

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação Ecologia e Recursos Naturais

AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DA FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT EM
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS A MACROALGAS

Ana Beatriz Pierri Daunt

São Carlos

2013

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação Ecologia e Recursos Naturais

**AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DA FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT EM
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS A MACROALGAS**

Ana Beatriz Pierri Daunt

(Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e
Recursos Naturais da Universidade Federal de São
Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais).

Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos

2013

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

P623ae

Pierri Daunt, Ana Beatriz.

Avaliação experimental da fragmentação do hábitat em comunidades de macroinvertebrados associados a macroalgas / Ana Beatriz Pierri Daunt. -- São Carlos : UFSCar, 2013.
65 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2013.

1. Ecologia de comunidades. 2. Efeito de borda. 3. Habitat (Ecologia) - fragmentação. 4. Ecologia da paisagem. 5. Perda de habitats. I. Título.

CDD: 574.5247 (20^a)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Relatório de Defesa de Dissertação Candidata: Ana Beatriz Pierri Daunt

Aos 21/03/2013, às 14:00, realizou-se na Universidade Federal de São Carlos, nas formas e termos do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, a defesa de dissertação de mestrado sob o título: AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DA FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT EM COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS A MACROALGAS, apresentada pela candidata Ana Beatriz Pierri Daunt. Ao final dos trabalhos, a banca examinadora reuniu-se em sessão reservada para o julgamento, tendo os membros chegado ao seguinte resultado:

Participantes da Banca

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires
Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Função	Instituição
Presidente	UFSCar
Titular	UFSCar
Titular	UNESP

Conceito

A
A
A

Resultado Final: Aprovada

Parecer da Comissão Julgadora*:

Aprovada com distinção e louvor.

Encerrada a sessão reservada, o presidente informou ao público presente o resultado. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada e, para constar, eu, João Augusto da Silva Affonso, representante do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, lavrei o presente relatório, assinado por mim e pelos membros da banca examinadora.

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Representante do PPG: João Augusto da Silva Affonso

() Não houve alteração no título da dissertação () Houve. O novo título passa a ser:

*Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

Para gozar dos direitos do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais, a candidata ainda precisa ter sua dissertação homologada pelo Conselho de Pós-Graduação da UFSCar.

“Nas horas de Deus Amén
Pai, Filho, Espírito Santo
Essa é a primeira cantiga
Que nessa casa eu canto.”

Novena, de Geraldo Azevedo e Marcus Vinícius

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka, por toda dedicação e empenho em transmitir conhecimento, paciência e amizade. Marcel não mediu esforços para me ajudar e me orientar, independente do horário, do dia, férias ou feriado.

À minha família, principalmente à minha mãe, Rosana Pierri, que me apoiou em todos os momentos, ajudou em todas as fases, correção e tradução de textos, logística e companhia em campo, além de participar na confecção das estruturas dos experimentos. Aos meus avós que sempre me apoiaram e aos meus tios e primos.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro com a bolsa concedida.

À toda equipe da Base de pesquisa “Clarimundo de Jesus” do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, principalmente ao Chefe da Seção de Base, Manoel da Cruz, aos técnicos de laboratório, Ayrton Carrieri Pasquini e Fernando Nascimento dos Santos, ao Sr. Diretor do Instituto Oceanográfico, Prof. Dr. Michel Michaelovitch de Mahiques, ao pessoal da cozinha, da manutenção e segurança.

Aos componentes da banca de qualificação, Prof. Dr. Luciano Lopes, Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini e Dra. Ângela Fushita, e aos membros da banca de defesa Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka, Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro e Prof. Dr. José Salatiel, e suplentes, Profa. Fosca Leite e Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini, por todas as contribuições e disponibilidade.

Aos meus orientadores de graduação, Prof. Dr. Harold Gordon Fowler, por me mostrar o que é ser pesquisador, e Dr. João Carlos Carvalho Milanelli, por despertar o amor e curiosidade sobre os costões rochosos.

Ao Zion, meu companheiro, sempre.

Ao Du, que me fez chegar e acreditar.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, pelo apoio na realização deste trabalho.

Ao técnico Luisinho da UFSCar pela ajuda em campo.

Aos companheiros de laboratório Cris, Jana, Dri, Bárbara, Dani, Roger, Vitinho e Gu pelo apoio e parceria.

Ao pessoal da secretaria, principalmente João e Roseli, por sempre ajudar.

À Cibele, Antônio, Rubin, Adécio, Cris, Thaís e Luis por me receberem em suas casas em São Carlos e Ubatuba, e pela amizade e companhia.

Aos meus veteranos Júlia Shimbo, Mariana Vilas, Maya Faccio, Paulo Rubin, Renato Toledo, Rodolpho Mafei e Tatiane Moraes, por me inspirarem e me apoiarem em fazer mestrado no PPGERN.

Ao Eduardo Medeiros que me mostrou que o intelecto não é a única forma de percepção e conhecimento, me fez ver que o intelecto, sabedoria e até mesmo a ciência abrigam sua Criança Sagrada. Aos meus queridos amigos Maya e Tiê, que me ensinam o amor sincero a cada dia, que iluminaram minha vida, e família, os irmãos Luara e Aruã e pais Fernanda e Ricardo de Carvalho.

Ao João Rodrigo de Moura Brito, pela parceria, dedicação, companherismo, e pelo purê.

Ao Grande Espírito, à sabedoria da Águia Sagrada e dos Ancestrais, e à Mãe Terra, que me deram força, sabedoria e clareza, Ahow. Ao mar, e para o mar.

SUMÁRIO

Resumo	
Abstract	
1. Capítulo I: Introdução Geral	1
1.1 Área de Estudo	3
1.2 Referências	6
2. Capítulo II: colonização de diferentes substratos como ferramenta para estudos experimentais com comunidade de fauna associada a macrófitas	8
2.1 Introdução	10
2.2 Materiais e Métodos	12
2.3 Resultados	15
2.4 Discussão	17
2.5 Considerações Finais	18
Referências	19
Tabelas e Figuras	21
3. Capítulo III: Avaliação experimental da fragmentação do hábitat em comunidades de macroinvertebrados associados a macroalgas	27
3.1 Introdução	30
3.2 Materiais e Métodos	33
3.3 Resultados	37
3.4 Discussão	39
3.5 Considerações Finais	46
Referências	49
Tabelas e Figuras	55
4. Considerações Finais	62
5. ANEXOS	64

RESUMO

A fragmentação de habitats é hoje uma das maiores causas da perda de diversidade, portanto a compreensão dos efeitos da fragmentação na estrutura e dinâmica das comunidades naturais é de extrema importância para a conservação da biodiversidade. O presente trabalho avaliou experimentalmente se a fragmentação do habitat influencia a estrutura de comunidades associadas a algas no infralitoral de uma praia do litoral norte paulista. Primeiramente, realizamos um estudo para testar a eficiência de três substratos e o tempo de colonização da fauna (Capítulo II). Nossos resultados indicaram que a rede tubular com quatro semanas de colonização seria bastante eficiente para execução do experimento de fragmentação (Capítulo III). Desta forma, construímos paisagens artificiais que constituíram grandes manchas, que foram posteriormente fragmentadas para acompanhar o desenvolvimento das comunidades, em relação à posição dentro das manchas (borda vs interior) e ao tamanho das manchas. A riqueza de táxons e a abundância de Gastropoda foram maiores nas bordas. Não encontramos diferenças na fauna dos remanescentes, mas a comunidade formada posteriormente à fragmentação experimental apresentou maior diversidade e menor abundância de Gammaridea, Ophyuroidea e Pycnogonida. Ambientes de borda podem apresentar maior riqueza e abundância, em função do maior aporte de organismos e nutrientes. A escassez de estudos experimentais nesse sistema dificulta a determinação da escala espacial relevante, e à classificação e interpretação do tamanho dos fragmentos remanescentes. Nossos resultados destacam a importância da conservação dos bancos de macrófitas em sistemas costeiros, independente de seu tamanho, para a conservação da biodiversidade de macroinvertebrados. Assim, estes resultados podem ajudar a entender os efeitos da fragmentação do habitat em sistemas marinhos, contribuindo para ações de manejo para a conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

Habitat fragmentation is a major cause of biodiversity loss, so understanding the effects of habitat fragmentation on the structure and dynamics of natural communities is very important to biodiversity conservation. This study evaluated whether habitat fragmentation affects the structure of macroinvertebrate communities associated with macroalgae in the sublittoral of a protected shore in the northern coast of São Paulo State. First, we carried out an experiment to evaluate the colonization of the aquatic fauna to substrates with different structural characteristics after two and four weeks for colonization (Chapter II). Our results showed that the tubular plastic net exposed to four weeks of colonization would be efficient to the execution of the fragmentation experiment (Chapter III). Then, we built artificial landscapes that formed large patches, which were later fragmented to analyse the development of communities relative to position within the patches (edge vs. interior) and resulting patch size. Higher taxon richness and gastropod abundance were recorded in the patch edge, but no significant differences were found among patch sizes. We found a significant effect of fragmentation, with lower abundances of Gammaridea (the dominant taxon), Ophuroidea and Pycnogonida after the experimental fragmentation. Edge environments may shelter higher richness and abundance of organisms due to higher inputs of food and organism settlement. The lack of experimental studies in this systems makes it difficult to determine the appropriate spatial scale to study and to interpret patch size differences. Our results support the importance to preserve seaweed beds for the conservation of macroinvertebrate diversity, independently of patch sizes. Thus, these results can help to understand the effects of habitat fragmentation in marine systems, supporting management actions for biodiversity conservation.

1. CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

1. INTRODUÇÃO

Os costões rochosos são ambientes de grande importância para a manutenção dos ecossistemas costeiros, influenciando a produção primária, além de fornecer habitat e alimento para muitas espécies (LAMPARELLI, 1998). No infralitoral, concentram-se bancos de macrófitas que representam um importante recurso para a manutenção da diversidade biológica, ao aumentar a complexidade de habitats disponíveis tanto ao nível local como na paisagem marinha (GOODSELL; CONNELL, 2008; HIRST; ATRILL, 2008).

Bancos de macrófitas constituem locais estáveis para o assentamento de invertebrados marinhos (ORTH et al., 2006), e as comunidades associadas a estes bancos apresentam grande variação em diferentes escalas espaciais, possivelmente em resposta a gradientes ambientais e à configuração do habitat (ROBERTS; POORE, 2006; TANAKA; LEITE, 2003). A heterogeneidade espacial proporcionada pelo banco de macrófitas é um fator importante para a determinação da estrutura e dinâmica da comunidade de macroinvertebrados associados (WILDING et al., 2010).

Em áreas urbanas, esses ecossistemas naturais estão sendo cada vez mais fragmentados e substituídos por estruturais artificiais que interferem diretamente na conservação dessas comunidades modificando a abundância dos organismos que a compõem (BULLERI, 2005). Assim, é necessário compreender como estas alterações influenciam na estruturação destas comunidades para fornecer ferramentas que contribuam para a conservação dos ecossistemas costeiros. Sistemas marinhos subaquáticos constituem um excelente modelo para se testar hipóteses sobre os processos que estruturam as

comunidades biológicas, como o papel da perturbação, de inimigos naturais e da fragmentação de habitats (WAHL, 2009).

Os processos de fragmentação do habitat e suas consequências são tidos hoje como responsáveis por grande parte da perda da biodiversidade, tanto nos ambientes terrestres como marinhos (AIROLDI et al., 2008; BROADBENT et al., 2008). Assim, a compreensão dos efeitos da fragmentação de habitats na estrutura e dinâmica das comunidades naturais é de extrema importância para subsidiar ações de gerenciamento para conservação da biodiversidade (LAURANCE, 2008).

O presente trabalho avaliou os efeitos da fragmentação de habitats na estrutura e composição das comunidades associadas às macroalgas. No Capítulo II, descrevemos um experimento preliminar realizado para a seleção de substrato adequado para se avaliar estes efeitos, e determinação do tempo de permanência do experimento para que ocorresse colonização pelas comunidades de macroinvertebrados. No Capítulo III, descrevemos o experimento de fragmentação de paisagens, para avaliar seus efeitos na comunidade da paisagem artificial estabelecida previamente.

1.1. ÁREA DE ESTUDO

O município de Ubatuba pertence à região do Litoral Norte do estado de São Paulo, sendo o maior em área desta região, com 711 km². Ubatuba faz divisa com os municípios de Parati (RJ), Caraguatatuba (SP), Natividade da Serra (SP), São Luis do Paraitinga (SP), Cunha (SP) e com o Oceano Atlântico (SÃO PAULO, 2005).

Segundo Salati-Filho (2001), o clima da região foi classificado como tropical com chuvas o ano todo (AF) e superúmido sem seca segundo classificação de Koeppen (1948).

A temperatura média anual varia entre 18°C no inverno e 25,6°C no verão, com máximas de 24,3 °C nos meses de agosto e 30,8 °C em janeiro. A umidade relativa do ar é bastante alta, em torno de 80% (LAMPARELLI, 1998). Segundo Ferreira (2005), a precipitação anual varia de 1800 a 4000 mm, e é intensificada nos meses de novembro a março.

Toda a região do litoral norte de São Paulo, bem como o município de Ubatuba, sofre constantemente pressões antrópicas ligadas ao crescimento das áreas urbanas e ao apelo turístico. Os usos inadequados do solo são comuns na região, como, por exemplo, aterramentos de lotes públicos e privados, construção de estaleiros e casas em manguezais e em costões rochosos, especulação em terras protegidas, parcelamento irregular do solo, extração predatória de recursos biológicos, estruturas náuticas e atividades portuárias em desconformidade com a preservação dos recursos marinhos e disposição inadequada de resíduos sólidos (SÃO PAULO, 2005).

O estudo foi realizado na Praia do Lamberto, município de Ubatuba, na base de pesquisa do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, na Enseada do Flamengo (23°30'S / 45°07'W) (Figuras 2.1 e 3.1). A Praia do Lamberto se localiza no setor sul do município de Ubatuba, região que apresenta maior extensão em costões rochosos do município. O costão rochoso estudado é formado basicamente por matacões de formação granítica. Dentre outros costões no município, as formações rochosas da Praia do Lamberto e Saco da Ribeira foram escolhidas para áreas prioritárias à proteção no caso de uma emergência química, em função das características morfológicas e por serem abrigadas à ação do hidrodinamismo (ROCHA et al., 2010).

O infralitoral rochoso do sudeste do Brasil é freqüentemente dominado por espécies da alga parda *Sargassum* (SZÉCHY; PAULA, 2000). A Praia do Lamberto também

apresenta grande dominância do gênero *Sargassum*, principalmente *S. stenophyllum*.
(LEITE et al., 2007).

1.2. REFERÊNCIAS

- AIROLDI, L.; BALATA, D.; BECK M. W. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 366: 8–15, 2008.
- BROADBENT, E. N.; ASNER G. P.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; OLIVEIRA, P. J. C.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*. 141: 1745-1757, 2008.
- BULLERI, F. Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. *Marine Environmental Research*, 60, 355–374, 2005.
- FERREIRA, J. C. *Diretrizes para a regeneração sócio-ambiental de áreas degradadas por mineração de saibro (caixas de empréstimo), Ubatuba, SP*. Programa de pesquisa em políticas públicas- relatório parcial- fase II. Instituto Geológico – Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2005.
- GOODSELL, P. J.; CONNELL, S. D. Complexity in the relationship between matrix composition and inter-patch distance in fragmented habitats. *Marine Biology*. 154: 117-125, 2008.
- HIRST, J. A.; ATRILL, M. J. Small is beautiful: An inverted view of habitat fragmentation in seagrass beds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 78: 811-818, 2008.
- LAMPARELLI, C. C. (Coord). *Mapeamento dos ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, CETESB, 1998, 108p.
- LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*. 141: 1731-1744. 2008
- LEITE, F. P. P.; TANAKA, M. O.; SUDATTI, D. B.; GEBARA, R. S. Diel density variation of amphipods associated with Sargassum beds from two shores of Ubatuba, southeastern, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*. 97(4): 400-405, 2007.
- ORTH, R. J.; CARRUTHERS, T. J. B.; DENNISON, W. C.; DUARTE, C. M.; FOURQUREAN, J. W.; HECK, K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A.; KENWORTHY, W. J.; OLYARNIK, S.; SHORT, F. T.; WAYCOTT, M.; WILLIAMS, S. L. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56:987–996, 2006.
- ROBERTS, D. A.; POORE, A. G. B. Habitat configuration affects colonisation of epifauna in a marine algal bed. *Biological Conservation*. 127: 18–26, 2006.

- ROCHA, T. C. F.; DIAS-BRITO, D.; MILANELLI, J. C. C. Mapeamento da sensibilidade ambiental do litoral de Ubatuba-SP a vazamentos de petróleo. *Revista Brasileira de Cartografia* 63/01, ISSN 0560-4613, 2010.
- SALATI-FILHO, E. *Condicionantes do desenvolvimento sustentável do Litoral Norte Paulista - exemplo da Bacia do Córrego da Lagoinha - Ubatuba-S.P.* 2001. 148p. Tese de Doutorado. Centro de Estudos Ambientais, UNESP, Rio Claro, 2001.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente - CPLEA, Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. *Zoneamento Ecológico-Econômico-Litoral Norte do Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo, 2005. 56p.
- SZÉCHY, M. T. M.; PAULA, E. J. Padrões estruturais quantitativos de bancos de Sargassum (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(2):1, 2001.
- TANAKA, M. O.; LEITE, F. P. P. Spatial scaling in the distribution fo macrofauna associated with Sargassum stenophyllum: variation on faunal groups, gammarid life habits and assemblage structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 293, 1-22p, 2003.
- WAHL, M. Marine Hard Bottom Communities. *Springer*, 445p., 2009.
- WILDING, T. A.; PALMER, E. J. L.; POLUNIN, N. V. C. Comparison of three methods for quantifying topographic complexity on rocky shores. *Marine Environmental Research*. 69: 143–151, 2010.

2. CAPÍTULO II

COLONIZAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS COMO FERRAMENTA PARA ESTUDOS EXPERIMENTAIS COM COMUNIDADE DE FAUNA ASSOCIADA A MACRÓFITAS

Resumo: A complexidade estrutural é um fator importante para a determinação da estrutura da comunidade em ambientes aquáticos. O presente trabalho avaliou a colonização de substratos com diferentes características estruturais, na Praia do Lamberto, município de Ubatuba. Comparamos três substratos: *Sargassum* defaunado, plástico celofane e rede tubular, com duas e quatro semanas de colonização. As comunidades que colonizaram os substratos não apresentaram diferenças significativas com relação a abundância total, riqueza e diversidade e não houve efeito do tempo de colonização. A composição da comunidade apresentou diferenças apenas após quatro semanas de colonização. Assim, sugerimos que os substratos artificiais testados, principalmente a rede tubular, podem ser uma ferramenta eficiente em estudos experimentais, já que foram representativos da fauna em substrato natural e permitem a melhor padronização das amostras.

Palavras-chave: complexidade estrutural, substrato artificial, fauna associada, colonização.

2.1. INTRODUÇÃO

A complexidade estrutural do substrato é um fator importante para a determinação da estrutura da comunidade em ambientes aquáticos (Wilding *et al* 2010). A heterogeneidade espacial favorece o estabelecimento dos organismos ao amenizar a ação do hidrodinamismo (O'Donnell e Denny 2008), da dessecação (Hooper e Davenport 2006), e da predação (Menge e Lubchenco 1981, Orth *et al*, 2006). Desta forma, a complexidade estrutural pode influenciar a diversidade de espécies nas comunidades, sendo que ambientes espacialmente mais complexos tendem a abrigar comunidades mais ricas e diversas (Beck 2000). Ainda assim, as respostas dos organismos à complexidade estrutural podem ser variáveis (Taniguchi *et al* 2003).

Em ambientes aquáticos, a heterogeneidade espacial é influenciada pela presença de substratos submersos, influenciando assim a diversidade das comunidades de invertebrados (Bell *et al* 1991). Macrófitas aquáticas aumentam a complexidade física nestes ambientes e promovem a colonização de invertebrados, servindo como abrigo e alimento para muitas espécies. A alga parda do gênero *Sargassum* ocorre frequentemente em regiões tropicais e subtropicais, e pode representar mais de 80% da biomassa dos bancos de macroalgas, sendo extremamente dominante no infralitoral rochoso no sudeste do Brasil (Paula e Oliveira-Filho 1980, Széchy e Paula 2000, Leite *et al*. 2007a). Leite *et al*. (2007b) demonstraram que diferenças estruturais em *Sargassum* influenciaram a composição de espécies de macroinvertebrados associados e destacaram que mesmo os bancos monoespecíficos de algas podem ser extremamente heterogêneos. Diversos fatores podem influenciar estas comunidades mesmo em pequena escala espacial, principalmente as diferenças físicas

criadas pelas diferenças estruturais dos substratos presentes e complexidade estrutural resultante de colonização de epífitas e outros organismos (Tanaka e Leite 2003).

Substratos artificiais também são ferramentas importantes para estudos de estrutura de comunidades, por serem naturalmente utilizados pela fauna para colonização. Virstein e Curran (1986) compararam a colonização da fauna em substrato artificial e natural, sugerindo que a fauna que colonizou o substrato artificial foi representativa da fauna associada às algas e gramíneas naturais, devido à alta similaridade na composição de espécies entre as comunidades, mesmo com algumas diferenças na abundância. Taniguchi *et al* (2003) compararam duas espécies de algas e dois substratos artificiais com diferentes características estruturais, registrando maior riqueza de táxons dos macroinvertebrados associados a substratos naturais e artificiais com maior complexidade estrutural. Além disso, o uso de substratos artificiais permite maior eficiência na manipulação de experimentos e maior padronização das amostras (Jacobi e Langevin 1996).

As comunidades associadas a substratos com diferentes complexidades podem ser influenciadas também pelo tempo disponível para colonização. Jacobi e Langevin (1996) acompanharam a colonização de diferentes substratos artificiais e demonstraram que o tempo de estabilização da fauna é variável, dependendo do organismo e substrato, mas, de forma geral, tende a se estabilizar com quatro semanas de exposição. Por outro lado, Warry *et al* (2009) encontraram estabilização com apenas uma semana e Nohrén e Odelgard (2010), em poucos dias. As densidades da epifauna móvel associada a macrófitas variam muito até mesmo ao longo de 24hs em função de diversos fatores (Tanaka e Leite 2003, Leite *et al.* 2007a).

Desta forma, o objetivo geral deste estudo foi avaliar a colonização de substratos com diferentes características estruturais ao longo de diferentes tempos de colonização. As seguintes hipóteses foram avaliadas:

1. Substratos com diferentes características devem influenciar a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados associados.
2. O tempo de estabilização das comunidades ao longo do processo de colonização da fauna associada deve diferir entre substratos com diferentes características.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia do Lamberto, localizada na Enseada do Flamengo (23°30'S / 45°07'W), no município de Ubatuba (Figura 2.1), litoral norte de São Paulo. A praia é classificada como abrigada ou semi-abrigada em função do anteparo oferecido pela Ilha Anchieta (Leite e Guth 2003, Leite *et al* 2007a), e a formação rochosa estudada é formada basicamente por matacões de formação granítica (Rocha *et al* 2010).

Assim como os costões rochosos do sudeste do Brasil, o banco de macroalgas da Praia do Lamberto apresenta alta dominância de espécies da alga parda *Sargassum* na região infralitoral, especificamente *S. stenophyllum* (Széchy e Paula 2000, Leite *et al* 2007a).

Desenho experimental

Para avaliar a colonização em diferentes tipos de substrato, foram usados três substratos com dimensões aproximadas de 5 x 5 x 5 cm: 1) *Sargassum* sp. coletada em locais próximos ao local de estudo, 2) plástico celofane arranjado de forma a mimetizar *Ulva* sp. segundo Jacobi e Langevin (1996), e 3) rede tubular de nylon, do tipo usado para embalar tubérculos, com malha 100 mm. O experimento foi instalado em maré de sizígia no dia 9 de setembro de 2011 e permaneceu no infralitoral por quatro semanas, sendo que a primeira coleta foi realizada na maré de sizígia seguinte, dias 26 e 27 de setembro e a segunda coleta no final das quatro semanas, dias 10 e 11 de outubro, visando o acompanhamento da colonização nos três substratos testados.

O experimento foi montado de acordo com um desenho de blocos aleatorizados, usando-se quatro blocos. Os blocos distavam 15 m entre si e continham dois conjuntos de 1m² com os três tipos de substratos testados. Cada conjunto de 1m² dispunha de cinco unidades amostrais de cada substrato, constituindo repetições de cada réplica (Figura 2.2). Na maré seguinte (duas semanas depois) à instalação do experimento, o primeiro conjunto foi retirado e depois de mais duas semanas o outro conjunto também foi retirado.

Cada tipo de substrato foi cuidadosamente ensacado sob a água e levado ao laboratório para triagem. Na triagem, a unidade foi colocada em balde com água do mar e álcool 70% e posteriormente peneirado em peneira com malha de 0,250 mm para retenção da macrofauna, seguindo-se Tanaka e Leite (1998). O material foi então conservado em álcool 70% e posteriormente identificado.

Análise dos dados

Para comparar as comunidades que colonizaram os substratos após diferentes tempos de colonização, o valor de cada réplica (bloco) foi determinado pela média das cinco repetições. Foram calculados a riqueza de táxons, o índice de diversidade de Shannon-Wiener, a abundância total e dos táxons dominantes. Para avaliar se a abundância e os estimadores de diversidade estabilizaram ao longo do experimento, foi usado um modelo de análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas em blocos aleatorizados de 2 fatores: Tempo de colonização (fator fixo dentro de objetos, 14 x 28 dias) e substrato (fator fixo entre objetos, *Sargassum* x celofane x rede) (Gotelli e Ellison 2011). Para se obter homogeneidade de variâncias transformamos os dados de abundância para $\ln(x+1)$; o nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$. Realizamos as análises univariadas no software Systat 12.0.

Para se comparar a composição das comunidades nos diferentes substratos, ordenamos os dados usando-se MDS (Análise de Escalonamento Multidimensional). Os dados foram previamente transformados para $\ln(x+1)$, e a matriz de similaridade foi calculada através do índice de Bray-Curtis. Usamos a transformação logarítmica para equilibrar a contribuição de táxons raros e dominantes nas análises (Clarke 1993). Para testar as hipóteses, usamos um modelo misto de PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada por Permutação) sobre a matriz de similaridade calculada acima, considerando-se os blocos como fator aleatório e os 1) Substratos ou 2) Tempo de colonização, como fatores fixos, de acordo com o mesmo modelo ANOVA descrito acima (Anderson 2001). Estas análises foram feitas usando-se o software PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research version 6).

2.3. RESULTADOS

Coletamos 1.199 indivíduos durante todo o experimento, 672 indivíduos amostrados após 14 dias de colonização, e 527 após 28 dias, distribuídos em 12 táxons: Gammaridea, Caprellidea, Tanaidacea, Isopoda, Actiniaria, Brachyura, Caridea, Ophiuroidea, Bivalvia, Gastropoda e Polychaeta.

As comunidades amostradas nos três substratos testados não foram significativamente diferentes considerando 14 e 28 dias de colonização, com relação à riqueza e diversidade (Tabela 2.1). A abundância total diferiu significativamente entre substratos, seguindo a ordem rede tubular > *Sargassum* > plásticos celofane (ANOVA: $F_{2,6}=17,31$, $p = 0,003$), sendo que nem o tempo de colonização nem a interação entre tipo de substrato e tempo foram significativas ($p > 0,05$, tabela 2.1).

As abundâncias de Gammaridea, Caprellidea, Isopoda e Bivalvia foram significativamente diferentes nos três tipos de substratos, mas apenas Gammaridea e Bivalvia apresentaram interação significativa entre substrato e tempo. Considerando apenas o tempo de colonização, Isopoda, Bivalvia e Polychaeta foram significativamente diferentes nas duas coletas (Tabela 2.1). Os caprelídeos foram mais abundantes no *Sargassum* nas duas coletas, e os gamarídeos foram mais abundantes nas redes que no *Sargassum* apenas na segunda coleta. Isopoda foi sempre mais abundante no *Sargassum* e, tanto na rede tubular quanto no *Sargassum*, foi mais abundante na primeira coleta. Bivalvia foi mais abundante na segunda coleta e nas redes em ambas as coletas. Polychaeta foi sempre mais abundante nas redes e na segunda coleta para todos os substratos (Figura 2.4).

Com relação à composição dos táxons, não houve diferença entre os tratamentos depois de 14 dias (PERMANOVA: $F_{2,6} = 2,184$, $p = 0,121$), e cabe ressaltar que o bloco 3

apresentou composição bastante diferente dos demais (Figura 2.5A). Porém o MDS mostrou diferença entre os três tratamentos após 28 dias (PERMANOVA: $F_{2,6} = 3,929$, $p = 0,011$), com maiores diferenças entre a rede em relação ao *Sargassum* (Figura 2.5B):

A rede tubular e o plástico celofane apresentaram composição de fauna diferente do *Sargassum*. Entre a rede e a alga, a similaridade foi de 61,7% após 14 dias e 54,6% após 28 dias. Entre o celofane e a alga a similaridade foi de 56,8% e 65,3%, respectivamente, nas duas datas.

Na rede tubular, camarões, ermitões, poliquetos e camarões foram os táxons dominantes após 14 dias de colonização. Porém, camarões, poliquetos, tanaidáceos e bivalves tenderam a dominar após 28 dias. Os grupos dominantes não variaram no *Sargassum*: camarões e poliquetos dominaram nas duas coletas; apenas o quarto grupo mais dominante variou, sendo que os isópodos dominaram após 14 dias e caprelídeos dominaram após 28 dias. Assim, após 28 dias, a rede tubular e o *Sargassum* foram dominados por camarões e poliquetos, mas os demais grupos dominantes diferiram entre as comunidades, com mais tanaidáceos e bivalves nas redes e mais camarões e caprelídeos nos *Sargassum*. No celofane, apenas camarões e tanaidáceos tiveram abundâncias representativas após 14 dias e camarões, poliquetos e camarões após 28 dias.

Depois de 14 dias as comunidades da rede tubular variaram entre blocos, resultando em similaridade de 54,4%, mas depois de 28 dias as comunidades dos diferentes blocos convergiram, resultando em similaridade de 75,7% entre as amostras das redes. As comunidades no *Sargassum* não variaram entre blocos, resultando em maior similaridade 60,4% após 14 dias e 62,0% após 28 dias. As comunidades do plástico celofane apresentaram alta similaridade nas duas coletas, 69,8% e 69,8%, respectivamente.

2.4. DISCUSSÃO

De forma geral, as comunidades presentes nos três substratos investigados foram similares entre si, principalmente com relação à riqueza taxonômica e diversidade, mas apresentaram diferenças na composição das comunidades após quatro semanas. Gammaridea foi sempre dominante em todos os substratos e em ambas as coletas, frequentemente seguido por poliquetos e camarões. A alta dominância de Amphipoda, principalmente Gammaridea, foi relatada por diversos estudos com comunidades associadas a substratos naturais (Buschmann, 1990, Tanaka e Leite 2004, Leite *et al* 2007a, Jacobucci *et al* 2009).

Com relação ao tempo de colonização, não foi possível identificar nenhum efeito de tempo, impossibilitando sugerir um período necessário para a estabilização da estrutura das comunidades estudadas. A bibliografia relata que o tempo de estabilização da fauna é variável, podendo levar quatro semanas ou mais (Jacobi e Langevin 1996), uma semana (Warry *et al* 2009), ou mesmo em poucos dias (Nohrén e Odelgard 2010), dependendo do substrato e dos organismos. Porém, apenas após quatro semanas de colonização, pudemos identificar as diferenças entre os substratos na composição da comunidade.

Virstein e Curran (1986) sugerem que substratos artificiais apresentam comunidades representativas daquelas encontradas em substratos controle naturais, enquanto Taniguchi *et al* (2003) verificaram que substratos artificiais e naturais podem ser similares, sendo o maior fator de diferenciação a complexidade estrutural dos substratos, com maior riqueza em substratos mais complexos, tanto naturais quanto artificiais. Substratos artificiais são excelentes ferramentas para estudos experimentais por permitirem melhor padronização das amostras (Jacobi e Langevin 1996).

O presente estudo pode demonstrar que substratos artificiais podem ser eficazes na substituição de algas naturais para experimentos *in situ*. Principalmente a rede tubular apresentou alta eficiência na colonização da epifauna em função da alta abundância, riqueza e diversidade de táxons encontrada, facilidade na padronização das réplicas e das unidades amostrais e alta durabilidade do material. Além disso, a comunidade amostrada nas redes apresentou pouca ou nenhuma diferença da comunidade amostrada no *Sargassum*.

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho sugere que os substratos artificiais, principalmente as redes tubulares de nylon, podem ser excelentes ferramentas para estudos experimentais *in situ* com fauna associada, por apresentarem comunidade representativa da encontrada em substratos naturais, por facilitarem a padronização das amostras e por oferecerem alta durabilidade sem alteração do material.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES, pelo apoio financeiro, ao pessoal da Base de Pesquisa “Clarimundo de Jesus” do Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, principalmente aos técnicos Manoel da Cruz, Ayrton Pasquini e Fernando dos Santos.

REFERÊNCIAS

- Anderson M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. J. Ecol.* 26: 32-46.
- Beck M.W. 2000. Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 249: 29-49.
- Buschmann A.H., 1990. Intertidal macroalgae as refuge e food for amphipoda in Central Chile. *Aquatic Botanic.* 36: 237-245.
- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117– 143.
- Gotelli N.J., Ellison A.M. 2011. *Princípios de estatística em ecologia.* Artmed, Porto Alegre.
- Hooper, G.J., Davenport, J. 2006. Epifaunal composition e fractal dimensions of intertidal marine macroalgae in relation to emersion. . *Mar. Biol. Ass. UK.*, 86 (6): 1297–1304.
- Jacobi C.M., Langevin R. 1996. Habitat geometry of benthic substrates: effects on arrival e settlement of motile epifauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 206: 39-54
- Jacobucci G.B., Tanaka M.O., Leite F.P.P. 2009. Factors influencing variaion of *Sargassum filipendula* (Phaeophyta: Fucales) bed in a subtropical shore *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 89: 315–321.
- Leite F.P.P., Guth A.Z. 2003. Variações morfológicas dos estágios pós-marsupiais de *Sunampithoe pelagica* Milne-Edwards (Crustacea, Amphipoda, Gammaridea, Ampithoidae) da fauna de *Sargassum cymosum* C. Agardh. *Rev. Bras. Zool.* 20: 65-73.
- Leite F.P.P., Tanaka M.O., Sudatti D.B., Gebara R.S. 2007a. Diel density variation of amphipods associated with *Sargassum* beds from two shores of Ubatuba, southeastern, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.* 97(4): 400-405.
- Leite F.P.P., Tanaka M.O., Sudatti D.B., Gebara R.S. 2007b. Structural variation in the brown alga *Sargassum cymosum* e its effects on associated amphipod assemblages. *Braz. J. Biol.* 67, 215–221.
- Menge B.A., Lubchenco, J. 1981. Community organization in temperate e tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients. *Ecol. Monogr.* 51(4): 429-450.

- Nohren E., Odelgard E. 2010. Response of epibenthic faunal assemblages to varying vegetation structures e habitat patch size. *Aquat. Biol.* 2: 139–148.
- O'Donnell M.J., Denny M.W. 2008. Hydrodynamic forces e surface topography: Centimeter-scale spatial variation in wave forces. *Limnol. Oceanogr.* 53(2): 579–588.
- Orth, R. J.; Carruthers, T. J. B.; Dennison, W. C.; Duarte, C. M.; Fourqurean, J. W.; Heck, K. L.; Hughes, A. R.; Kendrick, G. A.; Kenworthy, W. J.; Olyarnik, S.; Short, F. T.; Waycott, M.; Williams, S. L. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56:987–996.
- Palmer M.A., Allan J.D., Butman C.A. 1996. Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine e stream benthic invertebrates. *Trends in Ecol. Evol.* 11: 322-326.
- Paula E.J., Oliveira-Filho E.C. 1980. Aspectos fenológicos de duas populações de *Sargassum cymosum* (Phaeophyta - Fucales). *Phycologia* 21:145:153.
- Széchy M.T.M., Paula E.J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 23(2): 121-132.
- Tanaka M.O., Leite F.P.P. 1998. The effect of sieve mesh-size on the abundance e composition of macrophyte-associated macrofaunal assemblages. *Hydrobiologia.* 389: 21–28
- Tanaka M.O., Leite F.P.P. 2003. Spatial scaling in the distribution fo macrofauna associated with *Sargassum stenophyllum*: variation on faunal groups, gammarid life habits e assemblage structure. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 293: 1-22.
- Tanaka M. O., Leite F.P.P. 2004. Distance effects on short-term recolonization of *Sargassum stenophyllum* by mobile epifauna, with an analysis of gammarid life habits. *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 84: 901-910.
- Taniguchi H., Nakano S., Tokeshi M. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biol.* 48: 718-728.
- Virnstein R.W., Curran M.C. 1986. Colonization of artificial seagrass versus time e distance from source. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 29: 279–288.
- Warry F.Y., Hindell J.S., Macreadie P.I., Jenkins G.P., Connolly R.M. 2009. Integrating edge effects into studies of habitat fragmentation: a test using meiofauna in seagrass. *Oecologia.* 159: 883–892.
- Wilding T.A., Palmer E.J.L., Polunin N.V.C. 2010. Comparison of three methods for quantifying topographic complexity on rocky shores. *Mar. Environ. Res.* 69: 143–151.

Tabela 2.1: Resultados da ANOVA de blocos aleatorizados com medidas repetidas.
 *p<0,05 **p<0,01 ***p<0,001.

Varáveis	Substrato	Tempo	Tempo x Substrato
	F _{2,6}	F _{1,3}	F _{2,6}
Estimadores de diversidade			
Abundância Total (ln)	17,312**	0,147	1,609
Rarefação	2,660	3,610	0,732
Índice de Diversidade de Shannon-Wiener	4,258	3,328	0,379
Táxons			
Amphipoda			
Gammaridea	9,350*	5,781	10,038*
Caprellidea	22,019**	0,135	0,135
Tanaidacea	2,784	0,697	3,147
Isopoda	6,893*	11,639*	3,113
Decapoda			
Anomura	3,012	4,292	3,859
Brachyura	1,057	1,577	1,694
Caridea	2,361	0,001	0,735
Ophiuroidea	5,087	2,575	1,130
Bivalvia	6,652*	25,953***	5,761*
Gastropoda	0,318	2,011	0,014
Polychaeta	5,017	11,522*	0,155

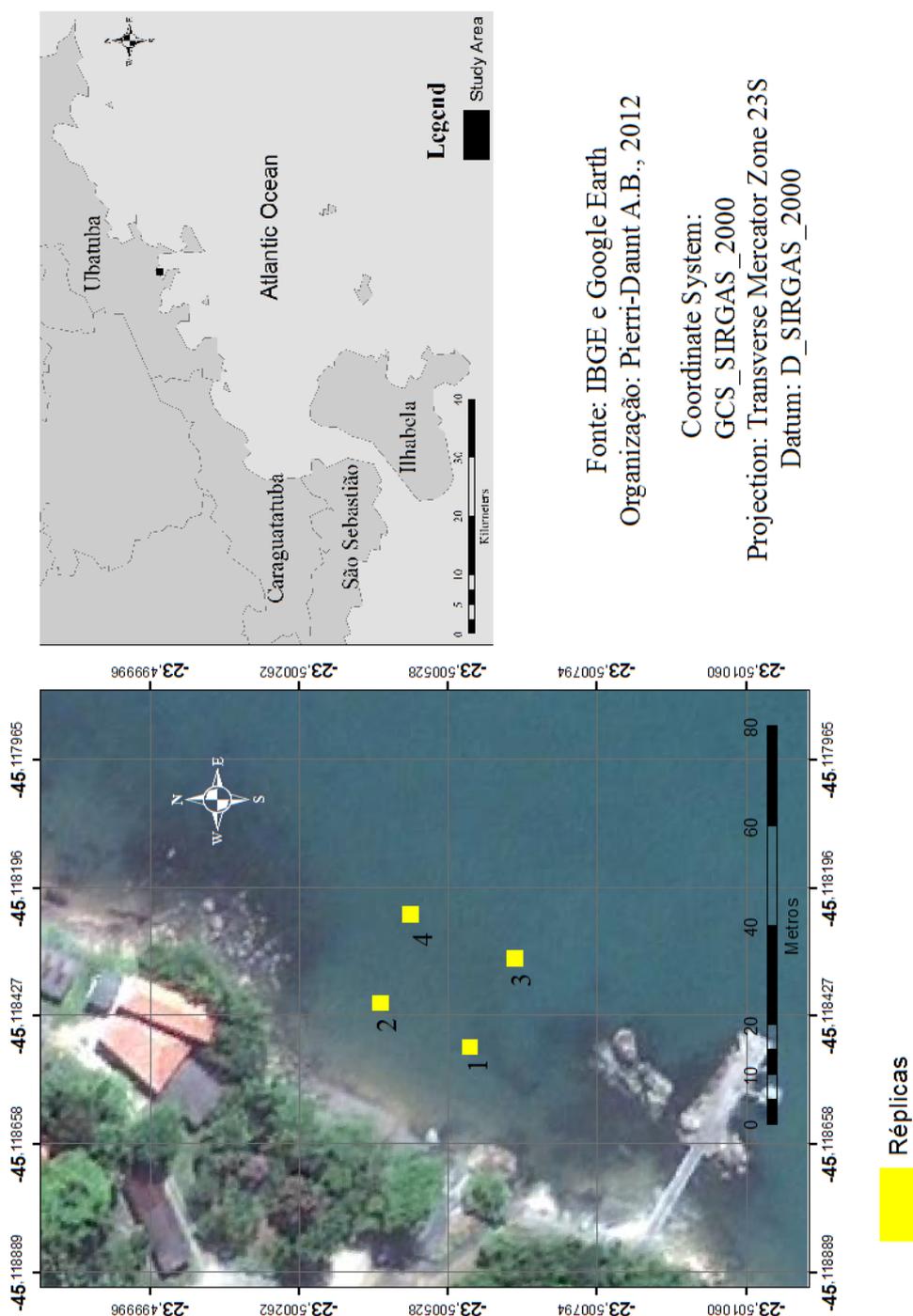


Figura 2.1. Área de estudo, localização das 4 réplicas. Praia do Lamberto, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, município de Ubatuba, São Paulo, Brasil. Fontes: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e Google Earth. Data da imagem: 11/2/2010.

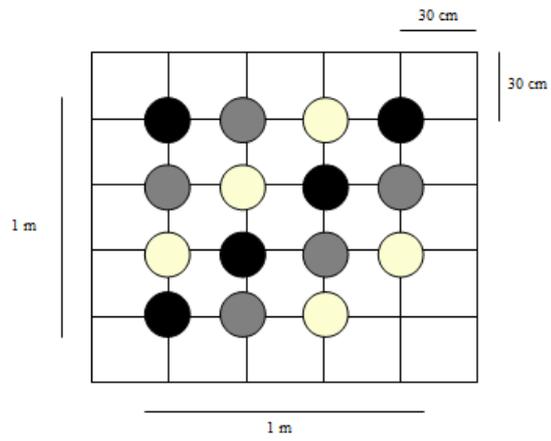


Figura 2.2. Esquema da montagem do experimento, indicando um conjunto de 1m² montado com cinco unidades artificiais de cada tipo de substrato, *Sargassum* (●), plástico celofane (○) e rede tubular (○).

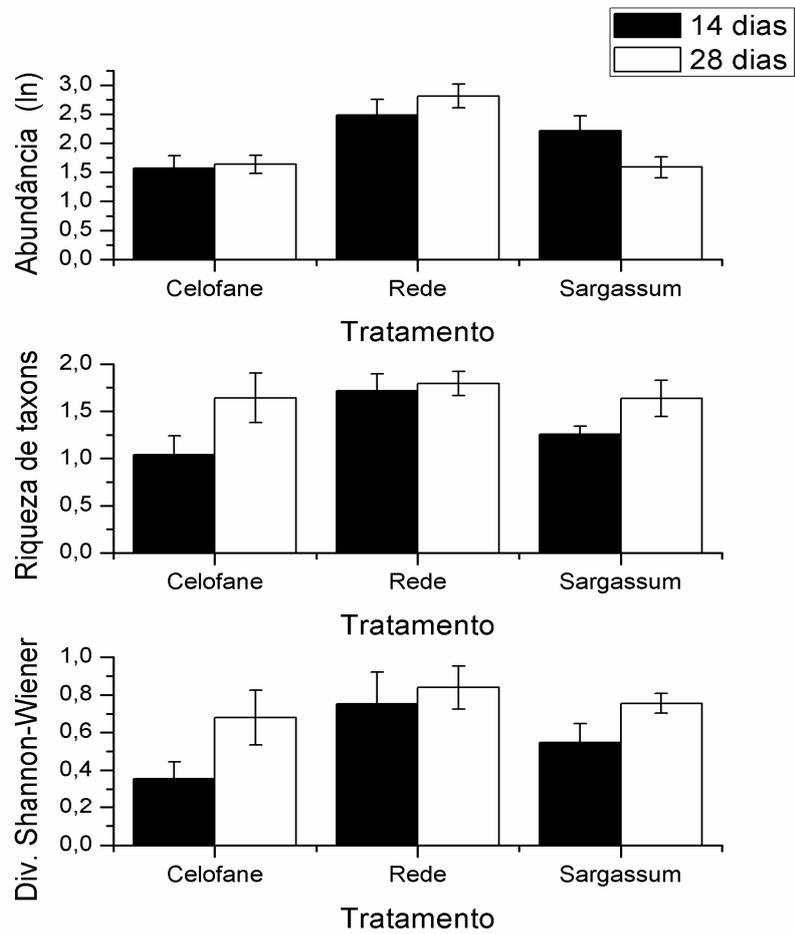


Figura 2.3: Valores médios (\pm erro padrão) dos estimadores de diversidade das comunidades presentes em amostras dos três substratos com 14 e 28 dias de colonização.

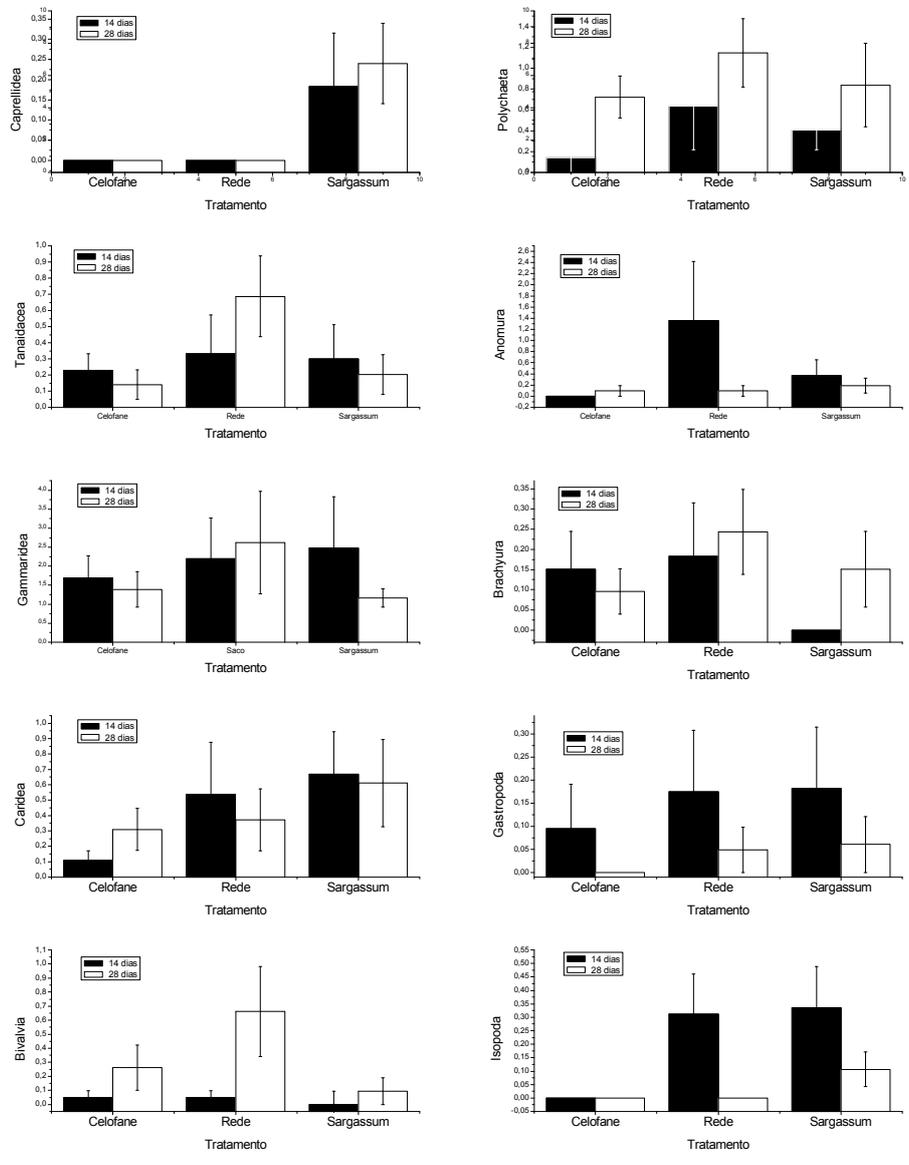


Figura 2.4: Valores médios (\pm erro padrão) dos táxons presentes em amostras dos três substratos com 14 e 28 dias de colonização.

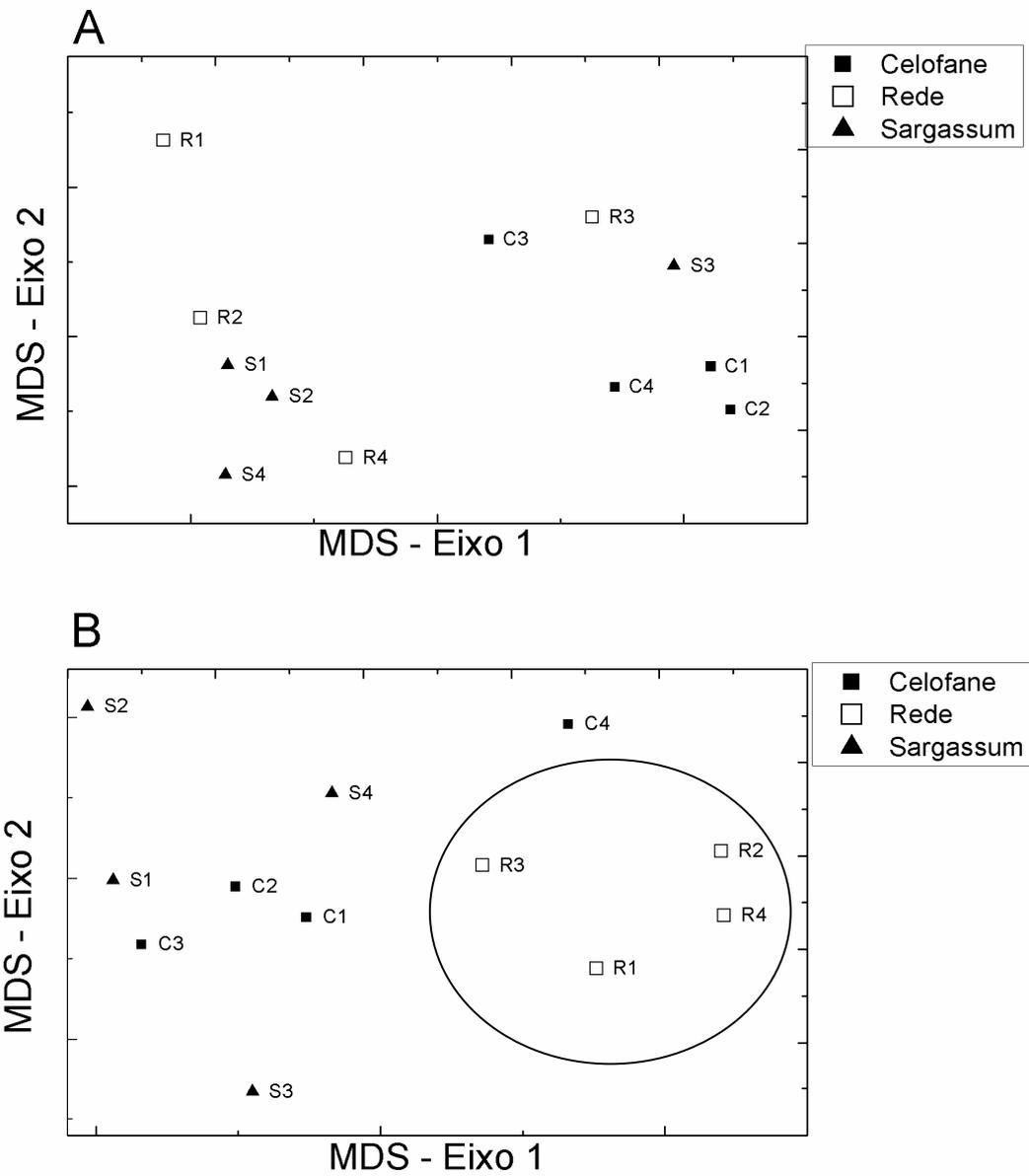


Figura 2.5: Resultados da Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) comparando as comunidades nos três substratos após A) 14 dias e B) 28 dias de colonização do experimento.

3. CAPITULO III

AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DA FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT EM COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS A MACROALGAS

Resumo: A compreensão dos efeitos da fragmentação de habitats na estrutura e dinâmica das comunidades naturais é de extrema importância para conservação da biodiversidade, mas esses estudos ainda são incipientes em comunidades marinhas. Assim, o presente trabalho avaliou experimentalmente se a fragmentação do habitat influencia a estrutura de comunidades associadas a algas no infralitoral de uma praia do litoral norte paulista. Construímos paisagens artificiais que constituíram grades manchas, que foram fragmentadas para se acompanhar o desenvolvimento das comunidades, em relação à posição dentro das manchas (borda vs interior) e ao tamanho das manchas. Os resultados indicaram que a riqueza de táxons e a abundância de Gastropoda foram maiores nas bordas. Não encontramos diferenças na fauna dos remanescentes, mas a comunidade formada posteriormente ao impacto da fragmentação experimental apresentou maior diversidade e menor abundância de Gammaridea, Ophuroidea e Pycnogonida. Ambientes de borda podem apresentar maior riqueza e abundância, em função do maior aporte de organismos e nutrientes. A escassez de estudos experimentais nesse sistema dificulta a determinação de padrões, principalmente com relação à determinação da escala e à classificação e interpretação do tamanho dos fragmentos remanescentes. Os resultados subsidiam a importância da conservação dos bancos de macrófitas em sistemas costeiros, independente de seu tamanho. O presente estudo pode ajudar na compreensão dos efeitos da fragmentação do habitat em sistemas marinhos, apoiando ações de manejo para a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Processo de fragmentação, macrofauna, comunidade fital, efeito de borda, tamanho de mancha, escala espacial.

Abstract: Understanding the effects of habitat fragmentation on the structure and dynamics of natural communities is extremely important to support management actions for biodiversity conservation. However, in marine communities, understanding of the effects of habitat fragmentation is still incipient. Thus, this study aimed to assess whether habitat fragmentation affects the structure of communities associated with algae in the sublittoral, in the northern coast of São Paulo. Artificial landscapes were built up in large patches, and then these patches were fragmented to support the development of communities in relation to position within the patches (edge vs. interior) and size of the spots. Higher taxon richness and gastropod abundance were recorded in the patch edge, but no significant differences were found among patch sizes. We found a significant effect of fragmentation, with lower abundances of Gammaridea (the dominant taxon), Ophiuroidea and Pycnogonida after the experimental fragmentation. Edge environments may shelter higher richness and abundance of organisms due to higher inputs of food and organism settlement. The lack of experimental studies in this systems makes it difficult to determine the appropriate spatial scale to study and to interpret patch size differences. Our results support the importance to preserve seaweed beds for the conservation of macroinvertebrate diversity, independently of patch sizes. Thus, these results can help to understand the effects of habitat fragmentation in marine systems, supporting management actions for biodiversity conservation.

Keywords: Fragmentation process, Macrofauna; Phytal communities, edge effect, patchy size, spacial scale.

3.1 INTRODUÇÃO

A fragmentação do hábitat é considerada uma das grandes causas da perda da biodiversidade, tanto nos ambientes terrestres como marinhos (Airoidi et al 2008, Broadbent et al 2008). A compreensão dos efeitos da fragmentação de habitats na estrutura e dinâmica das comunidades naturais é de extrema importância para subsidiar ações de gestão (Laurance 2008).

O processo de fragmentação pode envolver inúmeras consequências na paisagem como o aumento de número de manchas, a diminuição no tamanho das manchas de hábitat e o aumento do isolamento entre elas. Estes processos também podem desencadear mudanças na configuração que podem gerar manchas com, proporcionalmente, mais área de borda do que área de interior. (Eggleston et al 1998, 1999; Laurance et al 2002; Fahrig 2003; Tanner 2005; Roobert e Poore 2006). Em sistemas aquáticos, em que a matriz é mais permeável que em sistemas terrestres, a fragmentação dos habitats pode resultar em maiores densidades e menor riqueza de espécies nas manchas, mas resultando em aumento da diversidade regional, pois cada mancha seria dominada por diferentes espécies (Presa-Abós et al 2006; Silver et al 2004). De modo geral, os efeitos da fragmentação podem ser diretos, devido a alterações no comportamento e na dispersão dos organismos, (Zschokke et al 2000), ou indiretos, devido à invasão de espécies exóticas e alterações nas interações entre espécies (Ryall e Fahrig 2006; Tschardt et al 2002). Estes efeitos podem influenciar os táxons de forma diferente, em função das características dos organismos, da resposta a áreas de borda e áreas de interior, e à intensidade da fragmentação (Bender et al 1998; Laurance et al 2002; Fahrig 2003; Boström et al 2006; Roobert e Poore 2006; Laurance 2008; Warry et al 2009). A interpretação e classificação da paisagem dependem da

perspectiva e das respostas dos organismos às heterogeneidades estruturais do ambiente (Wiens 1976; McGarigal e Marks 1995; Wiens 2002).

Os estudos de fragmentação de hábitat em ambientes marinhos são relativamente recentes quando comparados com pesquisas em ecossistemas terrestres (Robbins e Bell 1994; Bell et al 2001; Fahrig 2003; Warry et al 2009). Existem poucos estudos que adotaram uma abordagem experimental para investigar como a configuração da paisagem afeta os organismos marinhos (Robbins e Bell 1994; Irlandi 1994). Estudos experimentais permitem avaliar a resposta das comunidades no campo, e são comumente realizados contrastando-se ambientes contínuos e fragmentados (Fahrig 2003). Desta forma, a escassez de estudos que investiguem os processos de fragmentação no ambiente marinho dificulta a previsão destes efeitos sobre a fauna (Goodsell e Connell 2002).

Uma das consequências dos processos de fragmentação é o aumento das áreas de borda nos remanescentes. Ambientes de borda podem apresentar diferenças nas características físicas e microclimáticas, como mudanças no grau de insolação e temperatura (Bruna 1999) nas interações ecológicas, como as relações predador-presa (Ryall e Fahrig 2006). O aumento proporcional da borda pode ter efeitos positivos para alguns táxons por fornecer maior diversidade de hábitats e por receber maior aporte de alimento e nutrientes, aumentando a probabilidade dos organismos colonizarem esses ambientes (Irlandi et al 1995; Bologna e Heck 2002; Laurance et al 2002; Fahrig 2003). Além disso, as bordas podem funcionar como corredores no deslocamento da fauna vágil (Bologna e Heck 2002).

Outros fatores podem influenciar a colonização dos organismos em ambientes fragmentados, como a composição das manchas resultantes (Jacobi e Langevin 1996; Nohrén e Odelgard 2010), época do ano (Cole 2010) e escala espacial considerada

(McGarigal e Marks 1995; Bell et al 2001; Laurance et al 2002; Wiens 2002; Fahrig 2003; Tews et al 2004; Lyra-Jorge et al 2010; Thomaz e Cunha 2010). O processo de fragmentação geralmente resulta em formação de manchas de hábitat, e o tamanho das manchas remanescentes também é um aspecto de extrema importância (Laurance et al. 2002). A perda de hábitat pode resultar em mudanças no tamanho dos remanescentes e frequentemente gera impactos negativos na comunidade (Fonseca e Bell 1998; Fahring 2003). Os efeitos do tamanho de mancha podem depender do contexto da paisagem, mas a maioria dos trabalhos utiliza escalas espaciais pequenas ou não quantificaram as dimensões desse efeito (Bell et al 2001; Laurance et al 2002; Fahrig 2003; Broadbend et al 2008), impossibilitando o estabelecimento de padrões nos estudos (Bell et al 2001).

Bancos de macrófitas representam um importante recurso para a manutenção da diversidade biológica, ao aumentar a complexidade de habitats disponíveis tanto ao nível local como na paisagem marinha (Goodsell e Connell 2008; Hirst e Atrill 2008). As comunidades associadas a estes bancos apresentam grande variação em diferentes escalas espaciais (Tanaka e Leite 2003; Roberts e Poore 2006) e são indicadores eficientes para avaliação dos efeitos da fragmentação de hábitat (Warry et al 2009). Sistemas costeiros naturais, como o infralitoral rochoso, estão sendo cada vez mais fragmentados por atividades humanas, sendo substituídos por estruturas artificiais em áreas urbanas (Bulleri 2005).

No presente estudo avaliamos os efeitos da fragmentação de habitats na estrutura e composição das comunidades associadas a espécies de macroalgas. Essas comunidades apresentam forte dinâmica e rápida colonização pelas espécies (Tanaka e Leite 2004). Entretanto, o processo de fragmentação de grandes manchas resultando na formação de fragmentos de diferentes tamanhos ainda não foi estudado para estes sistemas, de forma a

avaliar efeitos da composição inicial no processo de estruturação destas comunidades. Especificamente, nós usamos paisagens artificiais que foram fragmentadas experimentalmente para testar as seguintes hipóteses:

1. As comunidades de borda e interior de grandes fragmentos são diferentes (efeito de borda);
2. As comunidades em fragmentos pequenos, médios e grandes são diferentes (efeito do tamanho);
3. As comunidades formadas após fragmentação experimental diferem da comunidade original (efeito da perda de hábitat).

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia do Lamberto, município de Ubatuba, no sudeste brasileiro (Figura 3.1). Localizada na Enseada do Flamengo (23°30'S / 45°07'W), a Praia do Lamberto é classificada como abrigada ou semi-abrigada em função do anteparo oferecido pela Ilha Anchieta (Leite e Guth 2003; Leite et al. 2007).

O clima da região é tropical com chuvas o ano todo (AF) e superúmido sem seca segundo classificação de Koeppen (Salati-Filho 2001). A temperatura média mensal varia entre 18,0°C no inverno e 25,6°C no verão. A umidade relativa do ar é bastante alta, em torno de 80% (Lamparelli 1998). A precipitação anual varia de 1.800 a 4.000 mm, e nos meses de novembro a março as chuvas são intensificadas (Ferreira 2005).

Os costões rochosos do sudeste do Brasil apresentam alta dominância de espécies da alga parda *Sargassum* na região infralitoral (Széchy e Paula 2000). A Praia do Lamberto, especificamente, apresenta dominância por *S. stenophyllum*, apesar de outras espécies poderem estar presentes (Leite et al 2007).

Desenho experimental

Para avaliar o efeito da fragmentação do hábitat, foi realizado um experimento no qual construímos paisagens experimentais que foram posteriormente fragmentadas. As paisagens artificiais foram feitas com unidades artificiais (UA) para colonização, confeccionadas com rede de nylon tubular com malha de 100 mm e 30 cm de largura. As UAs foram confeccionadas buscando a forma de uma esfera de diâmetro de 30 cm.

Usamos um desenho experimental aleatorizado em blocos para se testar os efeitos da fragmentação experimental nas comunidades. Foram usadas cinco paisagens experimentais, simulando um grande fragmento composto por macroalgas (réplicas, Figura 3.1), mas uma das paisagens foi excluída devido a uma tempestade que ocorreu na semana anterior à última coleta. Em cada paisagem (réplica), montamos uma grade experimental com 100 UAs arranjadas num desenho de 10 x 10, sendo cada UA posicionada a 30 cm de distância do centro de cada uma das unidades adjacentes ao longo da grade, totalizando 9 m² (Figura 3.2). Usamos blocos de cimento em cada uma das extremidades das paisagens para fixá-las no substrato. Nós instalamos o experimento em maré de sizígia, no dia 7 de fevereiro de 2012 e mantivemos por quatro semanas, para a colonização pela fauna.

Após este período, retiramos de cada grade 65 unidades experimentais para fragmentar esta paisagem, resultando em um fragmento pequeno (constituído por 1 UA,

0,10 m²), um médio (9 UAs, 1,00 m²) e um grande (25 UAs, 2,25 m²), conforme indicado na Figura 2. As dimensões escolhidas no experimento foram baseadas nos estudos realizados por Tanner (2005), Warry et al. (2009), e Nohrén e Odelgard (2010). Nohrén e Odelgard (2010) consideraram manchas grandes de 2,00 m², média de 0,50 m² e pequena de 0,25 m². Tanner (2005) encontrou efeito de borda de 0,25 m a 1,00m, e Warry et al (2009), encontraram efeitos de borda nos primeiros 0,5m. Como os três trabalhos encontraram respostas de apenas alguns táxons, aumentamos a mancha grande de Nohrén e Odelgard (2010) para 2,25 m², e diminuimos a borda de Warry et al. (2009) de 0,5 m para 0,3 m. Consideramos borda apenas a primeira fileira de UAs em todo o perímetro da paisagem, sendo assim, o diâmetro das UAs e a medida de borda foram iguais (0,3 m). A partir das dimensões da borda e UAs, e da mancha de tamanho grande, montamos a paisagem experimental.

Para avaliar se houve efeito de borda nas paisagens originais, selecionamos aleatoriamente quatro UAs da fileira de borda e quatro UAs no interior, conforme indicado na Figura 2. Coletamos as UAs com sacos plásticos e levamos ao laboratório para lavar o material e peneirar com malha de 0,5 mm para retenção da macrofauna, seguindo Tanaka e Leite (1998). O material foi então conservado em álcool 70% e identificado em laboratório.

Para avaliar o efeito da fragmentação, coletamos uma UA de cada tratamento de tamanho em cada grade, quatro semanas após o procedimento de fragmentação, conforme indicado na Figura 3.2. Cada UA foi cuidadosamente ensacada sob a água e levada ao laboratório para triagem e conservação e triagem do material, conforme descrito acima.

Análise dos dados

Para avaliar se havia diferenças na estrutura e composição das comunidades em função do processo de fragmentação, usamos análises univariadas e multivariadas para se testar cada hipótese. As seguintes hipóteses foram testadas: 1) não há diferenças entre interior e borda de manchas grandes, 2) não há diferenças entre manchas de diferentes tamanhos, 3) não há diferenças entre comunidades antes e depois da fragmentação experimental. Para comparar a estrutura das comunidades, determinamos o valor médio por mancha da riqueza de táxons, índice de diversidade de Shannon-Wiener, índice de dominância de Simpson, abundância total e dos táxons dominantes. Estimamos a riqueza de táxons por rarefação, considerando-se um mínimo de 400 indivíduos no caso de interior e borda, e 80 indivíduos considerando-se os dados de tamanho de mancha. Além disso, avaliamos as abundâncias de cada táxon em cada experimento.

Usamos um modelo ANOVA (análise de variância) de um fator fixo com blocos aleatorizados (fator aleatório). O fator fixo foi a posição na mancha (hipótese 1), Tamanho de mancha (hipótese 2), Efeito da fragmentação (hipótese 3). Para se obter homogeneidade de variâncias transformamos os dados de abundância para $\ln(x+1)$: o nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$. Realizamos as análises univariadas no software Systat 12.0.

Para se comparar a composição das comunidades, ordenamos os dados usando-se MDS (Análise de Escalonamento Multidimensional). Os dados foram transformados para $\ln(x+1)$ para calcular a matriz de similaridade de acordo com o índice de Bray-Curtis. Usamos a transformação logarítmica para equilibrar a contribuição de táxons raros e dominantes nas análises (Clarke et al 1993). Para testar as hipóteses, usamos um modelo misto de PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada por Permutação) sobre a

matriz de similaridade calculada acima, considerando-se os blocos como fator aleatório e os efeitos de 1) Local da mancha ou 2) Tamanho de mancha ou 3) Efeito da perda de hábitat, como fatores fixos, seguindo-se os procedimentos de Anderson (2001). Estas análises foram feitas usando-se o software PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research version 6).

3.3. RESULTADOS

Durante todo o experimento, foram coletados 28.274 indivíduos da macrofauna, distribuídos em 12 táxons: Gammaridea, Caprellidea, Tanaidacea, Isopoda, Anomura, Brachyura, Caridea, Ophiuroidea, Pycnogonida, Bivalvia, Gastropoda e Polychaeta.

Em todas as etapas do experimento e em todos os tratamentos, Gammaridea foi o táxon dominante. Por outro lado Ophiuroidea e Anomura tiveram pouca representatividade em todas as etapas do experimento e em todos os tratamentos.

Efeito de borda

As regiões de borda apresentaram maior riqueza taxonômica do que o interior dos grandes fragmentos porém não apresentaram diferenças significativas em relação à abundância total e índices de diversidade (Tabela 3.1). As abundâncias de cada táxon também não diferiram significativamente, com exceção de Gastropoda, que apresentaram abundâncias significativamente maiores na borda em relação ao interior (Tabela 3.1).

A composição das comunidades de interior e borda não diferiu entre si (PERMANOVA: $F_{1,3} = 0,992$, $p > 0,05$), mas o efeito de blocos foi significativo (PERMANOVA: $F_{1,3} = 2,723$, $p = 0,024$), indicando fortes efeitos espaciais (Figura 3.3A).

Tamanho de mancha

As comunidades formadas após a fragmentação experimental nos três tamanhos de mancha não apresentaram diferenças significativas em relação à riqueza taxonômica, abundância total e índices de diversidade (Tabela 3.2). As abundâncias de cada táxon também não foram significativamente diferentes entre manchas, apesar de haver uma tendência a menores abundâncias nas comunidades em fragmentos pequenos (Tabela 3.2).

A composição das comunidades formadas não diferiu entre os diferentes tamanhos de mancha (PERMANOVA: $F_{2,6} = 1,259$, $p > 0,05$), mas novamente encontramos efeitos significativos de blocos (PERMANOVA: $F_{2,6} = 3,640$, $p = 0,001$), indicando fortes efeitos espaciais, assim como encontrado nas análises de efeito de borda (Figura 3.3B).

Efeito da perda de hábitat

A fragmentação experimental não teve influência significativa na abundância total e riqueza taxonômica, mas resultou em diferenças significativas em relação à diversidade, com maiores valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener e menor dominância nas manchas após a fragmentação experimental (Figura 3.4). Gammaridea, Ophiuroidea e Pycnogonida apresentaram redução significativa na abundância após a manipulação (Figura

5). Outros resultados observados foram a redução de Caprellidea, Brachyura e Caridea e o aumento de Bivalvia, Gastropoda, Tanaidacea e Polychaeta (Figura 3.5).

Estas alterações na composição das comunidades resultaram em efeitos significativos da fragmentação (PERMANOVA, $F_{2,6} = 4,888$, $p = 0,033$), com a formação de dois grupos distintos (Figura 3.3C). A similaridade dentro dos grupos foi alta, 84,4% entre as amostras coletadas antes da manipulação, e 77,4% entre as amostras coletadas após a fragmentação experimental, com baixa similaridade entre os tratamentos (23,0%).

3.4. DISCUSSÃO

A diversidade dos efeitos da fragmentação está relacionada à variedade de processos que afetam a distribuição dos organismos na paisagem (Roberts e Poore 2006). Além disso, os bancos de algas ocorrem naturalmente de forma descontínua em função do hidrodinamismo (Fonseca e Bell 1998) e são tidos como uma das paisagens costeiras mais heterogêneas do mundo (Boström et al 2006), com grande variação na densidade da fauna em pequenas escalas espaciais (Tanaka e Leite 2003). Ainda são poucos os estudos que conseguiram detectar respostas diretas da fauna associada a macrófitas à fragmentação de habitat, e os resultados obtidos demonstraram respostas indiretas de alguns grupos ou espécies, sem a determinação de nenhum padrão (Bell et al 2001; Fahrig 2003).

Diversos estudos sugerem que os processos de fragmentação podem afetar a fauna associada negativamente, positivamente ou mesmo não resultar em impactos consistentes na comunidade, devido principalmente às características dos organismos e à dimensão da fragmentação (Eggleston et al 1998, 1999; Laurance et al 2002; Fahrig 2003; Tanner 2005; Boström et al 2006; Roberts e Poore 2006).

Efeito de borda

A riqueza de táxons e a abundância de gastrópodos foram significativamente maiores nas regiões de borda do que no interior da mancha. Diversos estudos demonstraram respostas positivas da fauna ao efeito de borda em diferentes sistemas, como em algas marinhas (Irlandi et al 1995; Tanner 2005; Warry et al 2009), florestas (Laurance et al 2002) e lagos de água doce (Trebitz e Nibbelink 1996). Processos de fragmentação que alteram a configuração dos substratos, muitas vezes resultando em efeito de borda, podem aumentar a diversidade de habitats, ampliando assim a probabilidade de organismos colonizarem e viverem nas manchas, influenciando as taxas de imigração e colonização, levando a um aumento da densidade e riqueza da fauna (Bologna e Heck 2002; Fahrig 2003). A borda fornece abrigo para a fauna vágil em deslocamento, podendo funcionar como um corredor (Bologna e Heck 2002), aumentando a conectividade entre os ambientes, o que pode gerar maior densidade de organismos vageis nesses ambientes. Desta forma, esses processos resultam em ambientes de borda com características que favorecem alguns táxons (Laurance et al 2002).

Cole (2010) comparou experimentalmente manchas de diferentes tamanhos do mexilhão *Trichomya hirsuta*, aumentando a área da mancha ao ampliar o espaçamento entre os mexilhões, encontrando maior riqueza de espécies da fauna associada no inverno nas manchas mais espaçadas, com maior efeito de borda. Bologna e Heck (2002) encontraram maior densidade total da fauna na borda, considerando que esses ambientes servem como refugio durante o deslocamento da fauna. Os resultados deste estudo não condizem com o encontrado por Bologna e Heck (2002) em relação a Gastropoda, pois estes autores encontraram menor densidade total de Gastropoda nas regiões de borda.

Porém, as duas espécies dominantes de gastrópodes apresentaram maior densidade na borda, possivelmente devido ao maior assentamento larval dessas espécies nesta região (Bologna e Heck 2002).

Alguns táxons não apresentam resposta ao efeito de borda (Laurance et al 2002; Tanner 2006), como por exemplo, algumas famílias de anfípodos, bivalves e decápodos (Bologna e Heck 2002). Warry et al (2009) fizeram um estudo experimental com substrato artificial de plástico mimetizando *Heterozostera nigricaulis* e encontraram um gradiente de respostas à borda, sendo que a faixa mais externa, de 0,0 a 0,5 m, apresentou maior quantidade de táxons respondendo ao efeito de borda, enquanto muitos táxons não apresentaram diferenças entre 0,5 e 1,0 m, sugerindo que o efeito de borda deve ser mais forte nos primeiros 0,5 m das manchas. A variabilidade das respostas foi justificada pelas particularidades de cada táxon e pela escala considerada, pois as dimensões da borda podem diferir para diferentes táxons, dificultando a generalização de padrões. Tanner (2005) descreveu que o efeito de borda deve ocorrer nos primeiros 0,25 a 1,00 m, onde encontrou maior abundância de Tanaidacea e Gammaridea e sugeriu que tanaidáceos podem ser especialistas em borda.

Em nosso estudo, detectamos diferenças entre o interior e a borda de grandes fragmentos, pois a comunidade respondeu ao efeito de borda nos primeiros 0,3 m em função desses ambientes apresentarem características que proporcionaram um aumento na riqueza da comunidade e abundância de Gastropoda.

Tamanho de manchas

Não encontramos diferenças entre as comunidades presentes nas manchas de diferentes tamanhos formadas pela fragmentação experimental e, assim, ao menos nesta escala espacial, o efeito de tamanho de manchas não foi significativo. Nossos resultados não condizem com o esperado pela relação espécies-área, mas os resultados podem ter sido influenciados pelo intervalo de dimensões estudado, e mesmo o maior tamanho estudado (25 vezes maior que a menor mancha) pode ser ainda relativamente pequeno (Hirst e Attrill 2008). Além disso, as manchas de tamanho pequeno apresentaram alta riqueza e abundância dos táxons, aparentemente por oferecer condições similares às oferecidas pela manchas de tamanho maior.

Hirst e Attrill (2008) também não encontraram diferença significativa na diversidade da comunidade de fauna associada a *Zostera marina*, e sugeriram que as manchas pequenas apresentam alta diversidade de fauna associada, e diversidade significativamente maior do que em locais de rocha descoberta. A justificativa pela ausência de diferença entre os tratamentos foi a alta diversidade encontrada nas pequenas manchas e as dimensões utilizadas, sugerindo que a mancha classificada como grande não seja realmente grande. Roberts e Poore (2006) não encontraram diferença na abundância dos grupos taxonômicos em manchas de diferentes classes de tamanhos de *S. linearifolium*, com exceção de Polychaeta que teve maior abundância nas manchas de pequeno tamanho. Bell et al. (2001), Roberts e Poore (2006) e Hirst e Attrill (2008) destacaram a importância da conservação de manchas pequenas e de ambientes fragmentados para a manutenção da fauna associada.

Embora Bologna e Heck (2002) e Fahrig (2003) tenham sugerido que paisagens fragmentadas, com manchas pequenas e maior efeito de borda, tendem a apresentar maior quantidade de recurso alimentar, maior taxa de colonização e deposição dos organismos, Bell et al. (2001) e Boström et al (2006) esclarecem que não há um padrão de resposta da fauna associada a manchas de diferentes tamanhos. Bell et al. (2001), tanto em sua revisão bibliográfica como em seu estudo de campo, sugerem que não há resposta da fauna ao tamanho da mancha de hábitat independente da escala espacial adotada, listando outros aspectos como fatores mais importantes neste sistema do que o tamanho da mancha, como aporte dos organismos, por exemplo. No seu estudo experimental com algas e conchas artificiais, Eggleston et al. (1999) também não encontraram efeito do tamanho de mancha na densidade total da macrofauna, na densidade de crustáceos móveis, e nas espécies de macroinvertebrados, mas sugerem que as respostas dependem da união de fatores como escala espacial, tipo de hábitat e tamanho do animal.

Nohrén e Odelgard (2010), de forma geral, também não encontraram efeito significativo do tamanho da mancha na fauna associada a três espécies de macroalgas. Entretanto, o efeito diferiu entre as espécies de algas: em *Fucus vesiculosus*, a mancha maior (2,0 m²) teve riqueza significativamente maior do que a segunda menor mancha (0,5 m²); enquanto em *Zostera marina*, a mancha de 0,5 m² teve significativamente maior biomassa que as menores manchas (0,25 m²) e do que as manchas de 1,00 m². Estes resultados sugerem que o efeito do tamanho de manchas pode ser diferente em diferentes espécies de gramíneas.

Outras questões em relação às características do sistema estudado, também podem ser levantadas. As manchas podem apresentar altas taxas de renovação em pequenas escalas espaciais, o que pode resultar em variações entre manchas de mesmo ou de diferentes

tamanhos. Os cinturões de macrófitas fonte podem ter mantido abastecimento natural para a colonização do nosso experimento. As comunidades associadas a macrófitas apresentam forte dinâmica e rápida colonização pelas espécies até mesmo considerando grandes distâncias (Howard 1985; Virnstein e Curran 1986; Eggleston et al 1998; Olabarria 2002; Tanaka e Leite 2004). Neste sistema há uma grande proporção de espécies que são imigrantes transitórias que influenciam fortemente a riqueza local aumentando as taxas de renovação (Howard 1985; Costello e Myers 1995). A riqueza de espécies é correlacionada positivamente com as taxas de renovação e, conseqüentemente, com a riqueza de espécies de habitats adjacentes; desta forma, se o entorno compreender diferentes habitats, resultando em maior diversidade de organismos para colonização, espera-se que a riqueza local seja maior (Osman 1978; Costello e Myers 1996). A Praia do Lamberto apresenta configuração de matacões, naturalmente um mosaico de manchas, fazendo com que a comunidade local já apresente dinâmica de distribuição e colonização em manchas de habitat. Russel et al (2005) demonstraram que o efeito do tamanho das manchas na fauna associada pode depender do tamanho do habitat de entorno, e a redução do tamanho do entorno pode ter efeitos negativos na fauna associada. De modo geral, Andrén (1994) sugere que manchas pequenas perto de manchas grandes não sofreriam impactos severos, ressaltando a importância da qualidade do entorno para amenizar os efeitos de impactos relacionados à fragmentação do habitat. Assim, os matacões de entorno com comunidades similares em manchas de diferentes tamanhos podem ter sido detectadas em nosso estudo devido à disponibilidade de colonizadores e alta conectividade entre manchas.

Em pequena e média escala de comunidades bênticas, sugere-se que outras questões, como taxas de renovação, eventos estocásticos e influência da variabilidade física do ambiente possam exercer maior interferência na fauna associada do que propriamente o

tamanho da mancha (Anderson 1998; Turner et al 1999; Bowden et al 2001; Hirst e Attrill 2008). Desta forma, nossos resultados não condizem com o esperado pela relação espécies-área, mas sugerimos que não houve efeito do tamanho da mancha na fauna em função de outros fatores como escala espacial e taxas de renovação. Reafirmamos a indiscutível relevância da conservação de grandes fragmentos, porém nem sempre a realidade nos permite tal feito, e parece que manchas pequenas podem fornecer subsídios e boa qualidade de hábitat para manutenção da comunidade associada, sendo indispensável à conservação desses matacões ou pequenos fragmentos para conservação marinha.

Efeitos da perda de hábitat

Além da manipulação, as comunidades também variam temporalmente, e a comunidade pós-manipulação pode também ter interferência da colonização da fauna. Neste trabalho não foi possível isolar experimentalmente a interferência da colonização, mas diversos estudos avaliando o tempo de colonização relatam que a fauna associada pode variar quanto ao tempo de estabilização, de quatro semanas (Jacobi e Langevin 1996) ou em menos tempo, como uma semana (Warry et al 2009) ou poucos dias (Nohrén e Odelgard 2010). Warry et al 2009 relataram que os efeitos da fragmentação detectados permaneceram por mais de um mês, pois a comunidade pós-impacto não apresentou mudanças significativas entre um dia e uma semana ou um mês após a fragmentação. No sistema que estudamos, o experimento realizado no Capítulo 2 sugeriu 4 semanas de permanência para início das coletas,

Como não encontramos efeito de tamanho de manchas nos remanescentes, pudemos considerar as comunidades formadas após a fragmentação como uma só. A fragmentação

experimental influenciou significativamente as comunidades estudadas, com maior diversidade e menor dominância após a fragmentação. Gammaridea, Ophiuroidea e Pycnogonida foram significativamente menos abundantes após a fragmentação, mas Ophiuroidea e Pycnogonida foram pouco representados na maioria das amostras.

A diversidade da comunidade pós-impacto foi maior, provavelmente em função da diminuição da abundância de táxons dominantes, como Gammaridea. Este táxon apresenta rápida colonização (Tanaka e Leite 2004) e muitos estudos encontraram que os anfípodos em geral podem apresentar um aumento na abundância (Robert e Poore 2006) ou mesmo nenhum efeito (Bell et al 2001) em relação à fragmentação como processo. Desta forma, este resultado não seria esperado para este táxon. Porém, Airoid et al (2008) relataram em sua revisão a vasta quantidade de trabalhos que demonstraram que a perda de área resulta em impactos negativos na fauna, como na diminuição da abundância de alguns táxons. Visto que a redução de área gera menor disponibilidade de recurso, aumentando interações ecológicas como competição e predação, a diminuição de Gammaridea, Ophiuroidea e Pycnogonida poderia ser esperada. Desta forma, com a fragmentação experimental, poderíamos esperar uma redução na abundância de táxons, principalmente para os mais raros. A perda de hábitat também resultou em mudança de tamanho, e sugerimos que o efeito do tamanho esperado pela relação espécie-área pode ser demonstrado nesta escala, ao compararmos 9,00 m² com 2,25 m², 1,00 m² e 0,10 m².

3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Hirst e Attrill (2008) e Nohrén e Odelgard (2010) destacam a importância da conservação dos cinturões de *Zostera marina* em qualquer tamanho de área, pois mesmo

em manchas pequenas, a comunidade da epifauna é bastante diversificada. Nohrén e Odelgard (2010), Eggleston et al (1999), Bell et al (2001) e Hirst e Attrill (2008) concluem que mesmo as manchas menores apresentaram maior riqueza de espécies e maior biomassa do que na ausência de macroalgas, ressaltando a importância da manutenção dos bancos de algas, mesmo que em áreas pequenas. Roberts e Poore (2006) também discutiram a importância da conservação de manchas de *S. linearifolium* em qualquer tamanho. Nosso estudo não comparou as manchas pequenas com locais de rocha descoberta, mas também encontramos alta riqueza e abundância de táxons nas amostras de manchas pequenas. Sendo assim, podemos sugerir que, em ambientes tropicais, macroalgas como *Sargassum sp.* podem ter a mesma importância na manutenção da diversidade da fauna associada, mesmo em ambientes fragmentados com manchas de tamanho pequeno.

Outro desafio é a real proporção do impacto de fragmentação, e a separação entre a fragmentação e perda de hábitat (Fahrig 2003; Laurance 2008). A hipótese de perturbação intermediária, ou fragmentação intermediária ou mesmo hidrodinamismo intermediário, considerando o sistema em questão, prevê que pequenas modificações na paisagem levam à abertura de pequenas clareiras e à formação manchas de diferentes tamanhos. Este processo pode aumentar a diversidade de recursos e de hábitats, aumentando assim a probabilidade de organismos colonizarem e viverem nas manchas (Irlandi et al 1995; Bologna e Heck 2002; Fahrig 2003). Visto que a Praia do Lamberto é considerada abrigada à ação do hidrodinamismo e é formada por matacões, a comunidade estudada deve apresentar naturalmente dinâmica em fragmentos ou manchas de hábitats. Torna-se importante separar perturbações médias de maiores impactos, como a supressão de uma floresta ou de um cinturão de macroalgas para a construção de empreendimentos. Fonseca e Bell (1998) sugerem que essas extensas perdas dos bancos de algas causadas por atividades antrópicas

podem gerar grandes interferências na fauna. Fahrig (2003) também sugere que grande perda de hábitat tem efeitos negativos na comunidade.

A resolução da escala espacial é muito importante na avaliação de efeitos dos processos de fragmentação (Wiens 2002; Lyra-Jorge et al 2010) e a percepção da paisagem, como a classificação do tamanho do remanescente, se dá sob a perspectiva de cada organismo (Wiens 1976, 2002). Neste tipo de sistema, estudos definem que o efeito de borda pode atingir até 4 metros, dependendo do entorno e de diversas características (Bologna e Heck 1999; Bell et al 2001). Assim, talvez as manchas classificadas como grandes (2,25 m²) não sejam realmente grandes (Hirst e Attrill 2008) e, na prática, sejam ainda ambientes de borda ou mesmo pequenas para a manutenção da comunidade. Este fato pode justificar os resultados aqui encontrados em que não encontramos diferenças nos tamanhos de mancha avaliados. Por outro lado, houve diferença entre o fragmento inicial classificado como mancha grande e continua (9,00 m²) e a comunidade pós-fragmentação (2,25 m², 1,00 m² e 0,10 m²), sugerindo que, nesta escala, a perda de hábitat resultou em diminuição dos remanescentes e influenciou as comunidades.

Na resolução de escala usada aqui, pode ser difícil detectar algum padrão. Bell et al. (2001) sugerem que a falta de padrão encontrado nos estudos de efeito de tamanho de mancha e efeito de borda na fauna de invertebrados marinhos pode ser devida à escala espacial utilizada ser pequena. Fahrig (2003) também chama a atenção para a questão da escala e afirma que a maioria dos estudos empíricos trata de manchas e não de paisagens. Neste contexto, o presente trabalho ressalta a importância da escolha correta da resolução de escala espacial, e que mais estudos experimentais necessitam ser elaborados visando esclarecer a questão das dimensões neste sistema. Além disso, a conservação de ambientes fragmentados, independentemente do tamanho das manchas de macrófitas, se mostra de

extrema importância para a manutenção das comunidades associadas aos bancos de macrófitas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES, pelo apoio financeiro, CNPq pela concessão M. O Tanaka (proc. 308630/2010-6), ao pessoal da Base de Pesquisa “Clarimundo de Jesus” do Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, principalmente aos técnicos Manoel da Cruz, Ayrton Pasquini e Fernando dos Santos. Às contribuições da banca de qualificação formada por Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes, Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini e Dra. Ângela Fushita, e a banca de defesa, Prof. Dr José Salatiel Rodrigues Pires e Prof. Dr Milton Cezar Ribeiro.

REFERÊNCIAS

- Airoidi L, Balata D, Beck MW (2008) The Gray Zone: Relationships between habitat loss e marine diversity e their applications in conservation. *J Exp Mar Biol Ecol* 366: 8–15
- Anderson MJ (1998) Effects of patch size on colonisation in estuaries: revisiting the species–area relationship. *Oecologia* 118: 87–98
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26: 32-46
- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds e mammals in lescares with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366
- Bell SS, Brooks RA, Robbins BD, Fonseca MS, Hall MO (2001) Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biol Cons* 100: 115–123
- Bender DJ, Contresas TA, Fahrig L (1998). Hábitat loss e population decline: a meta analysis of the patch size efect. *Ecology* 79:517–533

- Bologna PAX, Heck KL (1999) Differential predation e growth rates of bay scallops within a seagrass habitat. *J Exp Mar Biol Ecol* 239: 299–314
- Bologna PAX, Heck KL (2002) Impact of habitat edges on density e secondary production of seagrass-associated fauna. *Estuaries* 25: 1033–44
- Boström C, Jackson EL, Simenstad CA (2006) Seagrass lescares e their effects on associated fauna: a review. *Estuar Coast Shelf Sci* 68: 383–403
- Bowden DA, Rowden AA, Attrill MJ (2001) Effect of patch size e in-patch location on the infaunal macroinvertebrat assemblages of *Zostera marina* seagrass beds. *J Exp Ma. Biol Ecol* 259: 133–154
- Broadbent EN, Asner GP, Keller M, Knapp DE, Oliveira PJC, Silva JN (2008) Forest fragmentation e edge effects from deforestation e selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol Cons* 141:1745-1757
- Bruna EM (1999) Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402:139.
- Bulleri F (2005) Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores e seawalls. *Mar Environ Res* 60:355–374
- Costello MJ, Myers AA (1996) Turnover of transient species as a contributor to the richness of a stable amphipod (Crustacea) fauna in a sea inlet. *J Exp Mar Biol Ecol* 202:49–62
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18:117– 143
- Cole VJ (2010) Alteration of the configuration of bioengineers affects associated taxa. *Mar Ecol Prog Ser* 416:127-136
- Eggleston DB, Etherington LL, Elis WE (1998) Organism response to habitat patchiness: species e habitat-dependent recruitment of decapod crustaceans. *J Exp Mar Biol Ecol* 223:111–132
- Eggleston DB, Elis WE, Etherington LL, Dahlgren CP, Posey MH (1999) Organism responses to hábitat fragmentation e diversity: hábitat colonization by estuarine macrofauna. *J Exp Mar Biol Ecol* 236:107–132
- Fahrig L (2003) Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515
- Ferreira JC (2005) *Diretrizes para a regeneração sócio-ambiental de áreas degradadas por mineração de saibro (caixas de empréstimo), Ubatuba, SP*. Programa de pesquisa

em políticas públicas - relatório parcial - fase II. Instituto Geológico – Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

- Fonseca MS, Bell SS (1998) Influence of physical setting on seagrass lescares near Beaufort, North Carolina, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 171:109–121
- Goodsell PJ, Connell SD (2002) Can hábitat loss be treated independently of hábitat configuration? Implications for rare e common taxa in fragmented lescares. *Mar Ecol Prog Ser* 239:37–44
- Goodsell PJ, Connell SD (2008) Complexity in the relationship between matrix composition e inter-patch distance in fragmented hábitats. *Mar Biol* 154:117-125
- Hirst JA, Atrill MJ (2008) Small is beautiful: An inverted view of hábitat fragmentation in seagrass beds. *Estuar Coast Shelf Sci* 78:811-818
- Howard RK (1985) Measurements of short-term turnover of epifauna within seagrass beds using an in situ staining method. *Mar Ecol Prog Ser* 22:163– 168
- Irlandi EA (1994) Large e small-scale effects of hábitat structure on rates of predation: how percent coverage of seagrass affects rates of predation e siphon nipping on an infaunal bivalve. *Oecologia* 98:176–183
- Irlandi EA, Ambrose WG, Orleo BA (1995) Lescape ecology e the marine environment: how spatial configuration of seagrass hábitat influences growth e survival of the bay scallop. *Oikos* 72:307–313
- Jacobi CM, Langevin R (1996) Hábitat geometry of benthic substrates: effects on arrival e settlement of motile epifauna. *Mar Ecol Prog Ser* 206:39-54
- Lamparelli CC (Coord.) (1998) *Mapeamento dos Ecossistemas Costeiros do Estado de São Paulo*. Secretaria do Estado de Meio Ambiente, CETESB. São Paulo
- Laurance WF (2008) Theory meets reality: How hábitat fragmentation research has transcended isle biogeographic theory. *Biol Cons* 141:1731-1744
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos H, Bruna E, Didham R, Stouffer P, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv Biol* 16:605–618
- Leite FPP, Guth AZ (2003) Variações morfológicas dos estágios pós-marsupiais de *Sunampithoe pelagica* Milne-Edwards (Crustacea, Amphipoda, Gammaridea, Ampithoidae) da fauna de *Sargassum cymosum* C. Agardh. *Rev Bras Zool* 20:65-73
- Leite FPP, Tanaka MO, Sudatti DB, Gebara RS (2007) Diel density variation of amphipods associated with *Sargassum* beds from two shores of Ubatuba, southeastern, Brazil. *Iheringia, Sér Zool* 97(4):400-405

- Lyra-Jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, Tambosi LR, Pivello VR (2010) Influence of multi-scale lescape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna. Brazil. *Eur J Wildlife Res*. DOI 10.1007/s10344-009-0324-x
- McGarigal K, Marks BJ (1995) *FRAGSTATS: spatial patterns analysis program for quantifying lescape structure*. Portle: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Res Station 122p
- Nohrén E, Odelgard E (2010) Response of epibenthic faunal assemblages to varying vegetation structures e habitat patch size. *Aquat Biol* 2:139–148
- Olabarria C (2002) Role of colonization in spatio-temporal patchiness of microgastropods in coralline turf hábitat. *J Exp Mar Biol Ecol* 274:121–140.
- Osman RW (1978) The influence of seasonality e stability on the species equilibrium. *Ecology* 52:383-399
- Presas-Abós CP, Lepori F, McKie BG, Malmqvist B (2006) Aggregation among resource patches can promote coexistence in stream-living shredders. *Freshw Biol* 51: 545–553
- Robbins BD, Bell SS (1994) Seagrass lescapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment. *Trends Ecol Evol* 9:301–304
- Roberts DA, Poore AGB (2006) Habitat configuration affects colonisation of epifauna in a marine algal bed. *Biol Conserv* 127:18–26
- Russell BD, Gilleers BM, Connell SD (2005) Proximity e size of neighbouring hábitat affects invertebrate diversity. *Mar Ecol Prog Ser* 296:31–38
- Ryall KL, Fahrig L (2006) Response of predators to loss e fragmentation of habitat: a review of theory. *Ecology* 87:1086-1093
- Salati-Filho E (2001) *Condicionantes do desenvolvimento sustentável do Litoral Norte Paulista - exemplo da Baía do Córrego da Lagoinha - Ubatuba-S.P.* Tese de Doutorado. Centro de Estudos Ambientais. UNESP- Rio Claro, 148p.
- Silver P, Wooster D, Palmer MA (2004) Chironomid responses to spatially structured, dynamic, streambed lescapes. *J N Am Benthol Soc* 23:69–77
- Széchy MTM, Paula EJ (2000) Padrões estruturais quantitativos de bancos de Sargassum (phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, Brasil. *Rev Bras Bot* 23(2):121-132

- Tanaka MO, Leite FPP (1998) The effect of sieve mesh-size on the abundance e composition of macrophyte-associated macrofaunal assemblages. *Hydrobiologia* 389: 21–28
- Tanaka MO, Leite FPP (2003) Spatial scaling in the distribution fo macrofauna associated with *Sargassum stenophyllum*: variation on faunal groups, gammarid life habits e assemblage structure. *J Exp Mar Biol Ecol* 293:1-22
- Tanaka MO, Leite FPP (2004) Distance effects on short-term recolonization of *Sargassum stenophyllum* by mobile epifauna, with an analysis of gammarid life habits. *J Mar Biol Ass UK* 84:901-910
- Tanner JE (2005) Edge effects in fauna in fragmented seagrass meadows. *Aust Ecol* 30: 10–218
- Tanner JE (2006) Lescape ecology of interactions between seagrass e mobile pifauna: the matrix matters. *Estuar Coast Shelf Sci* 68:404–412
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by hábitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31: 79-92
- Thomaz MG, Cunha E.R. da (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnol. Bras.* 22: 218-236
- Trebitz AS, Nibbelink N (1996) Effect of pattern of vegetation removal on growth of luegill: A simple model. *Can J Fish Aquat Sci* 53:1844–1851
- Tscharntke IS, Kruess A, Thies C (2002) Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecol Res* 17:229–239 \
- Turner SJ, Hewitt JE, Wilkinson MR, Morrisey DJ, Thrush SF, Cummings VJ, Funnel G (1999) Seagrass patches e lescales: the influence of wind–wave dynamics e hierarchical arrangements of spatial structure on macrofaunal seagrass communities. *Estuaries* 22:1016–1032
- Virnstein RW, Curran MC (1986) Colonization of artificial seagrass versus time e distance from source. *Mar Ecol Prog Ser* 29:279–288
- Warry FY, Hindell JS, Macreadie PI, Jenkins GP, Connolly RM (2009) Integrating edge effects into studies of habitat fragmentation: a test using meiofauna in seagrass. *Oecologia* 159:883–892
- Wiens JA (1976) Population response to patchy environments. *Ann Rev Ecol Syst* 7:81-129

Wiens JA (2002) Riverine lescares: taking lescape ecology into the water. *Freshw Biol* 47:501–15

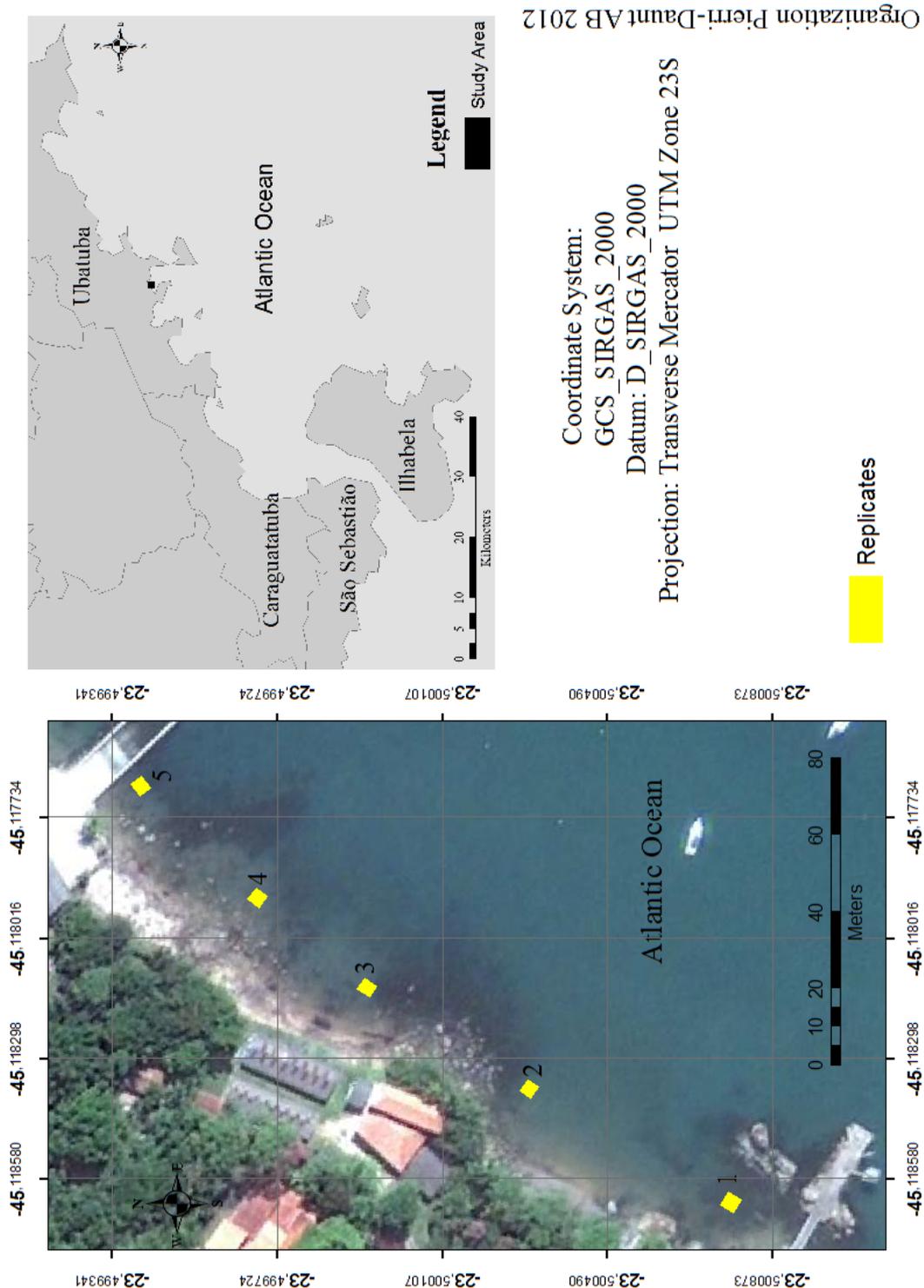
Zschokke S, Dolt C, Rusterholz H, Oggier C, Braschler B, Thommen GH, Ludin E, Erhardt A, Baur B (2000) Shortterm responses of plants e invertebrates to experimental small-scale grassle fragmentation. *Oecologia* 125:559–572

Tabela 3.1: Valores médios (\pm erro padrão) dos estimadores de diversidade e abundância (em logaritmo) das comunidades presentes no interior e borda de grandes fragmentos, e resultados da ANOVA de blocos aleatorizados.

Variável	Interior	Borda	F _{1,3}	P
Estimadores de diversidade				
Abundância Total (ln)	6,35 \pm 0,145	6,41 \pm 0,269	0,070	0,809
Rarefação (400)	9,05 \pm 0,374	9,90 \pm 0,535	24,34	0,016
Índice de Diversidade de Shannon	0,61 \pm 0,040	0,61 \pm 0,065	0,052	0,834
Índice de Diversidade de Simpson	0,25 \pm 0,023	0,24 \pm 0,034	0,191	0,691
Abundância				
Amphipoda				
Gammaridea	6,25 \pm 0,11	6,37 \pm 0,28	0,032	0,870
Caprellidea	1,47 \pm 0,43	1,52 \pm 0,32	0,113	0,758
Tanaidacea	2,46 \pm 0,35	2,10 \pm 0,32	0,681	0,470
Isopoda	1,41 \pm 0,45	1,82 \pm 0,42	0,585	0,500
Decapoda				
Anomura	0,10 \pm 0,10	0,60 \pm 0,60	1,000	0,391
Brachyura	1,87 \pm 0,15	1,89 \pm 0,21	0,080	0,796
Caridea	1,88 \pm 0,06	2,35 \pm 0,33	0,234	0,662
Ophiuroidea	0,53 \pm 0,13	0,55 \pm 0,26	0,022	0,891
Pycnogonida	1,44 \pm 0,13	1,70 \pm 0,39	0,342	0,600
Bivalvia	1,05 \pm 0,43	1,37 \pm 0,47	1,306	0,336
Gastropoda	1,14 \pm 0,12	1,81 \pm 0,29	11,74	0,041
Polychaeta	3,45 \pm 0,48	3,11 \pm 0,70	0,034	0,866

Tabela 3.2: Valores médios (\pm erro padrão) dos estimadores de diversidade e abundância (em logaritmo) das comunidades presentes nos fragmentos grandes, médio e pequenos formados posteriormente a fragmentação, e resultados da ANOVA de blocos aleatorizados.

Varáveis	Pequena	Média	Grande	F _{2,6}	p
Estimadores de diversidade					
Abundância Total (ln)	5,72 \pm 0,63	6,23 \pm 0,13	6,15 \pm 0,30	0,576	0,590
Rarefação (80)	5,52 \pm 0,53	5,98 \pm 0,25	5,78 \pm 0,18	0,651	0,555
Índice de Diversidade de Shannon	0,89 \pm 0,16	1,05 \pm 0,06	0,95 \pm 0,12	1,060	0,403
Índice de Diversidade de Simpson	0,43 \pm 0,09	0,53 \pm 0,04	0,46 \pm 0,08	1,236	0,355
Abundância					
Amphipoda					
Gammaridea	5,31 \pm 0,65	5,47 \pm 0,14	5,77 \pm 0,34	0,248	0,788
Caprellidea	1,04 \pm 0,45	1,82 \pm 0,87	0,95 \pm 0,51	1,158	0,376
Tanaidacea	2,23 \pm 0,65	2,59 \pm 0,88	3,03 \pm 0,31	0,940	0,442
Isopoda	1,96 \pm 0,75	1,66 \pm 0,56	1,16 \pm 0,43	1,879	0,233
Decapoda					
Anomura	0,00 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,17 \pm 0,17	1,000	0,422
Brachyura	0,71 \pm 0,71	1,40 \pm 0,50	1,32 \pm 0,37	1,740	0,254
Caridea	0,79 \pm 0,50	0,62 \pm 0,23	0,93 \pm 0,41	0,262	0,778
Ophiuroidea	0,17 \pm 0,17	0,00 \pm 0,00	0,17 \pm 0,17	0,429	0,670
Pycnogonida	0,52 \pm 0,33	0,72 \pm 0,26	0,52 \pm 0,17	0,372	0,704
Bivalvia	1,81 \pm 0,56	2,08 \pm 0,20	1,54 \pm 0,37	0,928	0,445
Gastropoda	1,34 \pm 0,71	2,48 \pm 0,30	2,48 \pm 0,40	1,934	0,225
Polychaeta	3,42 \pm 1,19	4,53 \pm 0,88	4,31 \pm 0,85	1,210	0,362



Organization: Pierr-Daunt AB 2012

Figura 3.1. Área de estudo, localização das 5 réplicas. Praia do Lamberto, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, município de Ubatuba, São Paulo, Brasil. Fontes: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e Google Earth. Data da imagem: 11/2/2010.

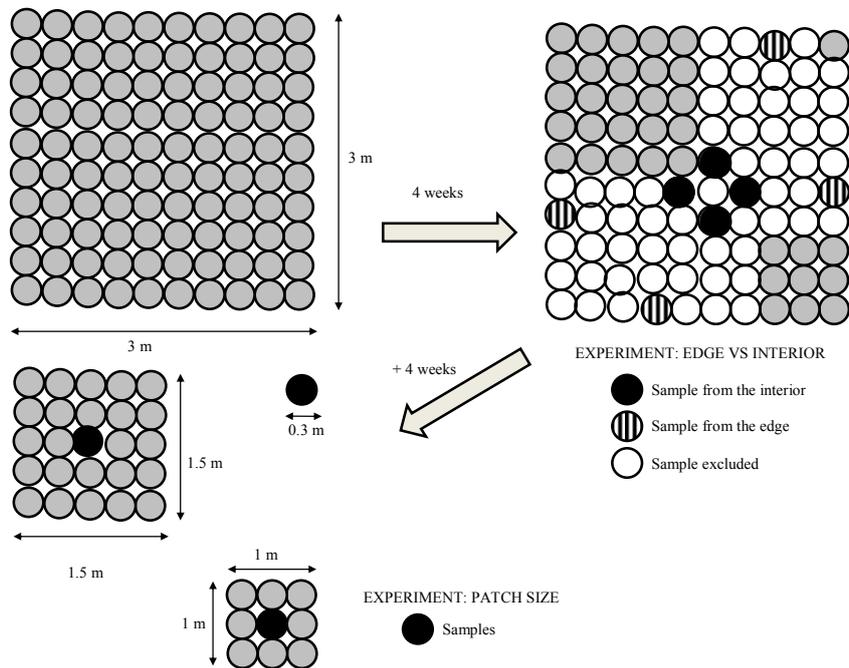


Figura 3.2. Esquema da montagem do experimento de fragmentação, indicando a grade montada com 100 unidades artificiais, o esquema de retirada das amostras para avaliar o efeito de borda, e os fragmentos de diferentes tamanhos resultantes da manipulação, indicando quais amostras foram coletadas.

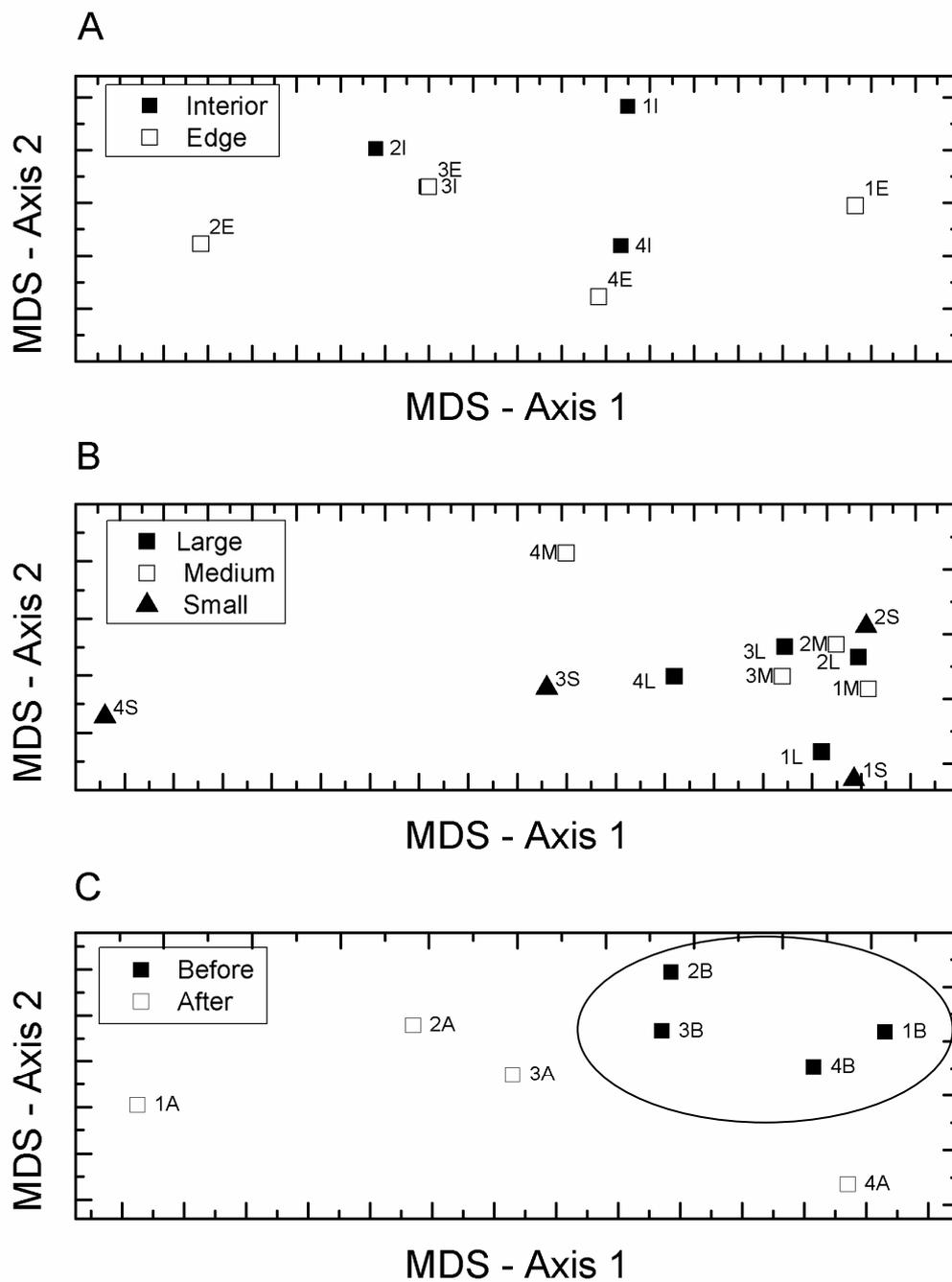


Figura 3.3: Resultados da Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) comparando as comunidades, (A) entre interior e borda de grandes fragmentos, (B) entre diferentes tamanhos de mancha, (C) entre amostras antes e depois da fragmentação experimental.

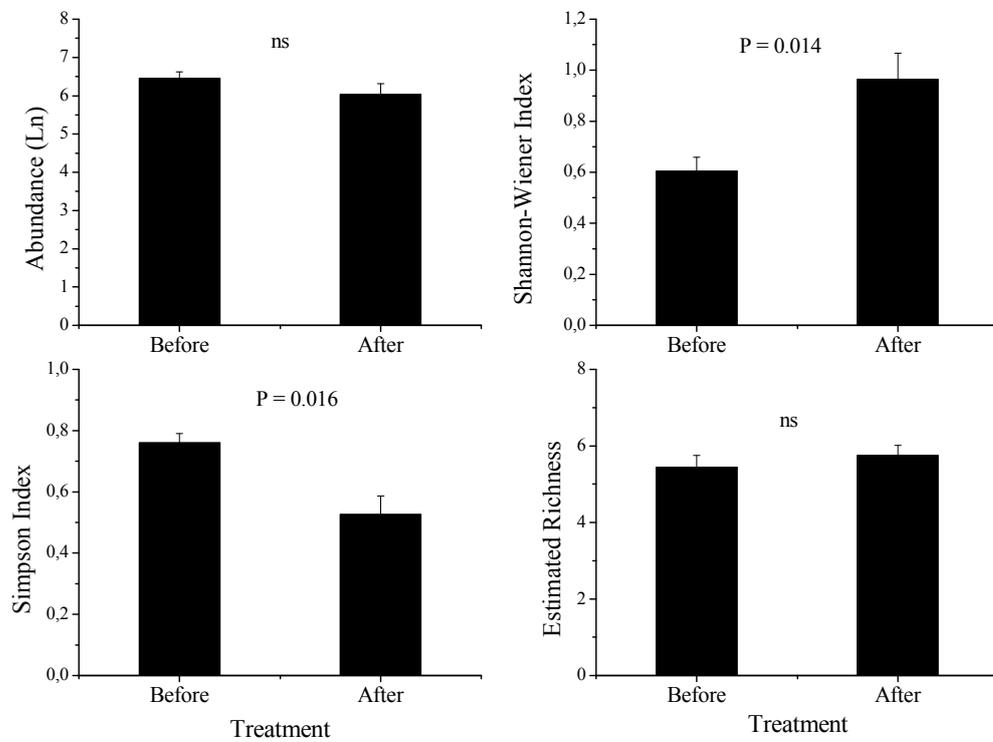


Figura 3.4: Valores médios (\pm erro padrão) dos estimadores de diversidade das comunidades presentes em amostras antes e depois da fragmentação experimental, e resultados da ANOVA comparando os dois períodos. ns: $p > 0,05$.

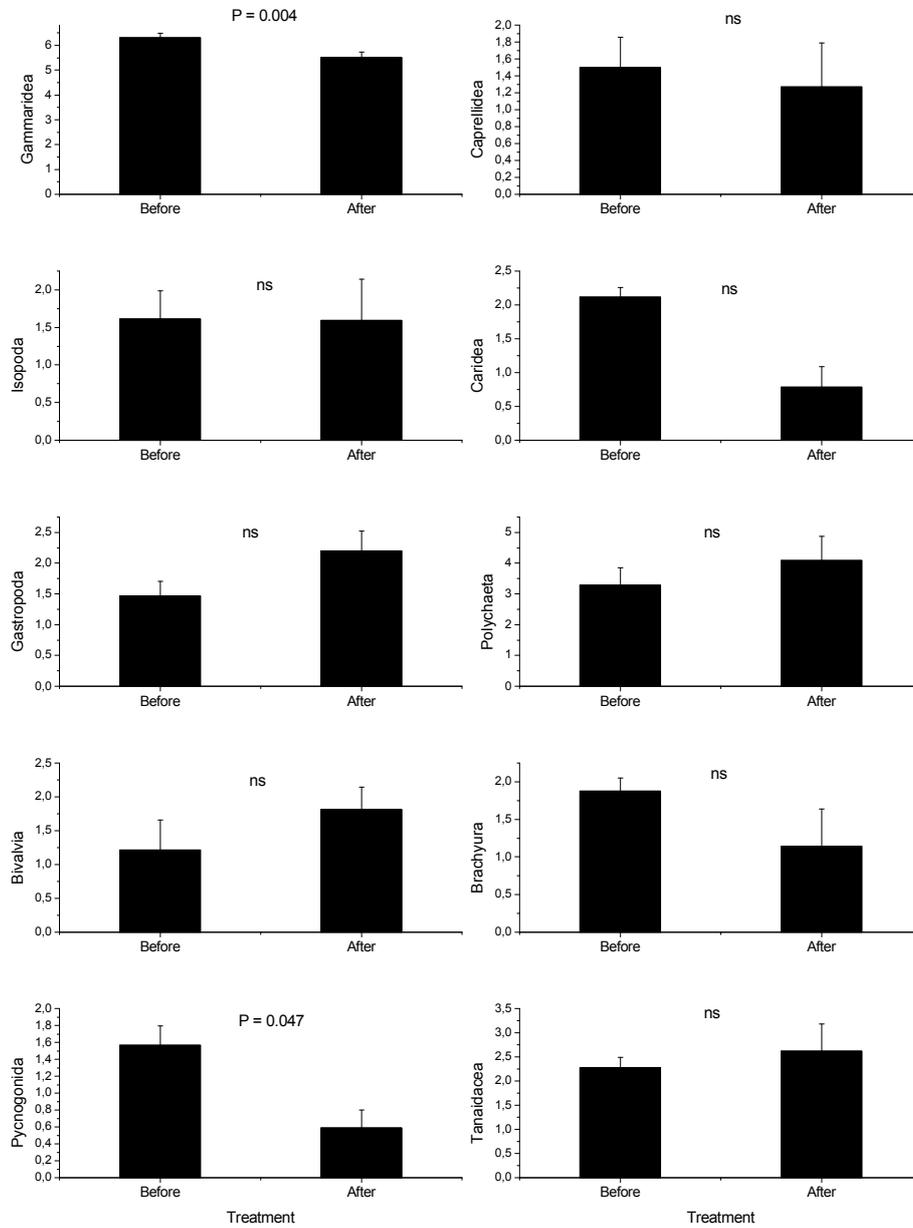


Figura 3.5: Valores médios (\pm erro padrão) da abundância dos táxons dominantes nas amostras coletadas antes e depois da fragmentação experimental, e resultados da ANOVA comparando aos períodos. ns: $p > 0,05$.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A substituição de substratos naturais por artificiais é uma maneira de minimizar impactos locais de estudos experimentais e facilitam na padronização dos dados. O presente trabalho demonstrou que a fauna associada a esses substratos é representativa das comunidades encontradas em alga natural. Como o terceiro capítulo objetivou realizar a fragmentação para acompanhar o desenvolvimento da fauna, a utilização da rede tubular foi bastante eficaz, permitindo a execução do experimento de fragmentação.

Ambientes de borda podem oferecer maior diversidade de hábitat, maior disponibilidade de recursos e refúgio durante o deslocamento da fauna vágil. Desta forma, podemos encontrar maior riqueza de táxons e maior abundância de alguns táxons nesses ambientes. Nosso estudo sugere que o efeito de borda aconteceu nos 30 primeiros centímetros dos grandes fragmentos para riqueza de táxons e para Gastropoda.

A questão do tamanho dos remanescentes no nosso estudo está diretamente relacionada a perda de hábitat que frequentemente resulta em impactos negativos na comunidade. A diminuição da abundância de táxons, principalmente os raros, é esperada quando existe perda de área. Mesmo não encontrando diferença entre os diferentes tamanhos de remanescentes, a perda de 65% da paisagem inicial causou diminuição significativa das abundâncias de Gammaridea, Ophiuroidea e Pycnogonida.

Desta forma, chamamos a atenção para a questão da resolução da escala espacial e da classificação e interpretação dos tamanhos das manchas. As respostas aos diferentes tamanhos dos fragmentos e extensão da borda são diferentes para cada táxon, sendo assim, a classificação do que é grande ou pequeno, borda ou interior, é variável de organismo para organismo, levando em conta as preferências pelas determinadas características dos

ambientes. Além disso, sugerimos que outros fatores como eventos estocásticos, variabilidade ambiental, mas principalmente a qualidade do entorno e as taxas de renovação dos epibiontes marinhos, influenciam os efeitos dos processos de fragmentação na macrofauna associada.

5. ANEXOS

ANEXO I: Descrição da metodologia do Capítulo 2

	
<p>Substrato: Rede tubular nylon malha 100</p>	
	
<p>Substrato: Plástico celofane mimetizando <i>Ulva</i> sp.</p>	<p>Substrato: <i>Sargassum</i> sp. Coletado no local de estudo.</p>
	
<p>Estruturas: Tubo PVC (3x3 m), grade formada por fio de nylon amarrados de 30 em 30 cm. 2 conjuntos de amostras: cada conjunto (1m²) com 5 UAs de cada substrato testado.</p>	

ANEXO 2: Descrição da metodologia do Capítulo 3



Unidade amostral: formada com duas tiras de rede tubular (Anexo 1). Diâmetro 30 cm.



Estruturas: Paisagens iniciais, com 100 UAs dispostas em 10 por 10 UAs, equidistantes em 30 cm do centro de cada circunferência (UA).



Estruturas: Paisagens iniciais instaladas em meio aos matacões da Praia do Laberto.