66.1	28.2	71.4	25.5	75.8	31.6

		24 dias				40 dias			
		Área 1		Área 2		Área 1		Área 2	
		cos	dis	cos	dis	cos	dis	cos	dis
cos		69.1		60.8		52.1		42.1	
dis		67.7	26.4	65.1	38.6	48.2	29.8	73.9	37.0

cos = local próximo ao costão rochoso
dis = local distante do costão rochoso

Associações do local próximo do costão rochoso – Foram constatadas diferenças significativas entre áreas nos dias 2, 11 e 24. Os tratamentos diferiram significativamente nos dias 2, 24 e 40 (Fig. 4, Tabela 2). Testes pareados *a posteriori* detectaram diferenças significativas entre tratamentos apenas nos dias 11 e 40, quando os controles do local de origem do sedimento tenderam a diferir dos demais tratamentos. Os tratamentos controle local, controle de procedimento e transplantado não diferiram significativamente em nenhum dos dias de amostragem. De uma maneira geral, a dispersão multivariada dos tratamentos defaunados (controle de procedimento e transplantado) não diferiu significativamente do controle local (Fig. 4, Fig. 6). Dispersões multivariadas do controle do local de origem do sedimento diferiram significativamente dos demais tratamentos nos dias 2 e 11, mas não diferiram significativamente na área 2 do dia 24 e em ambas as áreas do dia 40 (Fig. 6).

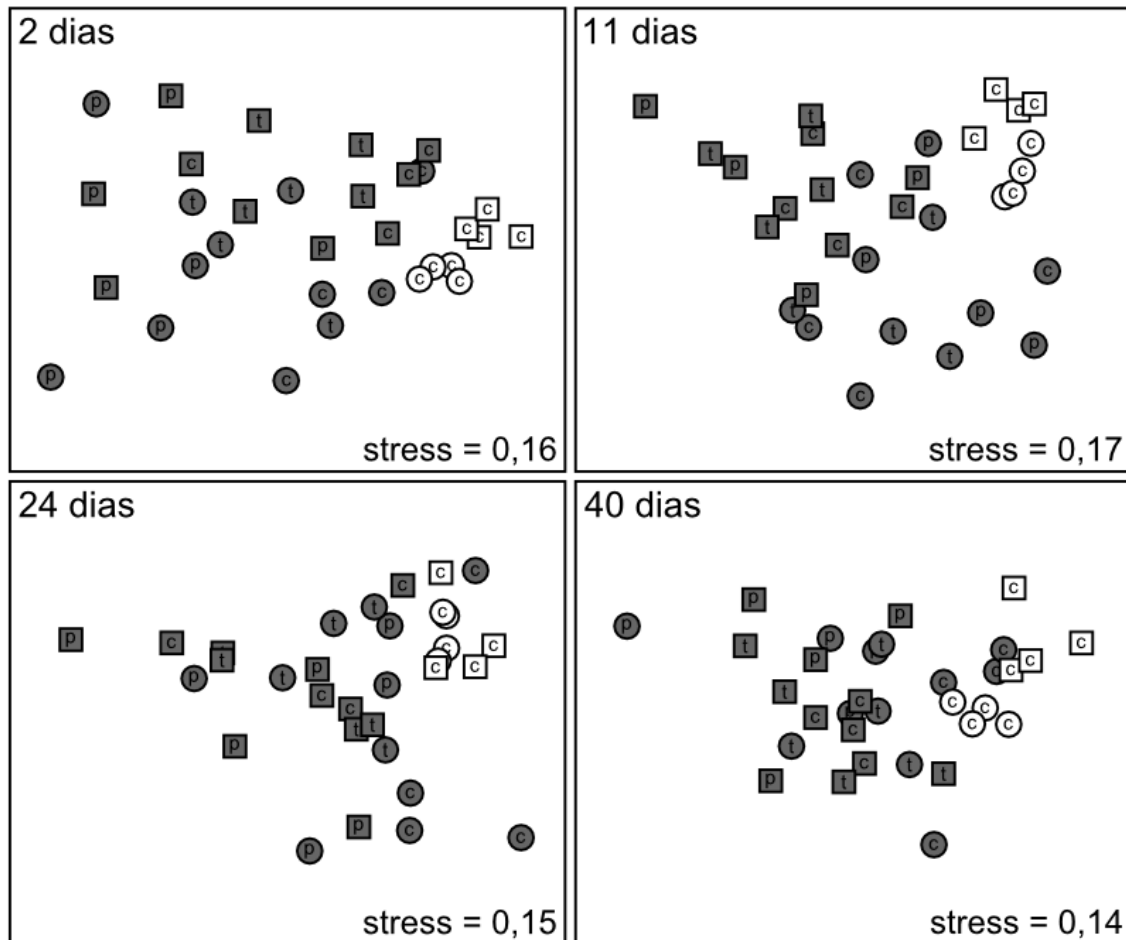


Fig. 4: nMDS das associações infaunais dos tratamentos do local próximo do costão rochoso (cinza) e o controle do local distante (branco) em cada área e dia de amostragem. Círculos = área 1, quadrados = área 2, t = tratamento transplantado, p = controle de procedimento, c = controle.

Associações do local distante do costão rochoso – As associações infaunais diferiram significativamente entre as áreas e entre tratamentos em todos os dias de amostragem (Fig. 4, Tabela 2). Diferenças entre tratamentos foram variáveis dependendo do dia e área. O controle do local de origem diferiu dignificativamente do controle local nos dias 2, 24 e 40 em ambas as áreas. Tratamentos defaunados e controle local não diferiram significativamente no primeiro dia de amostragem na área 2. Tratamentos controle de procedimento e transplantado diferiram significativamente apenas no dia 40. De uma maneira geral, controles do local de origem do sedimento diferiram dos demais tratamentos. Dispersões multivariadas dos tratamentos defaunados não diferiram significativamente do controle do local de origem do sedimento no dia 2 (Fig. 5, Fig. 6). Essa diferença não foi observada nos dias subsequentes. No dia 40, dispersões do controle do local de origem do sedimento não diferiram significativamente do controle local.

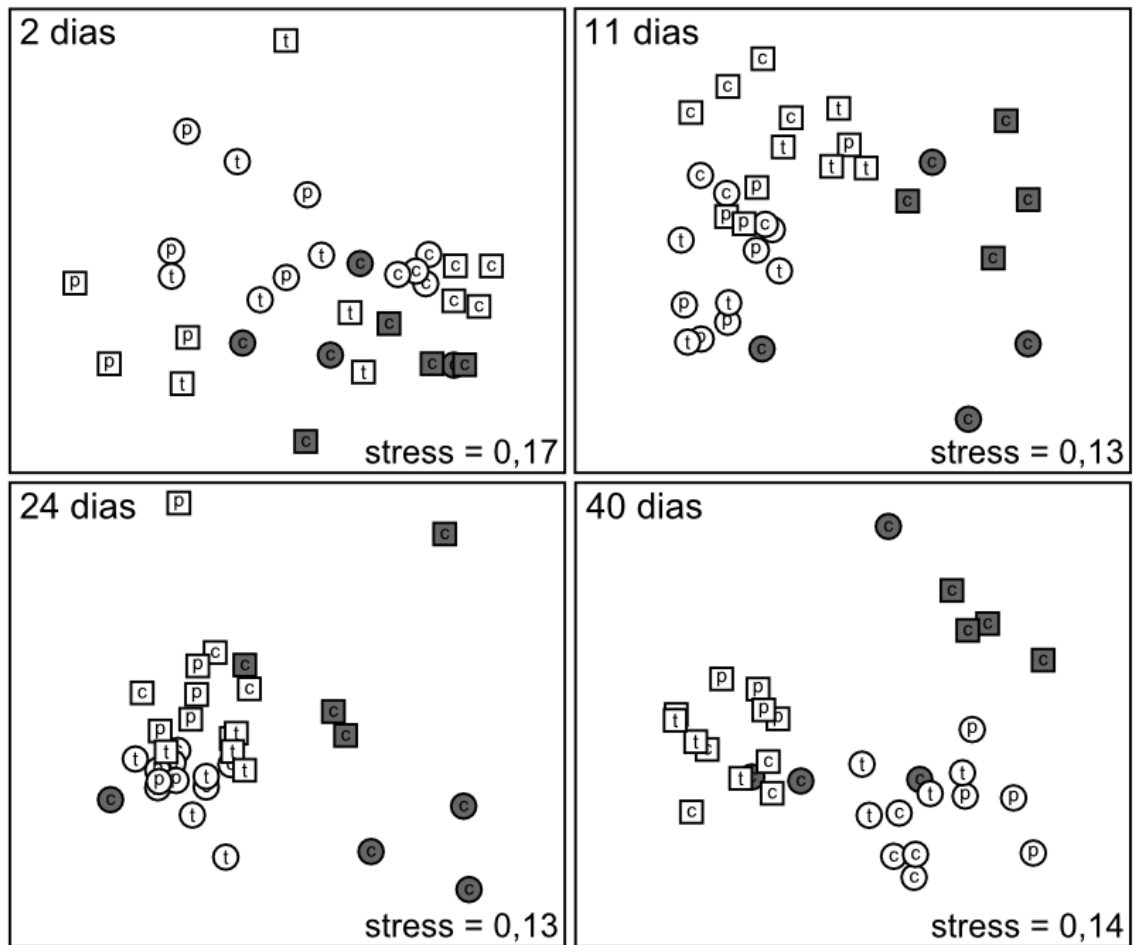


Fig. 5: nMDS das associações infaunais dos tratamentos do local distante do costão rochoso (branco) e o controle do local próximo (cinza) em cada área e dia de amostragem. Círculos = área 1, quadrados = área 2, t = tratamento transplantado, p = controle de procedimento, c = controle.

Tabela 2: PERMANOVA comparando as associações infaunais dos tratamentos em cada local, área e dia de amostragem. Testes pareados *a posteriori* apresentam o *p*-valor das comparações entre os tratamentos em cada dia e área. Termos significativos estão destacados em negrito. C = controle, p = controle de procedimento, co = controle do local de origem, t = transplantado.

Local próximo do costão rochoso										
		2 dias		11 dias		24 dias		40 dias		
Termos	gl	Pseudo-F	<i>p</i>	Pseudo-F	<i>p</i>	Pseudo-F	<i>p</i>	Pseudo-F	<i>p</i>	
Área = A	1	2.06	0.041	4.32	0.0009	3.70	0.0016	1.32	0.2188	
Tratamento = T	3	4.52	0.0012	2.87	0.01	2.99	0.026	1.92	0.1743	
A*T	3	1.26	0.1824	1.35	0.1486	1.09	0.334	2.15	0.0042	
Resíduo	24									
<i>Testes a posteriori</i>		c=p=co=t		c=p=t; t=c#co; p=co		c=p=co=t		A1: c=p=t; co#p=t; co=c A2: c=p=t#co		
Local distante do costão rochoso										
		2 dias		11 dias		24 dias		40 dias		
Termos	gl	Pseudo-F	<i>p</i>	Pseudo-F	<i>p</i>	Pseudo-F	<i>p</i>	Pseudo-F	<i>p</i>	
Área = A	1	3.95	0.001	9.29	0.0001	6.03	0.0001	15.16	0.0001	
Tratamento = T	3	2.71	0.0121	4.61	0.0095	3.09	0.0069	0.92	0.5594	
A*T	3	1.86	0.0122	1.47	0.1131	1.71	0.0221	5.45	0.0001	
Resíduo	24									
<i>Testes a posteriori</i>		A1: c#co#p=t		c=p=co=t		A1: co#p=t; co#c;t; p#c		A1: co=t#p#c		
		A2: c=p=t#co				A2: co#p=t; c=p#co; t#c		A2: c=t#p#co		

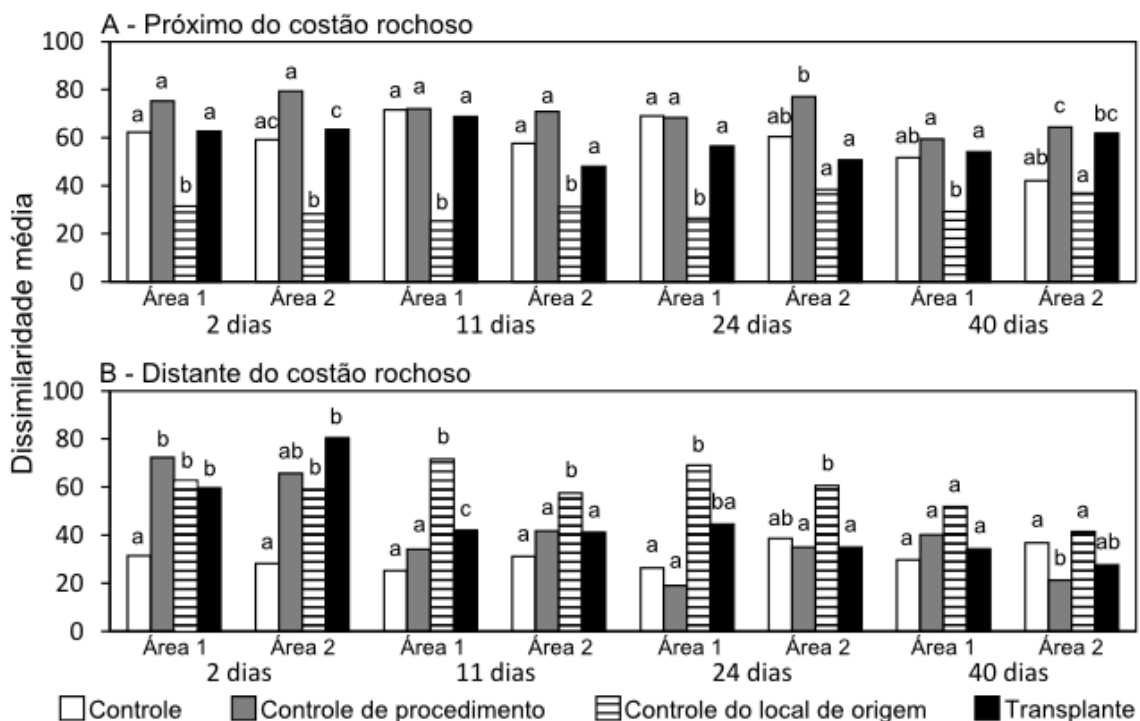


Fig. 6: Dissimilaridade média dentro de cada nível do fator Tratamento em cada dia e área. Letras diferentes indicam diferença significativa da dispersão multivariada (PERMDISP, $p < 0.05$).

Parâmetros comunitários do local próximo do costão rochoso – A densidade total por corer variou significativamente entre tratamentos nos dias 2 e 11 (Fig. 7a, Tabela 3a). A densidade média de indivíduos foi significativamente maior no controle local e no controle do local de origem do sedimento no dia 2. A densidade total do controle do local de origem do sedimento foi significativamente maior que a dos demais tratamentos nos dias 2, 11 e 40. A riqueza diferiu significativamente entre tratamentos nos dias 2 e 24 (Fig. 7b, Tabela 3b). De uma maneira geral, não foram constatadas diferenças significativas nos valores médios da diversidade e equitatividade entre tratamentos em nenhum dos dias de amostragem (Fig. 7c e 7d, Tabelas 3c e 3d, respectivamente).

Parâmetros comunitários do local distante do costão rochoso – A densidade total por corer variou significativamente entre tratamentos apenas nos dia 2 e 40 (Fig. 7a, Tabela 4a). Apesar de não terem sido detectados em todos os testes pareados *a posteriori*, valores médios da densidade total do controle local tenderam a ser maiores que os tratamentos defaunados (controle de procedimento e transplantado) em todas as áreas e dias. A riqueza variou significativamente entre áreas nos dias 2, 11 e 24 (Fig. 7b, Tabela 4b). Tratamentos diferiram na riqueza no dia 2, no qual os valores médios da riqueza no tratamento controle local foram significativamente maiores que os tratamentos defaunados. Diferenças significativas na diversidade foram constatadas entre as áreas e entre os tratamentos nos dias 2, 11 e 40 (Fig. 7c, Tabela 4c). Essas diferenças entre tratamentos apresentaram padrões variáveis dependendo da área e do dia. A equitatividade variou significativamente entre áreas nos dias 2 e 40 e entre tratamentos nos dias 11, 24 e 40 (Fig. 7d, Tabela 4d). Essas diferenças entre tratamentos foram variáveis dependendo da área e do dia.

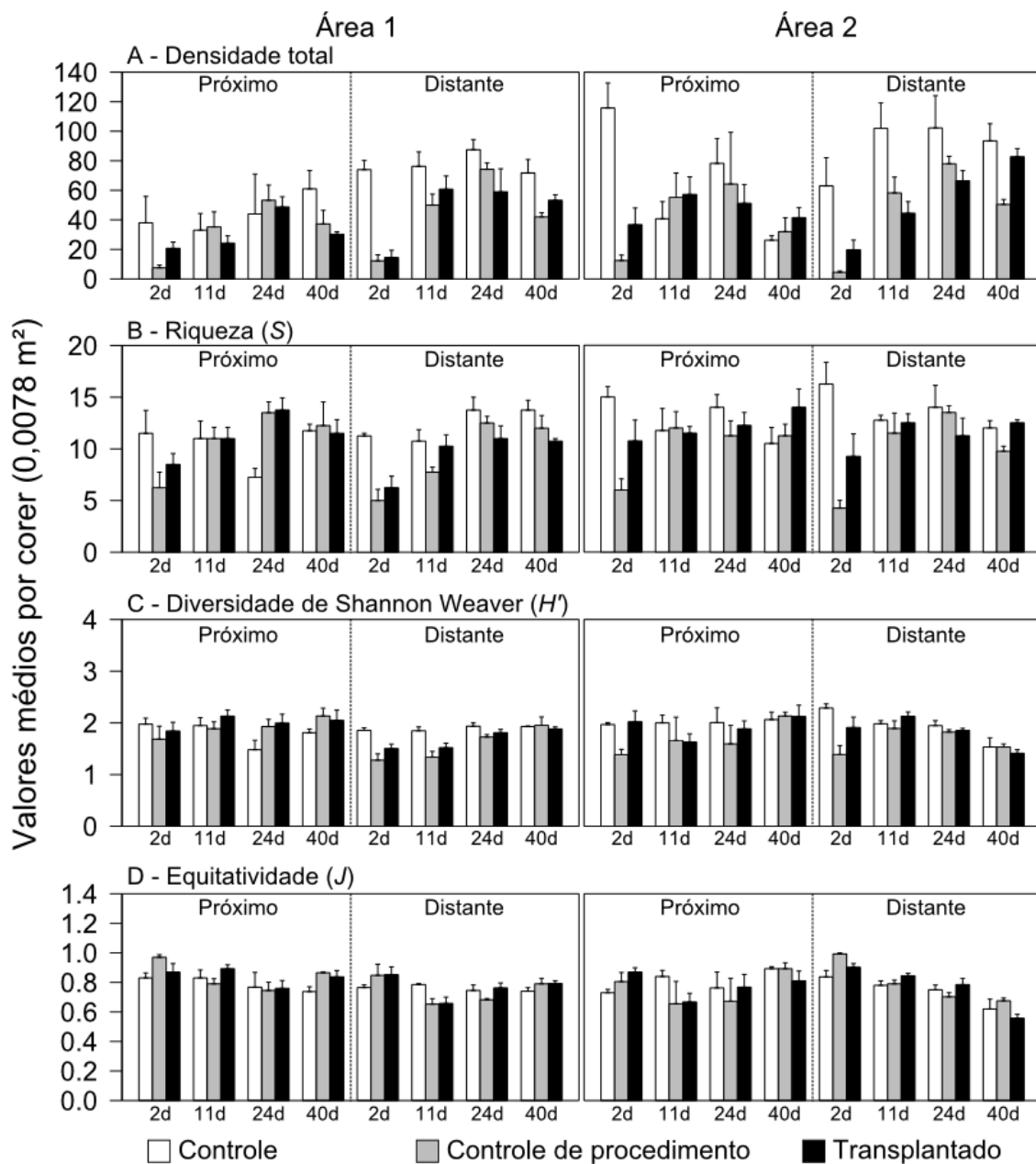


Fig.: 7: Valores médios (\pm erro padrão) da densidade média de indivíduos por corer (A), riqueza de espécies (B), diversidade de Shannon-Weaver (C) e equitatividade (D).

Tabela 3: Resultados da análise de variância comparando os valores médios da Densidade total, Riqueza (S), Diversidade de Shannon-Weaver (H') e Equitatividade (J) no local próximo do costão rochoso. Termos significativos estão destacados em negrito. C = controle, p = controle de procedimento, co = controle do local de origem, t = transplantado.

	gl	2 dias		11 dias		24 dias		40 dias	
		F	p	F	p	F	p	F	p
(a) Densidade total									
Área = A	1	5.68	0.03	6.72	0.02	1.19	0.29	0.08	0.78
Tratamento = T	3	713.90	<0.0001	17.61	0.02	3.66	0.16	3.38	0.17
A*T	3	0.03	0.99	0.43	0.73	0.64	0.60	4.02	0.02
Resíduo	24								
SNK		T: co>c>t>p		T: co>c=t=p		T(A1): co>t=p; c=co>t; p=c T(A2): co>c=t=p			
(b) Riqueza (S)									
Área = A	1	5.83	0.02	1.28	0.27	0.73	0.40	0.14	0.71
Tratamento = T	3	10.73	0.04	0.42	0.75	0.45	0.74	0.74	0.59
A*T	3	1.00	0.41	0.12	0.95	4.66	0.01	0.97	0.42
Resíduo	24								
SNK		T: co=c>p; t=c=co; p=t			T(A1): c<t=p=co T(A2): c=co=t=p				
(c) Diversidade de Shannon Weaver (H')									
Área = A	1	0.55	0.47	0.92	0.35	0.03	0.87	0.02	0.88
Tratamento = T	3	3.55	0.16	0.34	0.80	0.36	0.79	1.74	0.33
A*T	3	1.65	0.20	1.06	0.38	1.61	0.21	1.73	0.19
Resíduo	24								
SNK									
(d) Equitatividade (J)									
Área = A	1	3.07	0.09	3.73	0.07	0.07	0.80	0.09	0.77
Tratamento = T	3	2.42	0.24	0.68	0.62	1.92	0.30	2.16	0.27
A*T	3	2.12	0.12	1.48	0.24	0.09	0.96	3.73	0.02
Resíduo	24								
SNK		T(A1): c=co=t=p T(A2): co<c=t=p							

Tabela 4: Resultados da análise de variância comparando os valores médios da Densidade total, Riqueza (S), Diversidade de Shannon-Weaner (H') e Equitatividade (J) no local distante do costão rochoso. Termos significativos estão destacados em negrito. C = controle, p = controle de procedimento, co = controle do local de origem, t = transplantado.

	gl	2 dias		11 dias		24 dias		40 dias	
		F	p	F	p	F	p	F	p
(a) Densidade total									
Área = A	1	0.32	0.58	0.67	0.42	1.94	0.18	1.40	0.25
Tratamento = T	3	12.45	0.03	6.54	0.08	5.29	0.10	1.68	0.34
A*T	3	2.09	0.13	1.23	0.32	0.39	0.76	7.37	0.00
Resíduo	24								
SNK		T: c>p; c=co=t; co=p=t				T(A1): c>p; c=co=t; co=p=t T(A2): co<p<c=t			
(b) Riqueza (S)									
Área = A	1	4.92	0.04	5.17	0.03	5.03	0.03	2.01	0.17
Tratamento = T	3	16.75	0.02	2.40	0.25	0.95	0.52	0.98	0.51
A*T	3	1.16	0.35	0.41	0.75	2.93	0.05	2.12	0.12
Resíduo	24								
SNK		T: c<t=p; c=co>p; t=co							
(c) Diversidade de Shannon Weaver (H')									
Área = A	1	7.60	0.01	17.70	0.0003	2.92	0.10	12.59	0.002
Tratamento = T	3	20.84	0.02	1.22	0.44	0.73	0.60	0.53	0.69
A*T	3	0.76	0.53	3.14	0.04	1.44	0.26	4.85	0.01
Resíduo	24								
SNK		T: p<c=t=co		T(A1): p<c=co; p=t; t=c; co=c				T(A1): p=c=t=c T(A2): co>c=p=t	
(d) Equitatividade (J)									
Área = A	1	2.17	0.15	11.25	0.003	0.07	0.80	10.88	0.003
Tratamento = T	3	3.67	0.16	1.05	0.48	31.61	0.01	0.62	0.65
A*T	3	1.83	0.17	3.71	0.03	0.02	0.99	12.00	<0.0001
Resíduo	24								
SNK				T(A1): p<c=co; t=p<c; co=t		T: p<c=co=t		T(A1): p=c=t=co T(A2): co>t=c=p	

Táxons mais representativos do local próximo do costão rochoso – A densidade média por corer dos 5 táxons foi altamente variável nos diferentes dias e áreas. A densidade de *H. australis* foi altamente variável espacial e temporalmente (Fig. 8a, Tabela 5a). Diferenças significativas entre áreas foram constatadas nos dias 11 e 24 e entre tratamentos nos dias 2 e 40. A densidade de *P. steestrupi* diferiu significativamente entre áreas e tratamentos nos dias 2 e 24 (Fig. 8b, Tabela 5b). Diferenças entre tratamentos foram variáveis dependendo da área e do dia. A densidade de *Sigambra* sp variou significativamente entre tratamentos em todos os dias, sendo significativamente maiores no controle do local de origem do sedimento em relação aos demais tratamentos nos dias 11, 24 e 40 (Fig. 8c, Tabela 5c). A densidade de *P. socialis* apenas diferiu significativamente entre áreas, nos dias 11 e 24 (Fig. 8d, Tabela 5d). A densidade de *G. multidens* diferiu significativamente entre

tratamentos nos dias 2 e 24, a qual foi maior nos controles do local de origem do sedimento em relação aos demais tratamentos (Fig. 8e, Tabela 5e). A densidade de *G. multidentis* tendeu a ser maior no controle do local de origem do sedimento, apesar de diferenças significativas não terem sido detectadas nos testes pareados *a posteriori*.

Táxons mais representativos do local distante do costão rochoso – A densidade de *H. australis* diferiu significativamente entre áreas nos dias 2, 11 e 40 (Fig 8a, Tabela 6a). Diferenças significativas entre tratamentos foram constatadas nos dias 11 e 40. Em termos gerais, a densidade de *H. australis* foi altamente variável, não sendo observada nenhuma consistência das diferenças entre tratamentos. A densidade de *P. steenstrupi* variou significativamente entre áreas em todos os dias (Fig 8b, Tabela 6b). Diferenças significativas entre tratamentos foram constatadas para os dias 2 e 24, com padrões distintos dependendo da área. A densidade de *Sigambra* sp. variou significativamente entre áreas no dia 40 (Figura 8c, Tabela 6c). Diferenças significativas entre tratamentos foram constatadas nos dias 2, 11 e 24, nos quais o controle local apresentou valores maiores que os tratamentos defaunados. Apesar de não terem sido detectadas nos testes pareados *a posteriori*, a densidade de *Sigambra* sp. nos tratamentos transplantados tendeu a ser maior que os controles de procedimento. A densidade de *P. socialis* diferiu significativamente entre áreas no dia 24 e entre tratamentos nos dias 11 e 24, nos quais o controle do local de origem do sedimento foi significativamente maior que os demais tratamentos (Fig. 8d, Tabela 6d). A densidade de *G. multidentis* diferiu significativamente entre áreas no dia 40. Diferenças significativas entre tratamentos foram observadas nos dias 2 e 40 (Fig. 8e, Tabela 6e), onde o controle local foi significativamente maior que os tratamentos defaunados no dia 2 e que o controle de procedimento no dia 40.

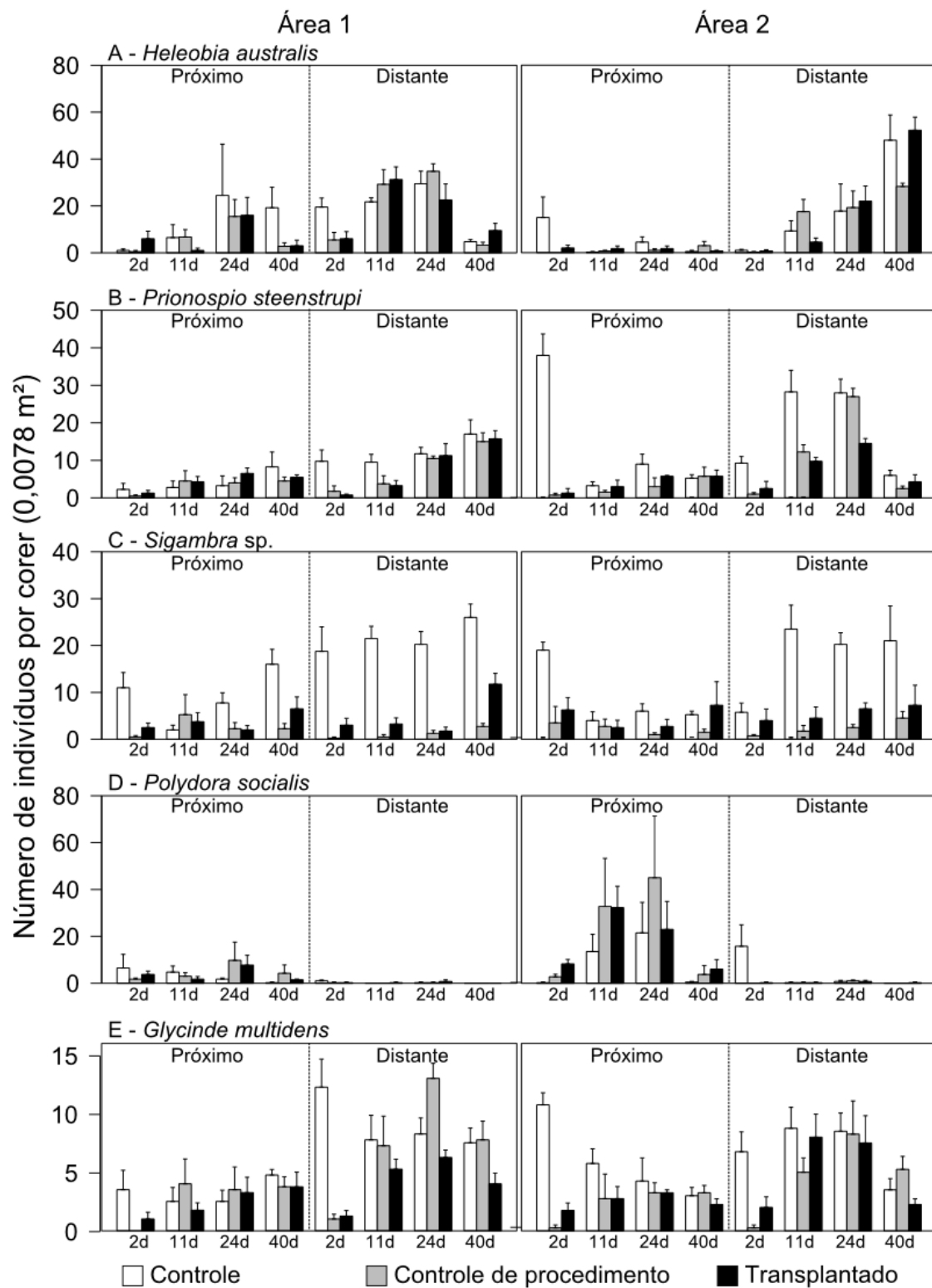


Fig. 8: Valores médios (\pm erro padrão) da densidade por corer (0,018m²) dos cinco táxons mais representativos.

Tabela 5: Análise de variância comparando os valores médios da densidade dos táxons mais representativos no local próximo do costão rochoso. Termos significativos estão destacados em negrito. C = controle, p = controle de procedimento, co = controle do local de origem, t = transplantado.

	gl	2 dias		11 dias		24 dias		40 dias		
		F	p	F	p	F	p	F	p	
(a) <i>Heleobia australis</i>										
Área = A	1	2.34	0.14	6.79	0.02	11.41	0.002	0.14	0.71	
Tratamento = T	3	24.39	0.01	5.56	0.10	3.42	0.17	1.01	0.50	
A*T	3	0.58	0.64	1.76	0.18	0.87	0.47	9.10	0.0003	
Resíduo	24									
SNK		T: p<c=co=t						T(A1): c>t; c=p=co; t=p=co T(A2): co>t=c=p		
(b) <i>Prionospio steenstrupi</i>										
Área = A	1	14.67	0.001	0.22	0.64	4.79	0.04	3.63	0.07	
Tratamento = T	3	5.76	0.09	5.60	0.10	4.38	0.13	1.10	0.47	
A*T	3	6.15	0.003	1.92	0.15	3.09	0.05	2.86	0.06	
Resíduo	24									
SNK		T(A1): co>c=t=p T(A2): c>co>t=p				T(A1): co>c=p; co=t; t=c=p T(A2): co>c=t=p				
(c) <i>Sigambra sp.</i>										
Área = A	1	0.06	0.80	0.0003	0.99	0.21	0.65	3.26	0.08	
Tratamento = T	3	11.51	0.04	57.29	0.004	138.57	0.001	20.39	0.02	
A*T	3	1.21	0.33	0.19	0.90	0.22	0.88	0.68	0.57	
Resíduo	24									
SNK		T: p<co; p=c=t; co=c=t		T: co>c=t=p		T: co>c>t=p		T: co>c=t=p		
(d) <i>Polydora socialis</i>										
Área = A	1	1.65	0.21	12.91	0.001	5.95	0.02	0.08	0.78	
Tratamento = T	3	4.10	0.14	2.96	0.20	8.31	0.06	8.28	0.06	
A*T	3	1.17	0.34	2.41	0.09	0.61	0.62	0.39	0.76	
Resíduo	24									
SNK										
(e) <i>Glycinde multidentis</i>										
Área = A	1	2.06	0.16	0.98	0.33	0.70	0.41	8.71	0.01	
Tratamento = T	3	36.67	0.01	5.29	0.10	26.80	0.01	2.52	0.23	
A*T	3	0.85	0.48	0.81	0.50	0.19	0.91	1.02	0.40	
Resíduo	24									
SNK		T: co>c>t=p				T: co>c=t=p				

Tabela 6: Análise de variância comparando os valores médios da densidade dos táxons mais representativos no local distante do costão rochoso. Termos significativos estão destacados em negrito. C = controle, p = controle de procedimento, co = controle do local de origem, t = transplantado.

	gl	2 dias		11 dias		24 dias		40 dias		
		F	p	F	p	F	p	F	p	
(a) <i>Heleobia australis</i>										
Área = A	1	9.06	0.006	22.83	<0.0001	2.37	0.14	7.88	0.01	
Tratamento = T	3	3.16	0.18	9.75	0.05	8.57	0.06	0.51	0.70	
A*T	3	2.73	0.07	1.31	0.30	0.47	0.71	18.34	<0.0001	
Resíduo	24									
SNK				T: co<c=p; t=co=c; p=t				T: A1: c=co=t=p T: A2: co<p=t=c		
(b) <i>Prionospio steenstrupi</i>										
Área = A	1	15.32	>0.001	23.35	<0.0001	37.07	<0.0001	30.51	<0.0001	
Tratamento = T	3	5.82	0.09	6.58	0.08	3.32	0.18	0.84	0.55	
A*T	3	4.64	0.01	1.92	0.15	4.09	0.02	1.62	0.21	
Resíduo	24									
SNK		T(A1): c>t=p=co T(A2): co>c>t=p		T(A1): p>co; p=t=c; co=t=c T(A2): p=c>co=t						
(c) <i>Sigambra sp.</i>										
Área = A	1	0.12	0.74	0.69	0.41	3.32	0.08	4.90	0.04	
Tratamento = T	3	22.10	0.02	98.49	0.002	13.47	0.03	7.55	0.07	
A*T	3	0.87	0.47	0.20	0.90	2.80	0.06	1.67	0.20	
Resíduo	24									
SNK		T: c>co>t; c>p=t; c>co=p		T: c>t=co>p		T: c>t=co=p				
(d) <i>Polydora socialis</i>										
Área = A	1	0.03	0.86	0.72	0.40	5.93	0.02	1.2	0.28	
Tratamento = T	3	4.90	0.11	110.62	0.001	15.77	0.02	6.00	0.09	
A*T	3	1.58	0.22	0.10	0.96	0.50	0.68	0.40	0.75	
Resíduo	24									
SNK		T: co>c=t=p			T: co>c=t=p					
(e) <i>Glycinde multidentis</i>										
Área = A	1	0.13	0.72	0.98	0.33	0.09	0.77	13.05	0.001	
Tratamento = T	3	14.12	0.03	1.87	0.31	4.17	0.14	11.91	0.04	
A*T	3	1.57	0.22	1.07	0.38	1.44	0.26	0.37	0.77	
Resíduo	24									
SNK		T: c>p; c>t; c=co; co=t=p							T: c>t; c=p=co; t=p=co	

Discussão

A estrutura das associações infaunais diferiu significativamente entre locais próximos e distantes do costão rochoso durante todo o experimento, reforçando assim os padrões de variabilidade já registrados (capítulo 1). Os padrões de variabilidade das associações infaunais responderam principalmente à proximidade do costão rochoso (hipótese I). De uma maneira geral, as associações infaunais não responderam aos tratamentos transplantados, evidenciando que somente as características sedimentares não explicam a variabilidade das associações entre locais próximos e distantes do costão rochoso, o que refuta hipótese II. Apesar de terem sido constatadas respostas de *Sigambra* sp. tanto à proximidade do costão rochoso quanto ao sedimento transplantado, a estrutura e a variabilidade das associações não responderam à interação destes fatores, o que refuta a hipótese III.

Diferenças na estrutura e variabilidade das associações entre locais próximos e distantes de costão rochoso possivelmente têm relação com a dinâmica sedimentar e heterogeneidade dos substratos locais. Ao contrário do que aconteceu nos sedimentos próximos do costão rochoso, a rápida homogeneização dos sedimentos transplantados no local distante, constatada visualmente, sugere que as condições hidrodinâmicas e a dinâmica sedimentar variam marcadamente entre as duas situações. A presença de rochas efetivamente modifica e atenua fluxos, promovendo uma maior variabilidade dos regimes hidrodinâmicos locais (Cusson & Bourget 1997; Barros et al. 2004). Isso poderia ter mascarado os efeitos das manipulações experimentais na recolonização, visto que os sedimentos dos tratamentos transplantados podem ter sido rapidamente homogeneizados aos do local de destino do mesmo. Os fracos e inconsistentes efeitos das manipulações experimentais nos primeiros dias de amostragem e as diferenças entre tratamentos locais e os controles do local de origem do sedimento transplantado sugerem que a presença do costão rochoso é mais influente na estruturação das associações do que as características sedimentares.

As inconsistências dos padrões de variação dos parâmetros comunitários (densidade total, riqueza, diversidade e equitatividade) entre tratamentos evidenciam que o transplante de sedimento teve pouca influência na recolonização. Apesar de não ter sido detectada em todos os testes *a posteriori*, a maior densidade total no local distante foi um padrão temporalmente consistente e semelhante ao observado em estudos anteriores no mesmo sistema (Capítulo 1) e em ambientes análogos do infralitoral (Posey & Ambrose Jr. 1994; Barros et al. 2001). A densidade dos cinco táxons mais abundantes foi altamente variável, diferindo significativamente entre locais e tratamentos. *Heleobia australis* e *Prionospio steenstrupi* não responderam à proximidade do costão rochoso ou aos tratamentos. Suas variabilidades possivelmente

são mais bem explicadas pela oscilação do suprimento de larvas provenientes de outras localidades do que pelas variações ambientais em pequena escala. A maior densidade em um dos locais e a fraca resposta aos tratamentos evidenciam que a recolonização de *Glycinde multidentis* e *Polydora socialis* foi condicionada principalmente pela proximidade do costão rochoso. *Sigambra* sp. respondeu tanto à proximidade dos costão rochoso quanto às características do substrato, visto que, além de ser mais abundante nos locais distantes, respondeu de maneira diferente aos tratamentos transplantados no local distante. Efeitos combinados da qualidade do substrato e das características locais na recolonização de determinados organismos já foram descritos para ambientes semelhantes (Ford et al. 2001). Organismos tendem a responder de maneira distinta à proximidade de ambientes transicionais ou zonas de contato entre habitats contrastantes, sendo comuns os exemplos em que apenas uma pequena parcela das associações sofreu aumento ou diminuição da densidade nestes ambientes transicionais (Ambrose & Anderson 1990; Dangerfield et al. 2003; Ries et al. 2004). Os padrões de variabilidade dos parâmetros comunitários e a especificidade das respostas dos táxons mais abundantes à proximidade do costão rochoso evidenciam que não há uma resposta geral ou única das associações infaunais como um todo à proximidade do costão rochoso nos ambientes estudados.

A ausência de diferenças significativas nos parâmetros sedimentares entre os tratamentos de um mesmo local e a rápida recuperação das associações evidenciam que o método de defaunação utilizado não causou alterações persistentes no sedimento. Entretanto, a densidade do poliqueta *Sigambra* sp. no local distante foi significativamente menor nos tratamentos manipulados em todos os dias de amostragem, uma provável resposta negativa à perturbação causada pela defaunação. Tolhurst e colaboradores (2012), ao testarem vários métodos de defaunação (adição de peróxido de hidrogênio, formol, nitrogênio líquido, aquecimento em micro-ondas e congelamento), constataram que todos, em maior ou menor grau, afetam as propriedades biogeoquímicas do sedimento. A adição de peróxido de hidrogênio pode não ter afetado a concentração total de matéria orgânica, mas possivelmente afetou a qualidade da mesma, fator influente para o desenvolvimento da microbiota e do bentos (Wieking & Kröncke 2005; Aspetsberger et al. 2007; Quintana et al. 2010). Além disso, a liberação de oxigênio associada à percolação do peróxido de hidrogênio no substrato pode ter alterado a profundidade da zona redox do sedimento, que está entre os fatores que condicionam a colonização de determinados organismos após perturbações (Nilsson & Rosenberg 2000; Rosenberg 2001; Rosenberg et al. 2001).

As taxas de recolonização variaram significativamente entre locais. A estrutura das associações dos tratamentos defaunados nos locais próximos já se assemelhava àquela dos controles locais no primeiro dia de amostragem (dia 2), mantendo-se este padrão nos dias subsequentes. Já no local distante, diferenças foram constatadas nos dias 2, 24 e 40. A recuperação da densidade total da infauna e da densidade do poliqueta *Sigambra* sp. também variou significativamente entre locais, com a recolonização sendo mais rápida na proximidade do costão. Diferenças nas características biogeoquímicas do substrato e nos regimes hidrodinâmicos entre locais poderiam explicar estas distintas taxas de recuperação, visto que reconhecidamente influenciam o maior ou menor sucesso do assentamento larval (Qian 1999; Strasser & Felder 1999). Entretanto, na pequena escala das unidades amostrais (decímetros), a migração lateral tem um papel mais importante na recolonização do que o assentamento larval (Zajac et al. 1998; Ford et al. 1999; Negrello Filho et al. 2006). Considerando que a composição faunística local é determinante neste processo, as diferenças na estrutura das associações entre locais possivelmente explicam os contrastes nos processos de recolonização. Além disso, diferenças na dinâmica sedimentar entre os dois locais poderiam explicar diferenças nas taxas de recolonização (Jumars & Nowell 1984; Thrush et al. 1996). Apesar dessas diferenças entre locais, os padrões de recuperação constatados são relativamente mais rápidos que os anteriormente descritos para outros ambientes sedimentares do entremarés do mesmo complexo estuarino (Faraco & Lana 2006).

A recuperação de associações frequentemente apresenta fases aproximadamente bem definidas e previsíveis, que incluem o estabelecimento de espécies pioneiras, sucedidas pelas tardias, até atingir um estágio de relativa estabilidade (Rosenberg 2001). Picos de densidade, biomassa e diversidade são frequentemente descritos em estágios intermediários de sucessão (Lu & Wu 2000; Rosenberg 2001). Não foram registrados padrões similares no presente estudo. Picos de densidade dos táxons mais representativos nos tratamentos defaunados se repetiram nos controles, sugerindo que estão associados à dinâmica populacional local. A falta de fases sucessionais caracterizadas por espécies pioneiras e tardias após perturbações não é algo incomum em sistemas marinhos (Thrush et al. 1996; Dornie et al. 2003). Isso pode decorrer dos delineamentos experimentais empregados, visto que tanto a escala temporal e espacial são determinantes para a detecção dos padrões biológicos após perturbações (Underwood 2000). A diminuição da variabilidade das associações dos locais distantes após 11 dias pode ser vista como parte do processo de recuperação local, visto que o aumento da variabilidade representa uma resposta da biota às perturbações (Warwick & Clarke 1993).

A manipulação experimental evidenciou que os padrões de variação da infauna nas adjacências do costão rochoso são explicados principalmente pela proximidade das rochas. As características do substrato de cada local não explicam por si só as tendências de variação das associações infaunais. A interação das características do substrato com a proximidade do costão rochosos pode explicar os padrões de variação de *Sigambra* sp., mas não é uma resposta padrão da associação infaunal como um todo. O desenvolvimento de estudos futuros que diferenciem, de forma manipulativa, os efeitos isolados da hidrodinâmica, heterogeneidade, interações ecológicas e seletividade do substrato sobre a estrutura das associações infaunais será uma derivação esperada do presente trabalho.

Referências

- Ambrose, R. F., and T. W. Anderson. 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology* **107**: 41–52.
- Anderson, M. J. 2004. PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M. J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Aspetsberger, F., M. Zabel, T. Ferdelman, U. Struck, A. Mackensen, A. Ahke, and U. Witte. 2007. Instantaneous benthic response to different organic matter quality: In situ experiments in the Benguela Upwelling System. *Marine Biology Research* **3**: 342–356, doi:10.1080/17451000701632885
- Attrill, M. J., and S. D. Rundle. 2002. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**: 929–936, doi:10.1006/ecss.2002.1036
- Austen, M. C., and S. Widdicombe. 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **330**: 96–104, doi:10.1016/j.jembe.2005.12.019
- Barros, F. 2005. Evaluating the importance of predation on subtidal benthic assemblages in sandy habitats around rocky reefs. *Acta Oecologica* **27**: 211–223, doi:10.1016/j.actao.2005.01.002
- Barros, F., A. J. Underwood, and P. Archambault. 2004. The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60**: 781–790, doi:10.1016/j.ecss.2003.12.008
- Barros, F., A. J. Underwood, and M. Lindegarth. 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**: 191–199, doi:10.1006/ecss.2000.0734
- Bertasi, F., M. A. Colangelo, M. Abbiati, and V. U. Ceccherelli. 2007. Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* **586**: 277–290, doi:10.1007/s10750-007-0701-y
- Cosentino, A., and S. Giacobbe. 2008. Distribution and functional response of sublittoral soft bottom assemblages to sedimentary constraints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79**: 263–276, doi:10.1016/j.ecss.2008.04.003
- Cusson, M., and E. Bourget. 1997. Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighbouring intertidal endobenthic macrofaunal community. *Marine Ecology Progress Series* **150**: 181–193.

- Dahlgren, C. P., M. H. Posey, and A. W. Hulbert. 1999. The effects of bioturbation on the infaunal community adjacent to an offshore hardbottom reef. *Bulletin of Marine Science* **64**: 21–34.
- Dangerfield, J. M., A. J. Pik, D. Britton, A. Holmes, M. Gillings, I. Oliver, D. Briscoe, and A. J. Beattie. 2003. Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* **28**: 227–236.
- Davis, N., G. R. VanBlaricom, and P. K. Dayton. 1982. Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology* **70**: 295–303.
- Dernie, K. ., M. . Kaiser, E. . Richardson, and R. . Warwick. 2003. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **285-286**: 415–434, doi:10.1016/S0022-0981(02)00541-5
- Erdős, L., M. Zalatnai, T. Morschhauser, Z. Bátori, and L. Körmöczi. 2011. On the terms related to spatial ecological gradients and boundaries. *Acta Biologica Szegediensis* **55**: 279–287.
- Fabi, G., F. Luccarini, M. Panfili, C. Solustri, and A. Spagnolo. 2002. Effects of an artificial reef on the surrounding soft-bottom community (central Adriatic Sea). *ICES Journal of Marine Science* **59**: S343–S349, doi:10.1006/jmsc.2002.1308
- Faraco, L. F. D., and P. C. Lana. 2006. Macrobenthic recolonization processes in mangroves of Southern Brazil. *Journal of Coastal Research* **2004**: 1853–1858.
- Ford, R. B., S. F. Thrush, and P. K. Probert. 1999. Macrobenthic colonisation of disturbances on an intertidal sandflat: the influence of season and buried algae. *Marine Ecology Progress Series* **191**: 163–174, doi:10.3354/meps191163
- Ford, R. B., S. F. Thrush, and P. K. Probert. 2001. The interacting effect of hydrodynamics and organic matter on colonization: a soft-sediment example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **52**: 705–714, doi:10.1006/ecss.2001.0784
- Galván, D. E., A. M. Parma, and O. O. Iribarne. 2008. Influence of predatory reef fishes on the spatial distribution of *Munida gregaria* (= *M. subrugosa*) (Crustacea; Galatheididae) in shallow Patagonian soft bottoms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **354**: 93–100, doi:10.1016/j.jembe.2007.10.009
- Gern, F. R., and P. D. C. Lana. 2013. Reciprocal experimental transplantations to assess effects of organic enrichment on the recolonization of benthic macrofauna in a subtropical estuary. *Marine Pollution Bulletin* **67**: 107–120, doi:10.1016/j.marpolbul.2012.11.026
- Jumars, P. A., and A. R. M. Nowell. 1984. Fluid and sediment dynamic effects on marine benthic community structure. *American Zoologist* **24**: 45–55.
- Langlois, T. J., M. J. Anderson, and R. C. Babcock. 2005. Reef-associated predators influence adjacent soft-sediment communities. *Ecology* **86**: 1508–1519, doi:10.1890/04-0234
- Langlois, T. J., M. J. Anderson, R. C. Babcock, and S. Kato. 2006. Marine reserves demonstrate trophic interactions across habitats. *Oecologia* **147**: 134–40, doi:10.1007/s00442-005-0148-7

- Lindquist, D. G., L. B. Cahoon, I. E. Clavijo, M. H. Posey, S. K. Bolden, L. A. Pike, S. W. Burk, and P. A. Cardullo. 1994. Reef fish stomach contents and prey abundance on reef and sand substrata associated with adjacent artificial and natural reefs in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science* **55**: 308–318.
- Lorenzi, L., and C. A. Borzone. 2009. Variabilidade da infauna adjacente a estruturas rochosas na plataforma rasa do litoral do Paraná, Brasil. *Zoologia* **26**: 716–724, doi:10.1590/S1984-46702009000400016
- Lu, L., and R. S. S. Wu. 2000. An experimental study on recolonization and succession of marine macrobenthos in defaunated sediment. *Marine Biology* **136**: 291–302, doi:10.1007/s002270050687
- Madin, E. M. P., J. S. Madin, and D. J. Booth. 2011. Landscape of fear visible from space. *Scientific Reports* **1**: 1–4, doi:10.1038/srep00014
- Morales, M. 2012. Package “sciplot”. R package version 1.0-9. <http://www.R-project.org>.
- Negrello Filho, O. A., A. J. Underwood, and M. G. Chapman. 2006. Recolonization of infauna on a tidal flat: An experimental analysis of modes of dispersal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **328**: 240–250, doi:10.1016/j.jembe.2005.07.008
- Nilsson, H. C., and R. Rosenberg. 2000. Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine Ecology Progress Series* **197**: 139–149.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O’Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, and H. Wagner. 2009. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-2. <http://www.R-project.org>.
- Posey, M. H., and W. G. Ambrose Jr. 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Biology* **118**: 745–753, doi:10.1007/BF00347524
- Qian, P.-Y. 1999. Larval settlement of polychaetes. *Hydrobiologia* **402**: 239–253.
- Quintana, C. O., M. Y. Yoshinaga, and P. Y. G. Sumida. 2010. Benthic responses to organic matter variation in a subtropical coastal area off SE Brazil. *Marine Ecology* **31**: 457–472, doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00362.x
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ries, L., R. J. Fletcher Jr, J. Battin, and T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology and Systematics* **35**: 491–522.
- Rosa, L. C., and C. A. Borzone. 2008. Uma abordagem morfodinâmica na caracterização física das praias estuarinas da Baía de Paranaguá, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Geociências* **38**: 237–245.

- Rosenberg, R. 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina* **65**: 107–119.
- Rosenberg, R., H. C. Nilsson, and R. J. Diaz. 2001. Response of benthic fauna and changing sediment redox profiles over a hypoxic gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **53**: 343–350, doi:10.1006/ecss.2001.0810
- Sandrini-Neto, L., and M. G. Camargo. 2010. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. R package version 1.1-1. <http://www.R-project.org>.
- Strasser, K. M., and D. L. Felder. 1999. Sand as a stimulus for settlement in the ghost shrimp *Callinectes major* (Say) and *C. islagrande* (Schmitt) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **239**: 211–222.
- Thrush, S. F., R. B. Whitlatch, R. D. Pridmore, J. E. Hewitt, V. J. Cummings, and M. R. Wilkinson. 1996. Scale-dependent recolonization: the role of sediment stability in a dynamic sandflat habitat. *Ecology* **77**: 2472–2487.
- Tolhurst, T. J., M. G. Chapman, a. J. Underwood, and J. J. Cruz. 2012. The effects of five different defaunation methods on biogeochemical properties of intertidal sediment. *Biogeosciences Discussions* **9**: 1377–1406, doi:10.5194/bgd-9-1377-2012
- Underwood, A. J. 2000. Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* **7**: 3–24.
- Warwick, R. M., and K. R. Clarke. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **172**: 215–226.
- Wieking, G., and I. Kröncke. 2005. Is benthic trophic structure affected by food quality? The Dogger Bank example. *Marine Biology* **146**: 387–400, doi:10.1007/s00227-004-1443-2
- Wilson, W. H. 1991. Competition and predation in marine soft-sediment communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **21**: 221–241.
- Zajac, R. N., R. B. Whitlatch, and S. F. Thrush. 1998. Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia* **375-376**: 227–240.

ANEXOS

Tabela 1: Listagem dos táxons registrados no estudo descritivo (Capítulo 1). Na coluna dos grupos funcionais, os códigos indicam capacidade de locomoção (primeira posição; M = móveis, D = discretamente móveis, S = sésseis) e hábito alimentar (segunda posição; Car = carnívoros, Her = herbívoros, Oni = onívoros, Fil = suspensívoros, Sup = comedores de depósito de superfície, Bur = comedores de depósito de subsuperfície).

Espécie	Grupo	Família	Grupo funcional
Tubificidae sp.	Oligochaeta	Tubificidae	M-Bur
<i>Isolda pulchella</i>	Polychaeta	Ampharetidae	S-Sup
<i>Capitella</i> sp.	Polychaeta	Capitellidae	M-Bur
<i>Heteromastus</i> sp.	Polychaeta	Capitellidae	M-Bur
<i>Mediomastus</i> sp.	Polychaeta	Capitellidae	M-Bur
<i>Spiochaetopterus</i> sp.	Polychaeta	Chaetopteridae	S-Sup
<i>Dorvillea</i> sp.	Polychaeta	Dorvilleidae	M-Bur
<i>Glycinde multidentis</i>	Polychaeta	Goniadidae	D-Car
<i>Goniada</i> sp.	Polychaeta	Goniadidae	D-Car
<i>Lumbrineris tetraura</i>	Polychaeta	Lumbrineridae	M-Car
<i>Magelona papillicornis</i>	Polychaeta	Magelonidae	D-Sup
<i>Magelona</i> sp.	Polychaeta	Magelonidae	D-Sup
<i>Magelona variolamelata</i>	Polychaeta	Magelonidae	D-Sup
<i>Clymenella dalesi</i>	Polychaeta	Maldanidae	M-Bur
<i>Alitta succinea</i>	Polychaeta	Nereididae	M-Oni
<i>Ceratonereis longicirrata</i>	Polychaeta	Nereididae	M-Oni
<i>Laeonereis</i> sp.	Polychaeta	Nereididae	M-Bur
<i>Nereis oligohalina</i>	Polychaeta	Nereididae	M-Sup
<i>Protocirrinereis</i> sp.	Polychaeta	Nereididae	M-Ind
<i>Diopatra tridentata</i>	Polychaeta	Onuphidae	D-Her
<i>Kinbergonuphis</i> sp.	Polychaeta	Onuphidae	D-Her
<i>Armandia hossfeldi</i>	Polychaeta	Opheliidae	M-Bur
<i>Leitoscoloplos robustus</i>	Polychaeta	Orbiniidae	M-Bur
<i>Scoloplos ohlini</i>	Polychaeta	Orbiniidae	M-Bur
<i>Galathowenia</i> sp.	Polychaeta	Oweniidae	D-Bur
<i>Owenia</i> sp.	Polychaeta	Oweniidae	D-Sup
<i>Aricidea fragilis</i>	Polychaeta	Paraonidae	M-Sup
<i>Eumida</i> sp.	Polychaeta	Phyllodocidae	M-Car
<i>Hypereteone</i> sp.	Polychaeta	Phyllodocidae	M-Car
<i>Phyllodoce</i> sp.	Polychaeta	Phyllodocidae	M-Car
<i>Loandalia tricuspis</i>	Polychaeta	Pilargidae	M-Car
<i>Sigambra grubii</i>	Polychaeta	Pilargidae	M-Car
<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	Polychaeta	Poecilochaetidae	D-Sup
<i>Eunoe serrata</i>	Polychaeta	Polynoidae	M-Car
<i>Dispio remanei</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup

Espécie	Grupo	Família	Grupo funcional
<i>Laonice</i> sp.	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Polydora socialis</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Prionospio pygmaea</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Prionospio steenstrupi</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Scolelepis</i> sp.	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Spiophanes bombyx</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Streblospio benedict</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Exogone</i> sp.	Polychaeta	Syllidae	M-Car
<i>Syllis</i> sp.	Polychaeta	Syllidae	M-Car
<i>Terebellides anguicomus</i>	Polychaeta	Trichobranchidae	S-Sup
<i>Branchiostoma</i> sp.	Amphioxiformes	Branchiostomidae	M-Fil
Anthozoa sp.	Anthozoa	-	S-Car
<i>Edwardsia fusca</i>	Anthozoa	Edwardsiidae	S-Car
Decapoda sp.	Decapoda	-	M-Ind
Amphipoda sp1 (cf. Colomastigidae)	Amphipoda	-	M-Ind
Amphipoda sp2 (cf. Phoxocephalidae)	Amphipoda	-	M-Ind
Amphipoda sp3 (cf. Amphilochidae)	Amphipoda	-	M-Ind
Amphipoda sp4 (cf. Liljeborgiidae)	Amphipoda	-	M-Ind
Caprellidae sp.	Amphipoda	Caprellidae	M-Ind
<i>Monocorophium</i> sp.	Amphipoda	Corophiidae	M-Fil
<i>Clibanarius</i> sp.	Anomura	Diogenidae	M-Oni
Megalopa	Brachyura	-	M-Car
<i>Pachygrapsus transversus</i>	Brachyura	Grapsidae	M-Oni
Panopeidae sp.	Brachyura	Panopeidae	M-Oni
<i>Pinnixa</i> sp.	Brachyura	Pinnotheridae	M-Ind
Cumacea sp1	Cumacea	-	M-Sup
Cumacea sp2	Cumacea	-	M-Sup
Cumacea sp3	Cumacea	-	M-Sup
Isopoda sp1	Isopoda	-	M-Ind
Isopoda sp2	Isopoda	-	M-Ind
<i>Kupellonura</i> sp.	Isopoda	Hyssuridae	M-Ind
Sphaeromatidae sp.	Isopoda	Sphaeromatidae	M-Her
Ostracoda sp.	Ostracoda	-	M-Fil
Tanaidacea sp1	Tanaidacea	-	M-Fil
Tanaidacea sp2	Tanaidacea	-	M-Fil
Tanaidacea sp3	Tanaidacea	-	M-Fil
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	Tanaidacea	Kalliapseudidae	M-Sup
Ophiuroidea sp.	Ophiuroidea	-	M-Sup
Bivalve sp1	Bivalvia	-	D-Fil
Bivalve sp2	Bivalvia	-	D-Fil
<i>Corbula</i> sp.	Bivalvia	Corbulidae	D-Sup
<i>Ctena pectinella</i>	Bivalvia	Lucinidae	D-Sup
<i>Divaricella quadrisulcata</i>	Bivalvia	Lucinidae	D-Sup
<i>Lucina pectinata</i>	Bivalvia	Lucinidae	D-Sup

Espécie	Grupo	Família	Grupo funcional
<i>Mytilidae</i> sp.	Bivalvia	Mytilidae	D-Fil
<i>Nucula</i> sp.	Bivalvia	Nuculidae	D-Sup
<i>Semele proficua</i>	Bivalvia	Semelidae	D-Sup
<i>Tagelus plebeius</i>	Bivalvia	Solecurtidae	D-Sup
<i>Macoma constricta</i>	Bivalvia	Tellinidae	D-Sup
<i>Tellina versicolor</i>	Bivalvia	Tellinidae	D-Sup
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Bivalvia	Veneridae	D-Sup
<i>Bulla striata</i>	Gastropoda	Bullidae	M-Her
<i>Heleobia australis</i>	Gastropoda	Cochliopidae	M-Sup
<i>Acteocina candei</i>	Gastropoda	Cylichnidae	M-Car
<i>Lottia subrugosa</i>	Gastropoda	Lottiidae	M-Her
<i>Pugilina morio</i>	Gastropoda	Melongenidae	M-Car
<i>Thais haemastoma</i>	Gastropoda	Muricidae	M-Car
<i>Nassarius</i> sp.	Gastropoda	Nassariidae	M-Car
<i>Neritina virginea</i>	Gastropoda	Neritidae	M-Her
<i>Olivella minuta</i>	Gastropoda	Olivellidae	M-Car
<i>Turbonilla</i> sp.	Gastropoda	Pyramidellidae	M-Sup
<i>Compsodrillia</i> sp.	Gastropoda	Turridae	M-Car
Nemertea sp.	-	-	D-Car
Phoronida sp.	-	-	S-Fil
<i>Sipuncula</i> sp.	-	-	D-Sup

Tabela 2: Listagem dos táxons registrados no estudo experimental (Capítulo 2). Na coluna dos grupos funcionais, os códigos indicam capacidade de locomoção (primeira posição; M = móveis, D = discretamente móveis, S = sésseis) e hábito alimentar (segunda posição; Car = carnívoros, Her = herbívoros, Oni = onívoros, Fil = suspensívoros, Sup = comedores de depósito de superfície, Bur = comedores de depósito de subsuperfície).

Espécie	Grupo	Família	Grupo funcional
Tubificidae sp.	Oligochaeta	Tubificidae	M-Bur
<i>Isolda pulchella</i>	Polychaeta	Ampharetidae	S-Sup
<i>Capitella</i> sp.	Polychaeta	Capitellidae	M-Bur
<i>Heteromastus</i> sp.	Polychaeta	Capitellidae	M-Bur
<i>Spiochaetopterus</i> sp.	Polychaeta	Chaetopteridae	S-Sup
<i>Dorvillea</i> sp.	Polychaeta	Dorvilleidae	M-Bur
<i>Glycinde multidentis</i>	Polychaeta	Goniadidae	D-Car
Glyceridae sp.	Polychaeta	Glyceridae	D-Car
<i>Lumbrineris tetraura</i>	Polychaeta	Lumbrineridae	M-Car
<i>Magelona papillicornis</i>	Polychaeta	Magelonidae	D-Sup
<i>Magelona</i> sp.	Polychaeta	Magelonidae	D-Sup
<i>Laeonereis</i> sp.	Polychaeta	Nereididae	M-Bur
<i>Nereis oligohalina</i>	Polychaeta	Nereididae	M-Sup
<i>Armandia hossalfieldi</i>	Polychaeta	Opheliidae	M-Bur
<i>Scoloplos ohlini</i>	Polychaeta	Orbiniidae	M-Bur
<i>Owenia</i> sp.	Polychaeta	Oweniidae	D-Sup
<i>Phyllodoce</i> sp.	Polychaeta	Phyllodocidae	M-Car
<i>Sigambra</i> sp.	Polychaeta	Pilargidae	M-Car
<i>Eunoe serrata</i>	Polychaeta	Polynoidae	M-Car
<i>Dispio remanei</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Polydora socialis</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Prionospio</i> sp.	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Spiophanes bombyx</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Streblospio benedict</i>	Polychaeta	Spionidae	D-Sup
<i>Exogone</i> sp.	Polychaeta	Syllidae	M-Car
<i>Syllis</i> sp.	Polychaeta	Syllidae	M-Car
<i>Streblosoma</i> sp.	Polychaeta	Terebellidae	S-Sup
Anthozoa sp.	Anthozoa	-	S-Car
<i>Renilla</i> sp.	Anthozoa	Renillidae	D-Ind
Pycnogonida sp.	Pycnogonida	-	M-Ind
Decapoda sp.	Decapoda	-	M-Ind
Amphipoda sp1	Amphipoda	-	M-Ind
Amphipoda sp2	Amphipoda	-	M-Ind
Amphipoda sp3	Amphipoda	-	M-Ind
Amphipoda sp4	Amphipoda	-	M-Ind
Caprellidae	Amphipoda	Caprellidae	M-Ind

Espécie	Grupo	Família	Grupo funcional
<i>Monocorophium</i> sp.	Amphipoda	Corophiidae	M-Fil
<i>Clibanarius</i> sp.	Anomura	Diogenidae	M-Oni
Megalopa	Brachyura	-	M-Car
Panopeidae sp.	Brachyura	Panopeidae	M-Oni
Cumacea sp1	Cumacea	-	M-Sup
Cumacea sp2	Cumacea	-	M-Sup
Isopoda sp1	Isopoda	-	M-Ind
Isopoda sp2	Isopoda	-	M-Ind
<i>Kupellonura</i> sp.	Isopoda	Hyssuridae	M-Ind
Sphaeromatidae sp.	Isopoda	Sphaeromatidae	M-Her
Ostracoda sp.	Ostracoda	-	M-Fil
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	Tanaidacea	Kalliapseudidae	M-Sup
Ophiuroidea sp.	Ophiuroidea	-	M-Sup
<i>Encope emarginata</i>	Echinoidea	-	M-Sup
<i>Corbula</i> sp.	Bivalvia	Corbulidae	D-Sup
<i>Lucina pectinata</i>	Bivalvia	Lucinidae	D-Sup
Mytilidae sp.	Bivalvia	Mytilidae	D-Fil
<i>Nucula</i> sp.	Bivalvia	Nuculidae	D-Sup
<i>Tagelus plebeius</i>	Bivalvia	Solecurtidae	D-Sup
<i>Macoma constricta</i>	Bivalvia	Tellinidae	D-Sup
<i>Tellina versicolor</i>	Bivalvia	Tellinidae	D-Sup
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Bivalvia	Veneridae	D-Sup
<i>Bulla striata</i>	Gastropoda	Bullidae	M-Her
<i>Heleobia australis</i>	Gastropoda	Cochliopidae	M-Sup
<i>Acteocina candeii</i>	Gastropoda	Cylichnidae	M-Car
<i>Lottia subrugosa</i>	Gastropoda	Lottiidae	M-Her
<i>Nassarius</i> sp.	Gastropoda	Nassariidae	M-Car
<i>Neritina virginea</i>	Gastropoda	Neritidae	M-Her
Nemertea	-	-	D-Car