LEONARDO CAPARROZ CANGUSSU

Espécies incrustantes introduzidas na Baía de Paranaguá: capacidade de estabelecimento em comunidades naturais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas – Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dra Rosana Moreira da Rocha

Curitiba
2008

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

AGRADECIMENTOS

À Dra Rosana Moreira da Rocha pela imensa contribuição neste trabalho, que com sua experiência e competência, realizou um acompanhamento crítico, fortalecendo minha experiência profissional.

Ao Iate Clube pelo apoio ao projeto ao disponibilizar a estrutura para implantação dos experimentos.

A Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, por investir na proposta da pesquisa, acreditando na contribuição dos estudos para a conservação da Baía de Paranaguá.

A todos que identificaram as espécies: Cinthya Simone Gomes Santos (poliquetas), Fábio Pitombo (cracas), Halina L. Heise (briozoários), Luiz Ricardo L. Simone (bivalves), Maria Angélica Haddad (hidrozoários) e Julia Beneti (anêmonas).

Ao James Roper, pela grande contribuição com sua experiência em estatística nas análises de dados.

Aos companheiros de laboratório, Laura, Nádia, Thaís, Ana e Mariana, pela força para o desenvolvimento do trabalho.

Aos meus pais, Luversi e Aparecida por acreditarem em meus sonhos, estarem sempre presentes me apoiando e investindo em minha formação.

Ao meu grande amigo Fábio, que acompanhou de perto todo este trabalho e me apoiou nas horas difíceis, me incentivando a continuar.

Aos companheiros, Luciana e Marcos, pelas idas e vindas que com humor e dedicação tornaram as coletas mais agradáveis.

Aos professores que avaliaram o trabalho, Dr. Marcio R. Pie e Dra. Andréa A. O. R. Junqueira, pelas correções e sugestões concedidas.

A todos que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento deste trabalho, seja nas coletas, seja nas análises, ou mesmo com idéias ou apoio moral, meu muito obrigado.

SUMÁRIO

Agradecimentos i

Sumário ii

Resumo 1

Prefácio 3

CAPÍTULO I - Capacidade de recrutamento de espécies introduzidas e criptogênicas em substrato natural na Baía de Paranaguá, Paraná

Resumo 7

Introdução 7

Material e Métodos 10

Resultados 13

Discussão 18

Referências 24

CAPÍTULO 2 - Potencial de recrutamento, sobrevivência e susceptibilidade à invasão nos primeiros dois meses de sucessão de uma comunidade incrustante na Baía de Paranaguá, Sul do Brasil

Resumo 30

Introdução 30

Material e Métodos 33

Resultados 36

Discussão 44

Referências 48

CAPÍTULO 3 - Recrutamento e ocupação de substrato por espécies introduzidas e criptogênicas durante a sucessão de uma comunidade incrustante na Baía de Paranaguá, PR

Resumo 52

Introdução 53

Material e Métodos 55

Resultados 56

Discussão 64

Referências 70

Conclusões gerais 74

RESUMO

Áreas portuárias geralmente apresentam espécies introduzidas trazidas de outras regiões do mundo por meio de embarcações. Estas espécies podem se extinguir localmente, porém em condições favoráveis podem tornar-se invasoras e ocasionar impactos ecológicos e econômicos na região de introdução. O conhecimento precoce dos mecanismos de introdução, das barreiras naturais à invasão e da dinâmica das espécies introduzidas pode fornecer informações importantes para a prevenção de bioinvasões. Este estudo teve como objetivo avaliar o mecanismo de estabelecimento de espécies introduzidas no substrato natural da Baía de Paranaguá, para identificar o potencial invasor destas espécies. Três fatores foram avaliados: (1) capacidade de recrutamento em substrato natural granito; (2) potencial reprodutivo das espécies (período e intensidade de recrutamento); e (3) longevidade e abundância das espécies após o estabelecimento no substrato. Para isso, foram realizados experimentos no Iate Clube de Paranaguá, situado na Baía de Paranaguá próximo ao porto. Foram fixadas mensalmente, durante um ano, placas de granito não polido próximas às estruturas artificiais de um Iate Clube. Um conjunto de 10 placas foi substituído a cada dois meses de forma intercalada, sendo fotografado com um mês e retirado para análise em laboratório com dois meses. Outro conjunto de 10 ficou submerso por 12 meses, sendo as placas fotografadas mensalmente. Para avaliação da capacidade de colonizar o substrato natural foram comparadas as espécies presentes no substrato granito com as espécies presentes nas estruturas artificiais do Iate Clube. O potencial de recrutamento foi estimado através da contagem de recrutas nas placas bimestrais no primeiro e segundo mês. A longevidade e abundância das espécies foram identificadas através da variação na porcentagem de cobertura das espécies avaliada nas fotografias mensais das placas submersas por um ano. Foram identificadas sete espécies introduzidas sendo que seis delas foram capazes de estabelecer-se sobre o substrato granito. A maioria das espécies introduzidas apresentou baixo potencial de recrutamento, com exceção da craca *Amphibalanus reticulatus*. Duas espécies apresentaram longo período de ocorrência e alta porcentagem de cobertura no decorrer do desenvolvimento da comunidade, sendo estas: *Megabalanus coccopoma e Amphibalanus reticulatus.* Os resultados mostraram que a comunidade estudada é susceptível à invasão uma vez que não apresentou resistência à entrada de novas espécies em nenhum dos meses analisados. Para reduzir riscos de futuras invasões sugere-se que sejam feitas limpezas

nas estruturas do Iate Clube entre os meses de fevereiro e março, e entre agosto e setembro para eliminar adultos reprodutores das espécies que oferecem maior risco e assim obter a redução no número de larvas produzidas para a colonização nos meses seguintes.

PREFÁCIO

Invasões biológicas ocorrem através de espécies introduzidas que causam algum efeito negativo no local de introdução (Alpert et al., 2000). As invasões biológicas são bem conhecidas ao redor do mundo por causar grandes impactos aos locais afetados, gerando principalmente problemas econômicos e ecológicos (Ruiz et al., 1997; Mack et al., 2000; Karatayev et al., 2007).

A introdução de espécies geralmente ocorre por meio das atividades humanas que transportam espécies de um local para outro por meios intencionais e não intencionais (Streftaris et al., 2005). O transporte por ações antrópicas é um evento global e tem ocorrido através da história da humanidade (Ricciardi, 2007). A aquáriofilia, os cultivos e o transporte marítimo são os principais vetores para a introdução de espécies. O último mecanismo apontado é bem comum e o registro de espécies introduzidas são freqüentes em áreas portuárias (Ruiz *et al.*, 2000; Lambert & Lambert, 2003; Wyatt *et al*., 2005; Ranasinghe *et al.*, 2005).

Espécies exóticas, não nativas ou introduzidas, são consideradas aquelas encontradas em regiões além da área natural de ocorrência conhecida (Carlton, 1996a; Alpert et al., 2000). Na área em que as espécies ocorrem naturalmente, são consideradas nativas. Devido à falta de registros ao longo da história, para muitas espécies com ocorrência em diferentes regiões não é possível determinar o local de origem e, assim, não se pode definir o status como nativa ou introduzida, sendo estas espécies classificadas como criptogênicas (Carlton, 1996b).

O sucesso da invasão está relacionado com a capacidade de adaptação ao local de introdução (Smith et al., 1999). Para o ambiente natural, as espécies invasoras podem modificar e criar novos hábitats, predar ou competir com a fauna nativa, agir como vetores de doenças e ameaçar a biodiversidade. Os impactos que atingem o homem são a disseminação de doenças e diminuição na produção de atividades que dependem do ambiente marinho e de seus recursos, tais como a pesca, aquarismo, maricultura e turismo (Bax et al., 2003). Nos ambientes marinhos, não há barreiras para os danos, podendo afetar zonas marinhas protegidas, áreas de conservação de mamíferos marinhos, entre outros. Além disso, os impactos ambientais são considerados irreversíveis (Bax et al., 2003).

A compreensão dos mecanismos pelos quais se dá a introdução, o conhecimento das espécies introduzidas e a identificação de fatores que podem limitar a capacidade de

invasão constituem um importante caminho para elaboração de estratégias de manejo para prevenção de bioinvasões. A falta destes conhecimentos dificulta a detecção de espécies exóticas e impede o reconhecimento precoce de potenciais bioinvasores. Neste contexto, o atual estudo buscou gerar conhecimento sobre espécies introduzidas na Baía de Paranaguá, presentes nas estruturas do Iate Clube.

A área portuária de Paranaguá representa uma região de risco para invasões biológicas, uma vez que o porto de Paranaguá recebe navios de várias regiões do mundo, como China, Coréia, Tailândia, Índia, Irã, Marrocos, Emirados Árabes, Espanha, Itália, Holanda e Inglaterra (Frangeto, 2005). Trabalhos têm sido realizados nesta área desde 2004 para identificação de potenciais bioinvasores (Neves et al., 2007; Neves & Rocha, 2008). O uso de substratos artificiais por espécies introduzidas foi registrado no Iate Clube de Paranaguá e o transporte por embarcações locais foram identificados como dispersores destas espécies na região.

O primeiro capítulo apresenta as espécies incrustantes presentes na marina do Iate Clube, classificadas quanto ao local de origem como criptogênicas, nativas ou introduzidas, e a capacidade destas espécies de recrutar sobre o substrato granito natural da região, visando identificar se o tipo de substrato pode ser seletivo ao estabelecimento das espécies introduzidas. O segundo capítulo apresenta o potencial de recrutamento das espécies, identificado através da contagem de recrutas ao longo do tempo, onde a amplitude do período de recrutamento e o número de recrutas sobre o substrato limpo mostram as espécies com grande capacidade de recrutamento e longo período reprodutivo. Finalmente no terceiro capítulo, são identificados a longevidade e o comportamento das espécies introduzidas e criptogênicas em substrato natural submerso por um ano, com o intuito de identificar se as espécies introduzidas são capazes de manter-se no substrato por longo período e se são abundantes conforme a comunidade se desenvolve. Por fim, utilizando a informação obtida, são recomendados planos de manejo com o intuito de reduzir os riscos de invasão por espécies consideradas potencialmente invasoras.

Com o conhecimento gerado por este trabalho espera-se contribuir para compreender melhor a dinâmica do processo de introdução e identificar precocemente espécies com alto potencial invasor na Baía de Paranaguá, com a finalidade de conservar a biodiversidade local.

Referências

Alpert, P., Bone, E., Holzapfel, C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Urban & Fischer*, 3: 52-66.

Bax N, Williamson A, Aguero M, Gonzalez E, Geeves W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Mar. Police*, 27:313-323.

Carlton, J.T., 1996a. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biol. Conserv.*, 78: 97-106.

Carlton, J.T., 1996b. Biological invasion and cryptogenic species. *Ecology*, 77(6): 1653-1655.

Frangeto, L., 2005. Paranaguá investe em infra-estrutura. Disponível em <http://www.portogente.com.br/texto.php?cod=2982>. Acesso em: 26/10/2008.

Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., Minchin, D., Boltovskoy, D., Burlakova, L.E., 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biol. Invasions* 9, 161-180.

Lambert, C.C., Lambert, G., 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 259: 145–161.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.*, 10(3), 689-710.

Neves, C.S. and R.M. Rocha. – 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Braz. arch. biol. technol.*, 51(3): 623-633.

Neves, C.S., Rocha, R.M., Pitombo, F.B., Roper, J.J., 2007 . Artificial substrate use by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling*, 23: 319-330.

Ranasinghe , J.A., Mikel, T.K., Velarde, R.G., Weisberg, S.B., Montagne, D.E., Cadien, D.B. Dalkey, A., 2005. The prevalence of non-indigenous species in southern California embayments and their effects on benthic macroinvertebrate communities. *Biol. Invasions*, 7: 679–686.

Ricciardi, A., 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conserv. Biol.*, 21: 329-336.

Ruiz, G.M., Fofonoff, P.W., Carlton, J.T., Wonham, M.J., Hines, A.H., 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 31: 481–531.

Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H., 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *Am. Zool.*, 37: 621-632.

Smith, D.L., M.J. Wonham, L.D. McCann, G.M. Ruiz, A.H. Hines & J.T. Carlton, 1999. Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. *Biol. Invasion*, 1: 67–89.

Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E., 2005. Globalization in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European Seas. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 43: 419-453.

Wyatt, A.S.J., Hewitt, C.L, Walker, Di.I., Ward, T.J. 2005. Marine introductions in the Shark Bay World Heritage Property, Western Australia: a preliminary assessment. *Diversity Distrib.*, 11: 33–44.

Capítulo 1

Capacidade de recrutamento de espécies introduzidas e criptogênicas em substrato natural na Baía de Paranaguá, Paraná[1]

Resumo

Barreiras naturais são identificadas como importantes mecanismos que atuam no impedimento do estabelecimento de bioinvasores. A distinção entre diferentes substratos, como variações de cor, textura, orientação entre outros pode influenciar o recrutamento de invertebrados sésseis e resultar em comunidades diferentes, podendo as características do substrato limitar alguns táxons. Este estudo teve como objetivo testar se o conjunto de atributos do granito, substrato natural da região sul do Brasil, pode ser seletivo no recrutamento de espécies introduzidas e criptogênicas já estabelecidas em substratos artificiais. Foram fixadas mensalmente, durante um ano, placas de granito não polido próximas às estruturas artificiais de um Iate Clube. As placas ficaram submersas por dois meses e os organismos recrutados foram identificados e comparados com os resultados de outros estudos no mesmo local que identificaram as espécies presentes nas estruturas artificiais. Os resultados mostraram que o substrato granito mostrou-se ineficiente como um fator limitante ao recrutamento de espécies introduzidas, sendo a maioria das espécies capazes de estabelecer-se sobre este substrato.

Palavras-chave: Espécies exóticas, barreiras naturais, recrutamento, invertebrados marinhos.

Introdução

Espécies exóticas marinhas estão sendo frequentemente espalhadas ao redor do mundo por meio das atividades marítimas mediadas pelo homem e este fenômeno acarreta um significativo efeito de mudanças globais no ambiente marinho (Ruiz *et al.*, 1997). A navegação é conhecida historicamente como o principal vetor de dispersão de espécies exóticas, devido ao fato das embarcações fornecerem transporte nos tanques de lastro, nos cascos e nas caixas de mar (Coutts *et al.*, 2003).

Quando transportadas para um novo ambiente, as espécies ficam sujeitas à disponibilidade de recursos e às condições ambientais para sobreviverem e manter uma

[1] Capítulo formatado para a revista Scientia Marina

população. Assim, quanto maior a tolerância das espécies às variações de salinidade, temperatura, concentração de matéria orgânica, poluentes, entre outros, maior é a sua capacidade para estabelecer-se no ambiente. Condições adversas a esta tolerância constituem barreiras naturais, impedindo que estas espécies se estabeleçam e se tornem introduzidas.

Para os organismos bênticos sésseis, a disponibilidade de espaço no substrato é o recurso limitante principal, pois estes organismos dependem dele para a fixação. Portanto, a disponibilidade de espaço no substrato se torna condicionante para a introdução de novos organismos. Em ambientes costeiros, o desenvolvimento portuário e as demais construções humanas introduzem constantemente novos substratos em áreas subaquáticas, fornecendo estruturas disponíveis para a colonização de invertebrados sésseis. Estas estruturas, como píeres e flutuadores, são geralmente constituídos de substratos artificiais, como fibra de vidro, concreto, madeira, plástico entre outros. Quando atracadas ou mesmo durante a passagem, as embarcações ficam próximas a estas estruturas, facilitando que as larvas provenientes das espécies transportadas possam fixar-se nas mesmas. Assim, estes substratos são facilmente ocupados por espécies exóticas, que podem aproveitar-se deles para sua ocupação inicial (Connel & Glasby, 1999).

Por outro lado, mesmo sendo capazes de estabelecerem-se em substratos artificiais, as espécies exóticas incrustantes somente serão ameaças à fauna nativa caso consigam também se estabelecer no substrato natural da região de introdução. A capacidade de fixação em substrato natural pode representar um fator limitante ao estabelecimento de espécies exóticas, impedindo que estas se tornem invasoras. Estudos apontam que variações estruturais do substrato resultam em diferentes comunidades, tanto em composição de espécies quanto em abundância das mesmas (Meadows, 1964; Connell, 2000; Glasby, 2000; Stachowicz *et al.*, 2007; Flores & Faulkes, 2008). Assim a colonização em substratos naturais poderá diferir da colonização em substratos artificiais quando os substratos apresentarem características estruturais distintas (Perkol-Finkel *et al.*, 2006). Dentre outras características associadas ao substrato que também podem influenciar a comunidade que se desenvolverá estão a orientação espacial, profundidade, idade e eventos de perturbações ocorridos (Connel & Glasby, 1999; Perkol-Finkel & Benayahu, 2005).

O material da superfície do substrato, como concreto, granito entre outros, podem influenciar no recrutamento de alguns táxons (Glasby & Connel, 2001; Knott *et*

al., 2004). Dessa forma, os efeitos sobre a composição da comunidade podem depender da composição do substrato, mas também podem ser variáveis ao longo de relativamente pequenas escalas espaciais, uma vez que variações espaciais e temporais desempenham grande influência na diferenciação das comunidades entre substratos artificiais e naturais (Glasby, 2000).

A textura do substrato também se mostra um importante fator que influencia a fase de recrutamento. Em um estudo comparando recrutamento de Cirripedia em substrato granito liso e rugoso, observou-se que o substrato granito de textura rugosa apresenta um forte recrutamento quando comparado ao mesmo substrato de textura lisa, indicando que a variabilidade estrutural do substrato pode causar diferenças na composição de comunidades entre superfícies de texturas distintas (Skinner & Coutinho, 2005).

O conjunto de atributos do substrato (cor, textura, formato, composição entre outros) pode facilitar ou dificultar o recrutamento das espécies, uma vez que as propriedades físicas e químicas podem afetar o assentamento, crescimento e sobrevivência dos indivíduos (Connell & Glasby, 1999). Algumas espécies diferem no recrutamento em um ou outro substrato dependendo da composição mineral, como é o caso do hidrozoário *Eudendnum glomeratum*, que se estabelece preferencialmente em substratos carbonáticos do que quartzíticos (Bavestrello et al, 2000). Outras espécies são generalistas em termos de utilização do substrato e são capazes de recrutar em diversos tipos de materiais (Creed & Paula, 2007).

Este estudo teve como objetivo testar se o conjunto de atributos do substrato granito, natural na região de estudo, pode ser seletivo ao estabelecimento de espécies introduzidas e criptogênicas presentes nas estruturas artificiais de um Iate Clube na Baía de Paranaguá, Paraná. O Iate Clube apresenta estruturas artificiais, sendo as colunas dos píeres constituídas de concreto e os flutuadores produzidos com fibra de vidro. Estas estruturas diferem estruturalmente e, além disso, os flutuadores não sofrem mudanças de profundidade e estão constantemente submersos, diferente das colunas de concreto que sofrem influência da maré. O substrato de granito formador dos costões rochosos na região apresenta textura áspera e cor acinzentada. A comparação das espécies identificadas nas estruturas artificiais com as espécies recrutadas sobre o substrato granito identificará as potencialmente capazes de estabelecerem-se no substrato natural da região.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Iate Clube de Paranaguá localizado no Rio Itiberê, na Baía de Paranaguá, litoral do estado do Paraná (25º31'S, 48º30'W) (Fig. 1). A Baía de Paranaguá é parte de um grande sistema estuarino que inclui o sistema de Cananéia-Iguapé no litoral sul do estado de São Paulo. Sua abrangência inclui dois grandes corpos d'água, sendo as baías de Paranaguá e Antonina com 260km^2 de extensão e as baías de Laranjeiras e Pinheiros com 200km^2. Este sistema estuarino é conectado com o mar aberto por três canais, sendo o principal junto à ilha do Mel (Lana *et al.*, 2001).

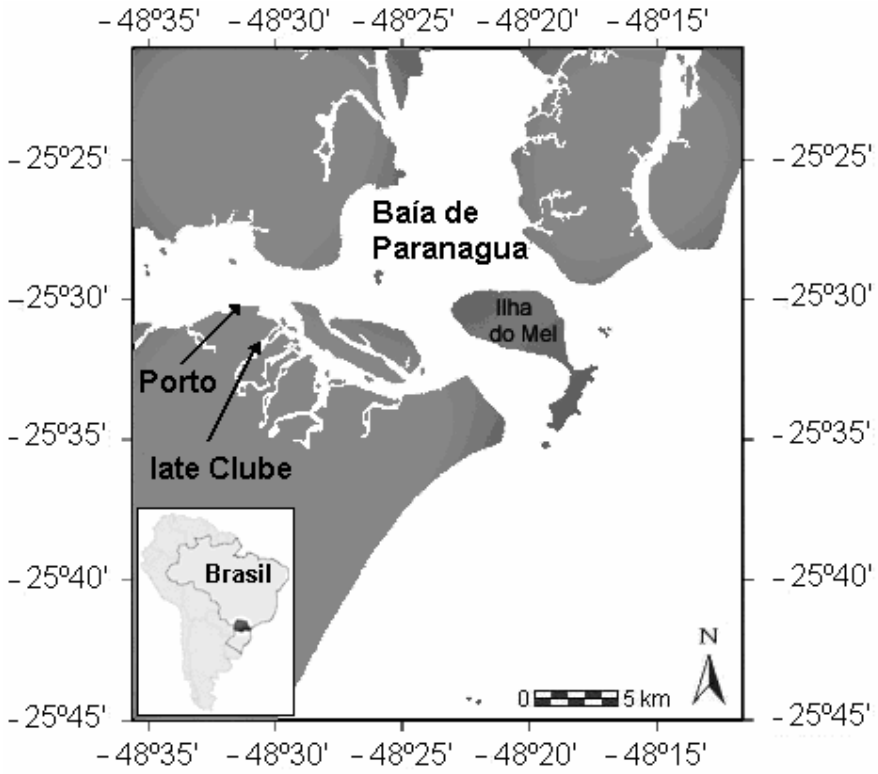

Fig.1 Mapa da Baía de Paranaguá, localização da área de estudo e do Porto de Paranaguá. No detalhe mapa do Brasil com a localização do estado do Paraná.

O padrão de circulação e estratificação da água varia entre as estações, sendo a salinidade de 12-29 no verão e 20-34 no inverno e a temperatura entre 23º-30º C no verão e 18º-25º C no inverno (Lana *et al.*, 2001).

O rio Itiberê banha a cidade de Paranaguá, e a separa da Ilha dos Valadares. Nas margens do rio havia áreas de manguezais que foram devastadas devido à expansão da cidade (Caneparo, 2000). Atualmente as margens do rio apresentam remanescentes de manguezais e vários atracadouros e cais que servem de abrigo para a fauna incrustante.

O Iate Clube apresenta dois píeres, constituídos de uma passarela central, que é suportada por colunas de concreto, e de flutuadores de fibra de vidro recobertos de madeira, que são conectados à passarela por rampas (Fig. 2A).

Próximo ao Iate Clube está o porto de Paranaguá, considerado o mais importante da região sul do Brasil. Até o final do século XIX, o porto situava-se às margens do rio Itiberê, no centro histórico da cidade. Com o surgimento dos navios de maior porte, o Porto de Paranaguá mudou suas instalações para águas mais profundas na Baía de Paranaguá, oficialmente em 1935 (Godoy, 2000).

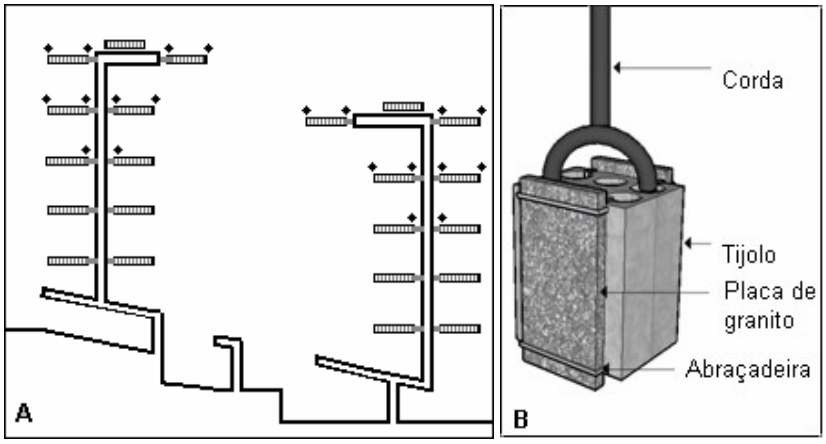

Fig. 2 (A) Mapa dos píeres do Iate Clube de Paranaguá. Os losangos pretos indicam o local de estabelecimento dos conjuntos experimentais. (B) Detalhe de um conjunto experimental.

Desenho amostral

Foram fixadas mensalmente 10 placas de granito não polido (23x11,5 cm^2) distribuídas de forma aleatória em conjuntos experimentais fixados nas estruturas do Iate Clube. Cada conjunto constituiu-se de uma corda (1,5 m), sendo uma das extremidades presa ao flutuador e a outra presa a um tijolo de 6 furos com até duas placas de granito fixadas com abraçadeiras (Fig. 2B). Foram utilizados 20 conjuntos experimentais (incluindo placas de outros experimentos), sendo oito posicionados nas

extremidades externas e 12 nas extremidades internas dos flutuadores (Fig. 2A). As placas permaneceram submersas em mesma profundidade devido à movimentação dos flutuadores com a maré e o peso dos tijolos. As placas estabelecidas a cada mês ficaram submersas por dois meses, sendo então recolhidas para análise em laboratório. O período de coleta foi de março de 2007 a fevereiro de 2008.

Análise em laboratório

Para análise das placas coletadas utilizou-se uma grade com quadrículas de 3,61 cm^2 cobrindo toda área da placa. O campo de análise foi uma amostra de 15 quadrículas observadas sob microscópio estereoscópico. Em cada quadrícula foram identificadas as espécies presentes. Somente a superfície exposta das placas foi analisada.

Classificação das espécies

As espécies presentes nas placas foram classificadas em nativas, introduzidas e criptogênicas, conforme a origem e distribuição (Carlton, 1996). Estes dados foram obtidos através de levantamento bibliográfico.

Capacidade de recrutamento em substrato natural

Para identificar as espécies introduzidas e criptogênicas presentes nas estruturas artificiais capazes de recrutar sobre o substrato natural da região, foram comparados dados de estudos realizados em substratos artificiais no Iate Clube, sendo um deles realizado em 2004 (Neves & Rocha, 2008) e outro em 2007-08 (Altvater & Haddad, em preparação), com os dados obtidos pelo atual estudo.

A pesquisa em 2004 realizou um levantamento das espécies incrustantes presentes nos flutuadores, colunas de concreto e casco das embarcações. Foram feitas raspagens nas estruturas no mês de abril, e o material coletado foi identificado em laboratório. A pesquisa em 2007-08 teve duração de 17 meses, sendo doze simultâneos ao presente estudo. Foram usadas placas de polietileno lixadas estabelecidas nas cordas de conjuntos experimentais presos aos flutuadores. As placas foram retiradas para análise in vivo no primeiro e segundo mês de imersão e as espécies foram identificadas no local.

Freqüência de ocorrência

Foi estimada a freqüência de ocorrência para as espécies presentes no substrato granito. Para medi-la, foram contadas para todas as espécies, o número de placas em que estiveram presentes dentro dos meses de ocorrência da espécie. Assim foi estimada a porcentagem de placas com presença de cada espécie em relação ao número total de placas dentro dos meses de ocorrência. Os meses de ocorrência também foram registrados.

Resultados

Classificação das espécies

Ao todo foram identificados 64 táxons na área, dos quais 47 ocorreram sobre o substrato granito. Para a maioria dos organismos foi possível identificar até espécies (48), no entanto alguns permaneceram em gênero ou família, devido às amostras não apresentarem condições para uma identificação mais precisa (Tabela 1).

A grande maioria das espécies identificadas é introduzida ou criptogênicas. Foram identificadas sete espécies introduzidas, sendo seis delas com ocorrência no substrato granito e apenas uma, o poliqueta *Polydora* cf. *cornuta* ocorrendo apenas em substrato artificial.

Das 48 espécies identificadas, apenas oito delas foram classificadas como nativas, sendo elas, *Fistulobalanus citerosum* (Cirripedia); *Nicolea uspiana*, *Pseudobranchiomma paulista e Branchiomma patriota* (Polychaeta); *Mytella charruana*, *Crassostrea rhizophorae* e *Ostrea puelchana* (Bivalvia); *Molgula phytophila* (Ascidiacea). As espécies *P. paulista* e *B. patriota* apresentam distribuição restrita ao Brasil, sendo este estudo o primeiro registro de ambas espécies para o estado do Paraná. A ascídia *M. phytophila* foi considerada endêmica do sul e sudeste do Brasil (Rocha & Kremer, 2005). O cirripédio *F. citerosum* apresenta distribuição no Atlântico sul ocidental e ocorrência no Brasil do litoral de Pernambuco ao Rio Grande do Sul (Apolinário, 2002). *Nicolea uspiana* foi identificada em 2003 no estado de São Paulo, e em 2004 no nordeste (Nascimento *et al.*, 2007), e este constitui o primeiro registro da espécie no Paraná. Quanto aos bivalves nativos, *O. puelchana* tem distribuição no

sudeste e sul, *M. charruana* ocorre em vários estados ao longo da costa e *C. rhizophorae* ocorre em toda a costa brasileira.

As espécies que não apresentam evidências quanto à origem e que possuem distribuição geográfica ampla foram classificadas como criptogênicas, sendo estas a maioria, somando 31 espécies. Dessas, a maior parte foram hidrozoários (10 espécies), seguidos de briozoários (9 espécies), poliquetas (4 espécies), ascídias (3 espécies), bivalves (2 espécies), cirripédios (2 espécie) e antozoários (1 espécie). Das 31 espécies criptogênicas, apenas 19 colonizaram o granito, sendo seis hidrozoários, seis briozoários, três ascídias, dois cirripédios, um bivalve e um anthozoa (Tabela 3).

Tabela 1. Lista de táxons encontrados no Iate Clube de Paranaguá, com status e distribuição geográfica

Táxon	Status*	Distribuição geográfica	Referências**
Hydrozoa			
Clytia hemisphaerica (Alder, 1856)	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Oriental, Brasil (ES-PR, RS)	5
Clytia gracilis (M. Sars, 1850)	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Ocidental e Oriental, Brasil (PE, SP, PR)	1, 5
Clytia noliformis (McCrady, 1859)	C	Atlântico Central, Mediterrâneo, mares da Europa, Brasil (BA, SP, PR)	1, 2
Clytia linearis (Thornely, 1899)	C	Circuntropical, Brasil (SP, ES)	1, 16
Plumularia floridana Nutting, 1900	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Oriental e Ocidental, Brasil (SP-ES, PE)	1, 17
Obelia bidentata Clarke, 1875	C	Circuntropical, Brasil (PE, RJ-PR)	22
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (ES-PR, RS)	1, 3, 4
Garveia franciscana Torrey, 1902	I	Atlântico Norte, Golfo do México, África Ocidental, Índia, Pacífico norte, Austrália, Brasil (PE)	22
Eudendrium carneum Clarke, 1882	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Oriental, Golfo da Califórnia, norte da Ilha Clarion, Brasil (SC, SP – BA, PE, FN)	1, 17
Hidractinia sp			
Tubulariidae sp			
Ectopleura dumortieri (Van Beneden, 1844)	C	Cosmopolita, Brasil (RS-RJ)	1, 3
Pinauay ralphi (Bale, 1884)	C	África do Sul, Brasil (RS-ES),	1, 4
Anthozoa			
Alcyonidae sp.			
Aiptasia pallida (Verrill, 1864)	C	Estados Unidos, Golfo do México, América do Sul, Brasil (RN, PE, BA – SP, SC)	24-30
Diadumeni sp			
Actiniaria			
Bryozoa			
Hippoporina verrilli Maturo & Schopf, 1968	C	Atlântico ocidental (sul de Cape Cod ao Brasil), Pacífico, (Golfo da Califórnia, às Ilhas Galápagos). Brasil (SP)	9, 36
Hippoporina pertusa (Esper, 1796)	C	Mares Árticos, Atlântico Norte, Mediterrâneo, Costa Pacífica do México e Colômbia, Galápagos,	22, 36

Tabela 1. Continuação

Táxon	Status*	Distribuição geográfica	Referências**
		Austrália, Brasil (RJ, SP, PR)	
*Sinoflustra annae (*Osburn, 1953)	C	Florida, Texas, Panamá, Oeste da África, Brasil (SP, PR)	36, 39
Bugula stolonifera Ryland, 1960	C	Cosmopolita, Brasil (RJ, SP)	7, 10, 36
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (RJ, SP, PR, SC)	7, 10, 36
Electra tenella (Hincks, 1880)	C	Índia Oriental, Japão, Nova Zelândia, Mediterrâneo, Flórida, Porto Rico, Colômbia, Brasil (sul e sudeste)	13, 14, 36 - 38
Biflustra denticulata Smitt, 1873	C	Colômbia, Brasil (ES, SP, PR, SC)	14, 36
Alcyonidium polyoum (Hassall, 1841)	C	Cosmopolita, exceto Antártica, Brasil (ES, SP, PR)	22, 36
Alcyonidium sp			
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	C	Cosmopolita, com exceção das altas latitudes, Brasil (ES-SC)	22, 36
Conopeum sp			
Bivalvia			
Mytella charruana d'Orbigny (1842)	N	Pacífico (Equador, Ilhas Galápagos e México), Atlântico (Venezuela, Suriname, Uruguai e Argentina), Brasil (PB, PE, AL, RJ, SP, PR)	22, 31 - 34
Brachidontes cf. *rodriguezi* (d'Orbigny, 1846)	C	Argentina, Brasil (RS)	25
Brachidontes sp			
Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828)	N	Venezuela, Suriname, Uruguai, Brasil (toda a costa).	11, 12, 34
Perna perna (Linnaeus, 1758).	IH	Mediterrâneo, Senegal, África do Sul, Brasil (ES - RS).	2, 34, 38
Ostrea puelchana (D'Orbigny)	N	Brasil (RJ) até Golfo San Matias, Argentina	12
Musculus lateralis (Say, 1822)	C	Carolina do Norte até a Flórida, Texas, West Indies, Ilha Trindade, Brasil (PE-SC).	12
Hiatella sp			
Polychaeta			
Polydora colonia Moore, 1907	C	Massachusetts a Carolina do Norte, Jamaica, Mediterrâneo, África do Sul, Brasil (PR)	22
Polydora cf. *cornuta* Bosc, 1902	I	EUA (Atlântico e Pacífico), Golfo do México, Caribe, nordeste e sudeste da Europa, Austrália, China, Coréia, Japão, Rússia, Índia, Argentina, Brasil (ES-PR)	22
Neanthes cf. *succinea* (Frey e Leuckart, 1847)	C	Cosmopolita, Brasil (RJ-PR, RS)	22
Platynereis dumerilii (Audouin e Milne-Edwards, 1834)	C	Circuntropical, Brasil (SP, PR)	22
Capitella capitata (Fabricius, 1740)	C	Amplamente distribuída no Atlântico e Pacífico, Brasil (AL, SE, RJ-PR)	22
Nicolea uspiana Nogueira, 2003	N	Brasil (SP, PE)	18
Nicolea sp			
Pseudobranchiomma paulista de Matos Nogueira *et al.*, 2006	N	Brasil (SP)	15
Branchiomma patriota de Matos Nogueira *et al.*, 2006	N	Brasil (SP)	15
Pseudobranchioma sp.			
Serpula sp.			

Tabela 1. Continuação

Táxon	Status*	Distribuição geográfica	Referências**
Hydroides sanctaecrucis Krøyer *in* Mörch, 1863	I	Sul da Flórida, Carolina do Norte, Guiana Francesa, Austrália, Golfo do México, Venezuela, Brasil	20
Cirripedia			
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)	IH	Cosmopolita, Brasil (AP-RS)	40
Amphibalanus reticulatus (Utinoni, 1967)	I	Circuntropical, Brasil (PE, BA, RJ)	22
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	C	Cosmopolita, Brasil (CE-RS)	22
Striatobalanus amaryllis Darwin, 1854	I	Atlântico sul ocidental, Índico, Pacífico ocidental, Brasil (PI, PE, BA)	22
Fistulobalanus citerosum	N	Brasil (PB-RS)	22
Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854)	I	Estados Unidos (Louisiana, Flórida, Carolina do Sul, Geórgia), Golfo do México, Bélgica, Pacífico norte oriental, Brasil (ES-RS)	2, 6, 9
Balanus trigonus (Darwin, 1854)	C	Cosmopolita, Brasil (AP-RS)	6, 7, 8
Amphipoda			
Monocorophium sp.			
Laticorophium sp.			
Jassa sp.			
Ascidiacea			
Microcosmus exasperatus Heller, 1878	C	Circuntropical, Brasil (PE, RJ-SC)	21
Symplegma rubra Monniot, 1972	C	América do Norte, Caribe, Indico, Pacífico, Brasil (sul e sudeste),	21, 23
Styela plicata (Lesueur, 1823)	I	Ampla distribuição mundial, Brasil (BA, sudeste e sul)	21
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)	C	Ampla distribuição mundial,, Brasil (BA, sudeste e sul)	21
Molgula phytophila Monniot 1969-70	N	Brasil (sul e sudeste)	21
Styelidae			

* Status: I = introduzida, IH = introdução histórica, N = nativa, C = criptogênica

** Referências: 1 – Migotto *et al.* (2002); 2 - http://www.marinespecies.org/; 3 – Galea *et al.* (2007); 4 – Millard (1975); 5 – Kelmo & Attrill (2003); 6 – Apolinário (2002); 7 - Orensanz *et al*. (2002); 8 - Zullo (1992); 9 - Smithsonian Marine Station at Fort Pierce; 10 – Wyatt *et al*. (2005); 11 - Ocean Biogeographic Information System; 12 – Rios (1994); 13 – Streftaris *et al.* (2005); 14 – Montoya-Cadavid *et al.* (2007); 15 – Nogueira *et al*. (2006); 16 – Boero *et al.* (2005); 17 – Kelmo & Vargas (2002); 18- Nascimento *et al*. (2007); 19 – Nascimento & Torres (2006); 20 – Hayes *et al*. (2005); 21 – Rocha & Kremer (2005); 22 – Neves & Rocha (2008); 23 – Millar (1958); 24 – Schlenz *et al.* (1998); 25 - Carlgren & Hedgpeth (1952); 26 - Gomes & Mayal (1997); 27 – Castro *et al*. (1995); 28 – Pires *et al.* (1992); 29 – Schlenz (1983); 30 – Corrêa (1964); 31 – Junqueira *et al.* (2004); 32 – Nishida *et al.* (2004); 33 – Christo & Absher (2001); 34 – Correia & Sovierzoski (2003); 35 – Maia *et al.* (2006); 36 – Vieira *et al*. (2008); 37 - Gordon & Mawatari (1992); 38 – Winston (1982); 39 - McCann *et al*. (2007); 40 – Rocha (1999).

Freqüência de ocorrência

O período de ocorrência das espécies foi bastante variado, sendo que algumas ocorreram em apenas um mês, enquanto outras ocorreram em todos os meses do estudo. Entre as espécies introduzidas, observou-se que em todos os meses havia pelo menos uma espécie recrutando, sendo que no verão, *Garveia franciscana*, *Amphibalanus*

reticulatus e *Striatobalanus amaryllis*, no outono, *A. reticulatus* e *Megabalanus coccopoma*, no inverno, *A. reticulatus*, *M. coccopoma* e *Styela plicata* e na primavera, *Hydroides sanctaecrucis*, *A. reticulatus* e *S. plicata*. A freqüência de ocorrência mínima foi de 10%, indicando espécies raras, enquanto a máxima foi de 100% das placas, indicando que a espécie apresenta uma forte ocupação do substrato (Tabela 2).

As espécies com maior freqüência de ocorrência (>70%) foram, *Hippoporina verrili*, *Electra tenella*, *Amphibalanus reticulatus*, *Amphibalanus improvisus*, *Molgula phytophila* e *Styelidae*. Os anfípodas *Monocorophium* sp, *Laticorophium* sp e *Jassa* sp, e os hidrozoários *Clytia gracilis*, *Obelia dichotoma e Obelia bidentata*, foram agrupados para a análise de freqüência de ocorrência devido à dificuldade de separação das espécies e juntos apresentaram freqüência de 99,1% e 89,7% respectivamente.

A freqüência das espécies introduzidas foi muita alta para *A. reticulatus*, intermediária para *G. franciscana*, *H. sanctaecrucis*, *S. plicata* e *M. coccopoma*, e baixa apenas para *S. amaryllis* (tabela 2).

Tabela 2. Lista de táxons identificados no substrato natural (granito) com a freqüência e período de ocorrência. Espécies introduzidas em negrito.

Táxon	Freqüência de ocorrência (%)	Meses de ocorrência	Táxon	Freqüência de ocorrência (%)	Meses de ocorrência
Clytia gracilis e *Obelia* spp	89,7	Abr – jan	*Nicolea uspiana*	55,1	fev - dez
Clytia noliformis	10	agosto	*Pseudobranchioma* sp	49,5	fev - dez
Garveia franciscana	**25**	**dez - mar**	*Pseudobranchiomma paulista*	10	fev
Hidractiniidae sp	62	fev – mai, set	*Branchiomma patriota* sp.nov.	10	fev
Tubulariidae sp	10	mai, set	*Serpula* sp	22,5	mar, abr, jul, set
Ectopleura dumortieri	30	Ago – set	***Hydroides sanctaecrucis***	**30**	**nov**
Pinauay ralphi	10	ago	*Amphibalanus amphitrite*	57,5	jun - set
Alcyonidae sp.	71,6	fev - mai, out - dez	***Amphibalanus reticulatus***	**75,9**	**mai - jan**
Actiniaria	53	todos	*Amphibalanus improvisus*	82,5	abr - jan
Aiptasia pallida	14,8	fev, ago, nov	*Fistolobalanus citerosum*	74,4	todos
Hippoporina verrili	77,6	fev – jul, set - jan	***Striatobalanus amaryllis***	**20**	**fev**
Synoflustra annae	21,3	fev – mai, nov	***Megabalanus coccopoma***	**60**	**mai - ago**
Bugula stolonifera	25,0	jul - ago	*Balanus trigonus*	13,3	jul – set
Bugula neritina	55,0	Mai - ago	*Monocorophium* sp, *Laticorophium* sp, *Jassa* sp	99,1	todos
Electra tenella	88,9	todos	*Microcosmus exasperatus*	24,7	mar – jun, set - dez

Tabela 2. Continuação.

Táxon	Freqüência de ocorrência (%)	Meses de ocorrência	Táxon	Freqüência de ocorrência (%)	Meses de ocorrência
Biflustra aff. *denticulata*	12,5	fev, abr, maio, out	*Symplegma rubra*	30	mar - mai, set - out
Mytella charruana	71,8	todos	***Styela plicata***	**31,6**	**jun – nov**
Perna perna	45	mai - jul, set	*Diplosoma listerianum*	16,7	mar - abr, set
Ostrea puelchana	59,8	jan – jul, set – nov	Styelidae	100	abril
Musculus lateralis	52,9	fev - ago	*Molgula phytophila*	53,2	jul - nov
Hiatella sp	48,7	todos			

Discussão

Os resultados revelaram que o substrato granito mostrou-se ineficiente como um fator limitante ao recrutamento de espécies introduzidas, sendo a maioria das espécies capazes de colonizar este substrato. Além disso, a freqüência de ocorrência destas espécies de modo geral foi alta, indicando alta capacidade de estabelecimento sobre o substrato. Em todos os meses do ano houve pelo menos uma espécie introduzida presente nas placas. Estes resultados apontam para a necessidade de pesquisas voltadas ao monitoramento e controle destas espécies, uma vez que as comunidades naturais estão sujeitas à presença das mesmas, que em condições favoráveis ao estabelecimento e crescimento, podem vir a causar danos irreversíveis ao ambiente.

Levantamentos das espécies presentes em substratos naturais da região são raros e geralmente voltados a um grupo específico como tunicados (Rocha & Kremer, 2005), e hidrozoários (Haddad, 1992). Desta forma, pouco se sabe sobre a presença das espécies introduzidas encontradas na marina do Iate Clube nestes ambientes.

A ascídia *Styela plicata* foi registrada na Ilha do Mel e em Paranaguá em 1954 e 1962 respectivamente. Houve registros também em Santa Catarina (Florianópolis e São Sebastião) em 1962, São Paulo (Santos) e Rio de Janeiro (Niterói) em 1958 (Barros, 2007). A espécie permanece na região e foi encontrada recentemente na Ilha do Mel (Rocha & Kremer, 2005).

Algumas espécies introduzidas na Baía de Paranaguá foram identificadas em levantamentos realizados em regiões próximas. O cirripédios *M. coccopoma* e *A. reticulatus* foram encontrados em Santa Catarina, em Penha (Kremer, 2008), em placas de polietileno estabelecidas em um cultivo de mexilhões. *Megabalanus coccopoma* foi registrado também na Urca (RJ) (Ramos *et al.*, 2005) em substrato natural, na Ilha

Guaíba (RJ) (Nassar & Silva, 1999) em placas de PVC e no Porto de Sepetiba (Junqueira *et al.*, 2004).

Das 25 espécies introduzidas e criptogênicas que recrutaram no substrato granito no presente estudo, somente seis e 13 espécies foram presentes em estudos com substratos artificiais realizados em 2004 e 2007/08 respectivamente, no Iate Clube. No entanto, foram identificadas 12 espécies criptogênicas e uma introduzida, o poliqueta *Polydora* cf. *cornuta*, que só ocorreram nos substratos artificiais (Tabela 3).

Quanto às ocorrências das espécies introduzidas, somente *P.* cf. *cornuta* observada em 2004 não ocorreu nos experimentos de 2007/08, o que indica que a espécie pode ter sofrido uma extinção local, ou que a mesma encontra-se incapaz de recrutar sobre granito e polietileno.

As espécies *Clytia hemisphaerica, Hippoporina pertusa, Alcyonidium polyoum, Conopeum reticulum, Brachidontes* cf. *rodriguezi, Polydora colonia, Polydora* cf. *cornuta, Platynereis dumerilii* e *Capitella capitata* presentes em 2004 não apareceram nos experimentos de 2007/08, o que pode indicar que estas espécies não se encontram mais no local de estudo ou que as mesmas são incapazes de recrutar sobre os substratos polietileno e granito, ou ainda que estas espécies não sejam colonizadoras iniciais, e, portanto não apareceram no presente trabalho, devido às placas analisadas serem de apenas um e dois meses de imersão.

As espécies *Clytia linearis, Plumularia floridana* e *Eudendrium carneum,* identificadas no substrato polietileno em 2007/08, não recrutaram sobre o granito no mesmo período, indicando que este substrato pode apresentar características que limitam o recrutamento dessas espécies.

Explicação para o aparecimento de espécies somente no substrato granito e não nos demais substratos artificiais, incluem período de amostragem e restrição do substrato polietileno. A coleta nos substratos artificiais em 2004 ocorreu em um único mês, enquanto os experimentos de 2007/08 ocorreram por 12 meses consecutivos. Esta maior abrangência temporal permite a coleta de um maior número de organismos. Quanto à ausência nas placas de polietileno, pode ser uma restrição de substrato, pois as características do material polietileno podem ter restringido algumas espécies. Além disso, algumas espécies foram raras, com baixa freqüência de ocorrência, resultando em recrutamento ao acaso apenas sobre as placas de granito.

As espécies introduzidas *G. franciscana*, *A. reticulatus*, *A. amphitrite* e *S. amaryllis*, estiveram presentes em 2004 e 2007/08, ocorrendo em substratos artificiais e

naturais. A presença destas espécies em substratos variados demonstra a plasticidade das mesmas na fase de assentamento larval, o que as torna eficientes na ocupação inicial de substratos. Dentro do período de ocorrência, *G. franciscana*, *A. reticulatus*, *A. amphitrite* e *S. amaryllis* obtiveram freqüência de ocorrência de 25%, 75,9%, 57,5% e 20% respectivamente, o que indica que estas espécies poderão se estabelecer sobre o substrato natural da região, com exceção de *S. amaryllis* que ocorreu em um único mês sobre o granito e apresentou baixa freqüência de ocorrência.

As espécies introduzidas, *S. plicata*, *H. sanctaecrucis* e *M. coccopoma* estiveram presentes apenas em 2007/08, ocorrendo somente no granito, com exceção de *M. coccopoma* que também ocorreu sobre o substrato polietileno. No entanto, a ausência em 2004 pode ser devido à coleta ter sido restrita ao mês de abril, mês em que estas espécies não apresentaram recrutamento em 2007/08, ou devido estas espécies terem chegado ao local após 2004. A ausência de *S. plicata* e *H. sanctaecrucis* nas placas de polietileno pode ser devido às características do substrato limitarem o recrutamento destas espécies.

Tabela 3. Lista de táxons encontradas no Iate Clube de Paranaguá, com status e indicação do tipo de substrato encontrado (artificial 2004 - Neves & Rocha, 2008; artificial em 2007-08 - Altvater & Haddad, em preparação, e/ou natural 2007-08 – presente estudo).

Táxon	Status*	Substrato		
		Art. 2004	Art. 2007-08	Natur. 2007-08
Hydrozoa				
Clytia hemisphaerica (Alder, 1856)	C	X		
Clytia gracilis (M. Sars, 1850)	C		X	X
Clytia noliformis (McCrady, 1859)	C			X
Clytia linearis (Thornely, 1899)	C		X	
Plumularia floridana Nutting, 1900	C		X	
Obelia bidentata Clarke, 1875	C	X	X	X
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)	C	X	X	X
Garveia franciscana Torrey, 1902	I	X	X	X
Eudendrium carneum Clarke, 1882	C		X	
Hidractinia sp.			X	X
Tubulariidae sp.			X	X
Ectopleura dumortieri (Van Beneden, 1844)	C			X
Pinauay ralphi (Bale, 1884)	C			X
Anthozoa				
Alcyonidae sp.			X	X
Aiptasia pallida (Verrill, 1864)	C		X	X
Diadumeni sp.			X	
Actiniaria			X	X
Bryozoa				
Hippoporina verrilli Maturo & Schopf, 1968	C		X	X
Hippoporina pertusa (Esper, 1796)	C	X		
*Sinoflustra annae (*Osburn, 1953)	C		X	X
Bugula stolonifera Ryland, 1960	C			X
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)	C		X	X

Tabela 3. Continuação

Táxon	Status*	Substrato		
		Art. 2004	Art. 2007-08	Natur. 2007-08
Electra tenella (Hincks, 1880)	C		X	X
Biflustra denticulata Smitt, 1873	C			X
Alcyonidium polyoum (Hassall, 1841)	C	X		
Alcyonidium sp.			X	
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	C	X		
Conopeum sp.			X	
Bivalvia				
Mytella charruana d'Orbigny (1842)	N	X		X
Brachidontes cf. *Rodriguezi* (d'Orbigny, 1846)	C	X		
Brachidontes sp.				X
Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828)	N			X
Perna perna (Linnaeus, 1758).	IH			X
Ostrea puelchana (D'Orbigny)	N			X
Musculus lateralis (Say, 1822)	C			X
Hiatella sp.				X
Polychaeta				
Polydora colonia Moore, 1907	C	X		
Polydora cf. *cornuta* Bosc, 1902	I	X		
Neanthes cf. *succinea* (Frey e Leuckart, 1847)	C	X	X	
Platynereis dumerilii (Audouin e Milne-Edwards, 1834)	C	X		
Capitella capitata (Fabricius, 1740)	C	X		
Nicolea uspiana Nogueira, 2003	N			X
Nicolea sp.			X	
Pseudobranchiomma paulista de Matos Nogueira *et al.*, 2006	N			X
Branchiomma patriota de Matos Nogueira *et al.*, 2006	N			X
Pseudobranchioma sp.				X
Serpula sp.				X
Hydroides sanctaecrucis Krøyer *in* Mörch, 1863	I			X
Cirripedia				
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)	IH	X	X	X
Amphibalanus reticulatus (Utinoni, 1967)	I	X	X	X
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	C	X	X	X
Striatobalanus amaryllis Darwin, 1854	I	X		X
Fistulobalanus citerosum (Henry 1973)	N	X	X	X
Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854)	I		X	X
Balanus trigonus (Darwin, 1854)	C			X
Amphipoda				
Monocorophium sp.				X
Laticorophium sp.				X
Jassa sp.				X
Ascidiacea				
Microcosmus exasperatus Heller, 1878	C			X
Symplegma rubra Monniot, 1972	C			X
Styela plicata (Lesueur, 1823)	I			X
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)	C			X
Molgula phytophila Monniot 1969-70	N			X
Styelidae				X

* Status: I = introduzida, IH = introdução histórica, N = nativa, C = criptogênica

A constante introdução de construções antrópicas em áreas estuarinas fornece substratos nos quais as espécies podem fixar-se e sobreviverem. Connel e Glasby (1999)

alertam que o aumento no número de habitats urbanos não beneficia o ambiente se mudanças associadas à composição e abundância de espécie conduz para a degradação de outros componentes naturais de áreas estuarinas. Se estes substratos funcionam como habitat para espécies introduzidas, então estamos fornecendo condições favoráveis para efetivar futuros bioinvasores. Além disso, a adição de substratos artificiais, como flutuadores, envolvem a criação de áreas adicionais de substrato duro em locais onde até então faltavam estes substratos, o que pode levar a uma mudança na dispersão de organismos sésseis, permitindo que espécies de baixa capacidade de dispersão possam cobrir grandes distâncias usando estruturas urbanas como "trampolins", podendo não somente levar à expansão de táxons nativos para outras áreas como também facilitar a invasão de espécies exóticas que chegam aos portos através de navios internacionais (Connell, 2001). A área de estudo apresenta estas características, onde os substratos consolidados naturais encontram-se relativamente dispersos, porém há uma alta concentração de construções antrópicas no estuário, que permitem o assentamento e sobrevivência das espécies. Essa adição de substratos, como também o fluxo alto de embarcações internacionais e de recreio diminui a distância entre as áreas e torna mais fácil a dispersão de propágulos, uma vez que adultos reprodutores são transportados e podem encontrar nestes substratos artificiais habitats para garantir a sobrevivência.

Um importante resultado foi que as assembléias formadas nos diferentes substratos variaram quanto à composição de espécies. Estas variações indicam que as características dos substratos apresentam influência no recrutamento de espécies em superfícies recém imersas. As propriedades físicas e químicas do substrato (Connell & Glasby, 1999), como também tamanho, forma e orientação, quantidade de luz incidente, sedimentação e efeitos de perturbação afetam o recrutamento das espécies (Connell & Glasby, 1999; Maughan, 2001; Perkol-Finkel & Benayahu, 2005). Os substratos polietileno e granito foram disponíveis em mesmo período, apresentaram ambos, orientação vertical e forma plana, foram localizados aproximadamente em mesma profundidade e próximos entre si. Apesar de estarem em condições semelhantes, apresentaram espécies com ocorrência exclusiva em um e não em outro substrato, o que demonstra a influência das características dos mesmos para a limitação do recrutamento de algumas espécies. Estas limitações ocorreram tanto para espécies que apresentaram alta freqüência de ocorrência quanto para espécies que apresentaram baixa freqüência de ocorrência. Por outro lado, as diferenças observadas entre os substratos de 2004 e 2007/08 não podem ser totalmente atribuídas ao substrato em si, pois essa variação pode

ter sido ocasionada por diversos fatores, como variação temporal, espacial e idade do substrato (Connell & Glasby, 1999). A preferência por um tipo de estrutura pode tornar táxons particulares com maior habilidade de recrutamento ou competição com outras espécies, tornando-os mais abundantes (Bulleri, 2005). Desta forma, para se ter um conhecimento real do potencial invasor de espécies introduzidas e criptogênicas no substrato natural da região é necessário não apenas estudos que acompanhem o recrutamento,mas também a sobrevivência e crescimento das espécies no substrato granito, para se ter dados do potencial reprodutivo e de competição pós-recrutamento das espécies.

Foi observado um grande número de espécies introduzidas e criptogênicas na região. Devido ao grande número de espécies criptogênicas, não foi possível medir a quantidade real de espécies introduzidas colonizando o substrato natural. No entanto, a falta de conhecimento quanto à origem das espécies criptogênicas não exclui a possibilidade destas espécies serem efetivamente introduzidas e tornarem-se invasoras e ocasionar danos, o que leva a uma necessidade de monitoramento destas espécies junto às introduzidas. Quando espécies criptogênicas são comuns, nós podemos desconhecer profundamente o impacto de invasões biológicas em comunidade naturais (Carlton 1996),

A prevenção de introduções não é claramente possível, mas pode ser possível reduzir o número de espécies invasoras se conhecermos quais espécies devemos monitorar (Alpert *et al.*, 2000). Portanto, este estudo sugere que futuros monitoramentos devem focar a atenção nas espécies identificadas como introduzidas e nas criptogênicas que apresentam maior freqüência e período de ocorrência, e que são capazes de estabelecerem no substrato natural.

O substrato granito mostrou-se ineficiente como um fator limitante ao recrutamento de espécies introduzidas, sendo a maioria das espécies capazes de estabelecer-se sobre o granito quando este se apresenta sem cobertura de espécies. Nestas condições, áreas sem cobertura em ambientes naturais estão susceptíveis ao recrutamento de espécies introduzidas, que sendo capazes de manter-se nestes locais podem ameaçar as espécies nativas, caso venham a tornarem-se competitivamente superiores, tomando espaço de outras espécies e monopolizando recursos. Desta forma, são necessários estudos detalhados que identifiquem as características competitivas das espécies em questão, e mapeamento da distribuição local das espécies mais abundantes e competitivas (que apresentam alto potencial invasor), a fim de identificar fontes de

propágulos para tornar possível um gerenciamento focado no controle e eliminação de adultos reprodutores, impedindo que estas espécies se tornem invasoras.

Referências

Alpert, P., E. Boné and C. Holzapfel. – 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Urban and Fischer*, 3: 52-66.

Altvater L. & M. A. Haddad. – 2009. *Composição, recrutamento, sucessão e sazonalidade de cnidários bentônicos em substrato artificial em um ambiente impactado na Baía de Paranaguá, Paraná*. Dissertação de mestrado, Univ. Federal do Paraná.

Apolinário, M. – 2002. Cracas invasoras no litoral brasileiro. *Ciênc. Hoje*, 188: 44-48.

Barros, R.C. – 2007. *Dispersão global e filogeografia de **Styela plicata** (Leseuer, 1823) (Tunicata, Ascidiacea).* Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná.

Bavestrello, G., C.N. Bianchi, B. Calcinai, R. Cattaneo-Vietti, C. Cerrano, C. Morri, S. Puce and M. Sarà. – 2000. Bio-mineralogy as a structuring factor for marine epibenthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 193: 241-249.

Boero, F., C.D. Camillo and C. Gravili. – 2005. Phantom aliens in Mediterranean Waters. *MarBEF Newsletter*, 3: 21-22.

Bulleri, F. – 2005. Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. *Mar. Environ. Res.*, 60: 355-374.

Carlton, J.T. – 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77(6): 1653-1655.

Caneparo, S.C. – 2000. Análise da dinâmica espacial da ocupação antrópica em Paranaguá/Pr (1952-1996), através do uso de sistemas de informações geográficas. *R. Ra'e Ga*, 4: 111-130.

Carlgren, O. and J.W. Hedgpeth. – 1952. Actiniaria, Zoantharia and Ceriantharia from shallow water in the Northwestern Gulf of Mexico. *Publ. Inst. Mar. Sci.*, 2: 143-172.

Carlton, J.T. – 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77: 1653-1655.

Castro, C.B., C.A. Echeverria, D.O. Pires, B.J.A. Mascarenhas and S.G. Freitas. – 1995. Distribuição de Cnidaria e Echinodrmata no infralitoral de costões rochosos de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, 55(3): 471-480.

Christo, S.W. and T.M. Absher. – 2001. Ciclo reprodutivo de *Mytella guyanensis* e *Mytella charruana* (Bivalvia; Mytilidae), na Baía de Paranaguá, Paraná. In: IX

Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, 2001, San Andres Isla. Resumenes IX COLACMAR, p. 198-198.

Connell, S.D. – 2000. Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., 247: 183-194.

Connell, S.D. – 2001. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the compostition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Mar. Environ. Res.*, 52: 115-125.

Connell, S.D. and T.N. Glasby. – 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Mar. Environ. Res.*, 47: 373-387.

Corrêa, D.D. – 1964. *Corallimorpharia* e *Actiniaria do Atlântico Oeste tropical*. Tese de Professor Catedrático, Istituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 139p.

Correia, M.D. and H.H. Sovierzoski. – 2003. Aspectos biométricos e de biomassa do sururu *Mytella charruana* (Orbigny, 1842) no complexo estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba, Maceió, Alagoas. In: XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia, 2003, Rio de Janeiro, RJ. Livro de Resumos, p. 161-161.

Coutts, A.D.M., K.M. Moore and C.L. Hewitt. – 2003. Ships' sea-chests: an overlooked transfer mechanism for non-indigenous marine species? *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 1504-1515.

Creed, J.C. and A.F. de Paula. – 2007. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 330: 101-111.

Flores, A.R. and Z. Faulkes. – 2008. Texture preferences of ascidian tadpole larvae during settlement. *Mar. Freshwater. Behav. Physiol.*, 41(3): 155-159.

Galea, H.R., V. Häussermann and G. Försterra. – 2007. Cnidaria, Hydrozoa: latitudinal distribution of hydroids along the fjords region of southern Chile, with notes on the world distribution of some species. *Check List*, 3(4): 308-320.

Glasby, T.M. – 2000. Surface composition and orientation interact to affect subtidal epibiota. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., 248: 177-190.

Glasby, T.M. and S.D. Connell. – 2001. Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214: 127-135.

Godoy, A.M.G. – 2000. Reestruturação produtiva e polarização do mercado de trabalho em Paranaguá – PR. *Rev. paran. Desenv.*, 99: 5-25.

Gomes, P.B. and E.M. Mayal. – 1997. Histórico dos estudos das anêmonas-do-mar (Cnidaria, Actiniaria) no Brasil. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, 25: 111-119.

Gordon, D.R. and S.F. Mawatari. – 1992. Atlas of marine-fouling Bryozoa of New Zealand ports and harbours. *Miscell. publ. New Zealand Oceanogr. Inst.*, 107: 1-52.

Hayes, K., C. Sliwa, S. Migus, F. McEnnulty and P. Dunstan. – 2005. National priority pests: Part II - Ranking of Australian marine pests. *Mar. Res.*, 106p.

Haddad, M.A. – 1992. *Hidróides (Cnidaria, Hydrozoa) de costões rochosos do litoral sul do estado do Paraná*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná.

Junqueira, A.O.R., H.P. Lavrado, M.S. Viana and M.M. Pinto. – 2004. Zoobentos de substrato consolidado. In: M.C. Villac, F.C. Fernandes, S. Jablonski, A.C.L. Neto and B.H. Coutinho (eds.), *Biota da área sob influência do Porto de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil: levantamento de dados pretéritos*, pp. 47-55. Ministério do Meio Ambiente.

Kelmo, F. and R. Vargas. – 2002. Anthoathecatae and Leptothecatae hydroids from Costa Rica (Cnidaria: Hydrozoa). *Rev.Biol. Trop.*, 50(2): 599-627.

Kelmo, F. and M.J. Attrill. – 2003. Shallow-water Campanulariidae (Hydrozoa, Leptothecatae) from Northern Bahía, Brazil. *Rev. Biol. Trop.*, 51: 123-146.

Knott, N.A., A.J. Underwood, M.G. Chapman and T.M. Glasby. – 2004. Epibiota on vertical and on horizontal surfaces on natural reefs and on artificial structures. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 84: 1117-1130.

Kremer, L.P. – 2008. *Potencial invasor de **Didemnum perlucidum** (Tunicata, Ascidiacea) em um ambiente de cultivo de mexilhões*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná.

Lana, P.C., E. Marone, R.E. Lopes and E.C. Machado. – 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecol. Stud.*, 144: 131-145.

Maia, C.B., Almeida, A.C.M. and F.R. Moreira. – 2006. Avaliação do teor de chumbo em mexilhões da espécie *Perna perna* na região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, 1(2): 195-198.

McCann, L.D., Hitchcock, N.G., Winston, J.E., and M.G. Ruiz. – 2007. Non-native bryozoans in coastal embayments of the Southern United States: New records for the western Atlantic. *Bull. Mar. Sci.*, 80(2): 319-342.

Maughan, B.C. – 2001. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 256: 59-71.

Meadows, P.S. – 1964. Substrate selection by *Corophium* species: The particle size of substrates. *J. Anim. Ecol.*, 33: 387-394.

Migotto, A.E., A.C. Marques, A.C. Morandini and F.L. Silveira. – 2002. Checklist of the Cnidaria Medusozoa of Brazil. *Biota Neotrop.*, 2: 1-31.

Millar, R.H. – 1958. Some ascidians from Brazil. *Ann. Mag. Nat. Hist*, 13: 497-514.

Millard, N.A.H. – 1975. Monograph on the Hydroida of southern África. *Ann. S. Afr. Mus.*, 68: 1-513.

Montoya-Cadavid, E., P. Flórez-Romero and J.E. Winston. – 2007. Checklist of the marine Bryozoa of the Colombian Caribbean. *Biota Colombiana*, 8(2): 159-184.

Nascimento, E.F. and M.F.A. Torres. – 2006. Macroinvertebrados associados a tubos de *Nicolea uspiana* Nogueira, 2003 (Polychaeta, Terebellidae) nos Recifes da praia de Boa Viagem, Recife – Pernambuco. *Bol. Téc. Cient. CEPENE*, 14(2): 9-15.

Nascimento, E.F., M.F.A. Torres and J.R.B. Souza. – 2007. Registro de *Nicolea uspiana* (Polychaeta, Terebellidae) para o nordeste brasileiro. *Bol. Téc. Cient. CEPENE*, 15: 109-112.

Nassar, C.A.G. and S.H.G. Silva. – 1999. Comunidade incrustante em quatro profundidades na ilha Guaíba – Rio de Janeiro (Brasil). In: S.H.G. Silva and H.P. Lavrado (eds.), *Ecologia dos ambientes costeiros do estado do Rio de Janeiro*, pp.195-211. Série Oecologia Brasiliensis v.7, Rio de Janeiro.

Neves, C.S. and R.M. Rocha. – 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Braz. arch. biol. technol.*, 51(3): 623-633.

Nishida, A.K., Nordi, N. and R.R.N. Alves. – 2004. Abordagem etnoecológica da coleta de moluscos no litoral paraibano. *Trop. Oceanogr.*, 32: 53-68.

Nogueira, J.M.M., M.C.S. Rossi and E. Lopez. – 2006. Intertidal Species of *Branchiomma* Kölliker and *Pseudobranchiomma* Jones (Polychaeta: Sabellidae: Sabellinae) Occurring on Rocky Shores along the State of São Paulo, Southeastern Brazil. *Zool. Stud.*, 45(4): 586-610.

Ocean Biogeographic Information System. Disponível em: <http://www.iobis.org/> acesso em 15 agosto de 2008.

Orensanz, J.M.L., E. Schwindt, G. Pastorino, A. Bortolus, G. Casas, G. Darrigran, R. Elías, J.J.L. Gappa, S. Obenat, M. Pascual, P. Penchaszadeh, M.L. Piriz, F. Scarabino, E.D. Spivak and E.A. Vallarino. – 2002. No longer pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biol. Invasions*, 4: 115-143.

Perkol-Finkel, S. and Y. Benayahu. – 2005. Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: shifts in community structure one decade post-deployment. *Mar. Environ. Res.*, 59: 79-99.

Perkol-Finkel, S., N. Shashar and Y. Benayahu. – 2006. Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Mar. Environ. Res.*, 61: 121-135.

Pires, D.O., C.B. Castro, A.E. Migotto and A.C. Marques. – 1992. Cnidários bentônicos do Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. *Bolm Mus. nac. Rio de Janeiro, Zool*., 354: 1- 21.

Ramos, A.B., H.P. Lavrado, A.O.R. Junqueira and S.H.G. Silva. – 2005. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels in Guanabara bay (RJ- Brazil). *Braz. arch. biol. technol.*, 48(6): 951-965.

Rios, E.C. – 1994. *Seashells of Brazil*. Fundação Universidade de Rio Grande, Museu ceanográfico, Rio Grande do Sul.

Rocha, C.E.F. – 1999. Maxillopoda. In: A.E. Migotto and C.G. Tiago (eds.), *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 3: invertebrados marinhos*, pp.207-216. FAPESP, São Paulo.

Rocha, R.M. and L.P. Kremer. – 2005. Introduced ascidians in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. *Rev. bras. Zool*., 22(4): 1170-1184.

Ruiz, G.M., J.T. Carlton, E.D. Grosholz and A.H. Hines. – 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *Amer. Zool.*, 37: 621-632.

Schlenz, E. – 1983. Anêmonas (Cnidaria, Actiniaria) do Brasil. *An. Acad. bras. Ci.*, 55(3): 330-331.

Schlenz, E., M.J.C. Belém, M.O. Zamponi and F. Acuña. – 1998. Distribution and some ecological aspects of Corallimorpharia and Actiniaria from shallow waters of the South American Atlantic coasts. *Physis*, 55(128): 31-45.

Skinner, L.F. and R. Coutinho. – 2005. Effect of microhabitat distribution and substrate roughness on barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) settlement. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 48: 109-113.

Smithsonian Marine Station at Fort Pierce. Disponível em: <http://www.sms.si.edu/irl spec/index.htm>. Acesso em: 10 agosto de 2008.

Stachowicz, J.J., J.F. Bruno and J.E. Duffy. – 2007. Understanding the effects of marine biodiversity on communities and ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*., 38: 739-766.

Streftaris, N., A. Zenetos and E. Papathanassiou. – 2005. Globalization in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Ocean. Mar. Biol.*, 43: 419-453.

Vieira, L.M., A.E. Migotto and J.E. Winston. – 2008. Synopsis and annotated checklist of recent marine Bryozoa from Brazil. *Zootaxa*, 1810: 1–39.

Winston, J.E. – 1982. Marine Bryozoans (Ectoprocta) of the Indian River area (Florida). *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist*., 173: 99-176.

Wyatt, A.S.J., C.L. Hewitt, Di. I. Walker and T.J. Ward. – 2005. Marine introduction in the Shark Bay World Heritage Property, Western Australia: a preliminary assessment. *Diversity Distrib.*, 11: 33-44.

Zullo, V.A. – 1992. *Balanus trigonus* Darwin (Cirripedia, Balaninae) in the Atlantic Basin: an introduced species? *Bull. Mar. Sci.*, 50: 66-74.

Capítulo 2

Potencial de recrutamento, sobrevivência e susceptibilidade à invasão nos primeiros dois meses de sucessão de uma comunidade incrustante na Baía de Paranaguá, Sul do Brasil[2]

Resumo

Espécies introduzidas são comuns em áreas portuárias ao redor do mundo e em condições favoráveis podem tornar-se invasoras e ocasionar problemas ecológicos e econômicos. O conhecimento precoce da dinâmica das espécies introduzidas pode fornecer informações importantes para a prevenção de bioinvasões. Este trabalho teve como objetivos identificar o potencial de recrutamento de espécies introduzidas e criptogênicas, avaliar a sobrevivência dos recrutas e a resistência à invasão de uma comunidade com um mês de vida. Foram estabelecidas placas de granitos submersas na região portuária de Paranaguá, fotografadas com um mês e retiradas para análise após dois meses de sua colocação, durante um ano. A contagem de recrutas no primeiro e segundo mês permitiu identificar o número de recrutas por espécie e a variação do número de indivíduos do primeiro para o segundo mês. Os resultados mostraram que a maioria das espécies introduzidas apresentou baixo potencial de recrutamento, com exceção de *Amphibalanus reticulatus* considerada com alto potencial invasor. A comunidade estabelecida no primeiro mês apresentou alta sobrevivência e foi similar à do segundo mês, porém não impediu o estabelecimento de novas espécies, sendo neste período susceptível à entrada de potenciais invasores.

Palavras-chave: Espécies exóticas, recrutamento, invertebrados marinhos, interações ecológicas, assentamento, susceptibilidade a invasão.

Introdução

Áreas portuárias são regiões de grande ocorrência de espécies introduzidas, devido ao intenso tráfego de navios internacionais que transportam espécies em cascos e tanques de lastro (Carlton, 1985; Cohen et al., 2005; Floerl et al., 2005). Estas áreas, geralmente afetadas por construções antrópicas, propiciam estruturas artificiais submersas, como os píeres, que funcionam como habitat para as espécies introduzidas de invertebrados incrustantes, promovendo a sobrevivência e crescimento destas espécies, tornando estes ambientes uma porta de entrada para potenciais bioinvasores. Assim, as ações antrópicas em áreas costeiras podem estar relacionadas com a

[2] Capítulo formatado para a revista Hydrobiologia

distribuição e o impacto das espécies introduzidas, porém, são necessários estudos sobre a dinâmica destas espécies para conhecer melhor estas interações (Ruiz et al., 1999).

Após a introdução de espécies em um novo hábitat, existe o risco de se tornarem invasoras. O sucesso da invasão está relacionado com a capacidade destas espécies adaptarem-se às condições ambientais oferecidas no local de introdução e com a susceptibilidade do ambiente natural à invasão (Smith et al., 1999).

As características que melhor explicam a variação entre espécies em invasão são provavelmente ampla distribuição geográfica e rápida dispersão. Em plantas, a rápida dispersão tem sido associada com características como curto tempo de geração, longo período de frutificação, grande número e pequeno tamanho de sementes, prolongada viabilidade da semente e transporte por vento ou animais (Alpert et al., 2000). No ambiente marinho de substrato consolidado a situação é semelhante, uma vez que os organismos são sésseis. As espécies que ocorrem em uma área ampla e produzem grande número de propágulos mostram ter melhor chance de serem apanhadas e transportadas (Grosholz, 1996).

As características do ambiente podem conferir maior ou menor dificuldade à entrada e sobrevivência de espécies exóticas. Vários estudos têm revelado que diferentes substratos podem resultar em um recrutamento de espécies diferenciado devido as propriedades físicas e químicas do substrato, que afetam o estabelecimento, crescimento e sobrevivência dos organismos (Connell & Glasby, 1999; Perkol-Finkel et al., 2006). As características químicas da água que circula pelo substrato, como a variabilidade de salinidade, podem ter uma relação com o sucesso de invasão. Águas com baixa salinidade geralmente são pobres em espécies, o que pode gerar nichos vazios, que podem ser explorados por espécies introduzidas (Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003). A disponibilidade de recursos em uma comunidade também está diretamente ligada ao sucesso de invasão, como por exemplo, maior disponibilidade de espaço no substrato pode facilitar o recrutamento de espécies exóticas que poderiam ter dificuldade de se estabelecer em substrato recoberto pela comunidade (Stachowicz et al., 2007).

Além dos fatores físicos e químicos, fatores biológicos como pressão de propágulos, predação e competição entre outros, podem causar diferenças no recrutamento e determinar os modelos iniciais de estabelecimento das comunidades, podendo resultar em comunidades maduras distintas (Bulleri, 2005). O assentamento larval, recrutamento, crescimento e sobrevivência de novos indivíduos na comunidade,

podem ser influenciados por interações locais com espécies já presentes no substrato. Por exemplo, efeito de inibição no recrutamento do poliqueta *Hydroides elegans* foi observado quando o copépoda *Tisbe japonica*, espécie que preda larvas, estava presente no substrato (Hans-Uwe et al., 2004). Assim também ocorre com o cirripédio *Semibalanus cariosus*, que reduz o assentamento da própria espécie e de outros cirripédios (Navarrete & Wieters, 2000). Além disso, outras espécies apresentam substâncias alelopáticas que inibem o assentamento larval, como é o caso do coral *Sinularia flexibilis* que inibe o assentamento larval de um outro coral (Maida et al., 1995). Ainda, a eliminação de compostos químicos por adultos residentes pode induzir a metamorfose de larvas de corais (Kitamura et al., 2007). A limitação no assentamento larval pode ocorrer simplesmente pela usurpação do substrato por espécies residentes (Osman & Whitlatch, 1995a), assim como também efeitos de facilitação podem ocorrer com o crescimento das espécies, que alteram o ambiente local, criando habitats ou refúgios para outros indivíduos ou espécies (Stachowicz, 2001).

O estudo da dinâmica de espécies introduzidas identificadas nos substratos artificiais em regiões portuárias pode fornecer informações importantes para a prevenção de bioinvasões. Identificar a capacidade de recrutamento, conhecer o potencial reprodutivo e a capacidade de sobrevivência das espécies, pode indicar o quanto estas espécies estão adaptadas à região de introdução e o risco que podem causar a este ambiente. As interações pós-assentamento podem ser condicionantes para o sucesso de invasão, pois podem ocasionar mortalidade ou sobrevivência de organismos, alterando a estrutura das comunidades (Menge, 2000). As espécies podem sofrer mortalidade por predadores que apresentam ter maior efeito no estágio pós-assentamento, quando os indivíduos ainda são muito pequenos e podem ser facilmente predados (Osman & Whitlatch, 2004). Além disso, podem sofrer mortalidade por serem menos competitivas por recursos limitantes, e serem impedidas de terem acesso às condições necessárias para sobrevivência. Por exemplo, as algas podem sofrer mortalidade se forem privadas de luz devido à cobertura por outras espécies de algas (Worm & Chapman, 1998).

Assim, os objetivos deste trabalho foram: identificar o potencial de recrutamento de espécies introduzidas e criptogênicas, na presença de substrato natural disponível, e avaliar a sobrevivência dos recrutas e a resistência à invasão na comunidade com um mês de vida. Foram testadas as seguintes hipóteses: 1. as espécies estabelecidas no substrato após um mês de submersão facilitam o assentamento de novas espécies e são

substituídas pelas mesmas no segundo mês de sucessão, 2. as espécies estabelecidas no substrato após um mês de submersão inibem o assentamento de novos recrutas e, portanto, a comunidade do segundo mês é fundamentalmente igual à do primeiro mês de sucessão.

As propriedades identificadas por este estudo podem revelar a vulnerabilidade da comunidade em estágio inicial de sucessão à invasão e o período crítico de manutenção dos substratos artificiais de regiões portuárias para controle das espécies com potencial invasor alto.

Material e Métodos

Área de estudo

O experimento foi realizado no Iate Clube de Paranaguá localizado no Rio Itiberê, na Baía de Paranaguá, litoral do estado do Paraná (25º31'S, 48º30'W) (Para maiores informações ver capítulo 1).

Desenho amostral

Mensalmente, 10 placas de granito não polido (23x11,5 cm^2) foram distribuídas de forma aleatória em conjuntos experimentais fixados nas estruturas do Iate Clube. Cada conjunto constituiu-se de uma corda (1,5 m), sendo uma das extremidades presa ao flutuador e a outra presa a um tijolo de seis furos com até duas placas de granito fixadas com abraçadeiras. Foram utilizados 20 conjuntos experimentais presos aos flutuadores, sendo dois por flutuador, um em cada extremidade do mesmo (ver capítulo 1, fig. 2). As placas permaneceram submersas em mesma profundidade devido à movimentação dos flutuadores com a maré e o peso dos tijolos. As placas foram imersas inicialmente por um mês. Ao final deste mês foram fotografadas, sendo imersas por mais um mês, totalizando dois meses de imersão de cada placa (fig. 1). O período de coleta foi de março de 2007 a fevereiro de 2008.

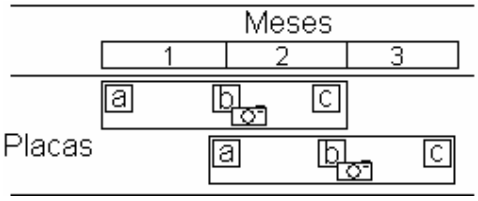

Fig. 1 Representação da sobreposição das placas cumulativas de dois meses. Os números representam os meses. (a) imersão da placa, (b) fotografia da placa e (c) retirada da placa.

Análise em laboratório

Uma grade do tamanho da placa com 70 quadrículas de 3,61cm^2 foi utilizada para a análise. Uma amostra de 15 quadrículas foi selecionada para identificação das espécies e contagem dos recrutas. A análise das placas foi realizada com utilização de microscópio estereoscópico e as fotografias de alta resolução foram analisadas com o programa Adobe Photoshop. Somente as superfícies expostas das placas foram analisadas.

Os espécimes coletados foram encaminhados para identificação por especialistas.

Potencial de recrutamento das espécies

A definição do recrutamento de invertebrados sésseis marinhos inclui: presença de juvenis após um intervalo de tempo, propiciando que atinjam um determinado tamanho; sobrevivência durante o período inicial de assentamento em que existe elevada mortalidade dos indivíduos assentados; e sobrevivência quando atingem um tamanho que se tornam vulneráveis a predadores (Hunt & Scheibling, 1997). Neste trabalho, o recrutamento das espécies foi definido como sendo quatro semanas após a imersão do substrato na água, período no qual a maioria das espécies recrutadas apresentou juvenis grandes de fácil identificação.

A abundância de recrutas e o período de ocorrência foram utilizados como medida do potencial de recrutamento das espécies. Assim, alta quantidade de recrutas e longo período de ocorrência indicam alto potencial de recrutamento, enquanto baixa quantidade e curto período de ocorrência, indicam o oposto.

Para tornar os dados comparáveis com outros trabalhos, o número de recrutas por placa foi recalculado para uma área de 100cm^2, e a escala dos gráficos foi logaritimizada.

Desenvolvimento da comunidade nos primeiros dois meses

Para identificar os modelos de interações que estruturam a comunidade, foi utilizado o índice de similaridade de Bray Curtis para calcular a similaridade da composição da comunidade entre conjuntos de placas, ao longo dos meses. Assim, foram realizados 3 tipos de comparações (tratamentos): 1. conjuntos de placas com um mês de submersão, entre meses consecutivos (entre), 2., conjunto de placas submerso por um mês com o mesmo conjunto submerso por dois meses (pareado), 3. conjunto de placas submerso por dois meses com conjunto de placas submerso por um mês, ambos retirados no mesmo mês (dentro) (fig. 2). As placas foram comparadas duas a duas, sem repetição, totalizando 10 valores de similaridades em cada tratamento. Os tratamentos foram comparados com ANOVA de medidas repetidas, para identificar padrões ao longo dos meses.

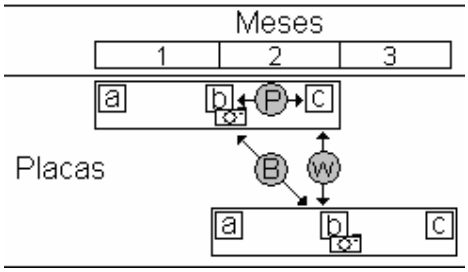

Fig. 2 Representação dos conjuntos comparados ao longo dos meses com ANOVA de medidas repetidas, usando como variável o índice de similaridade de Bray Curtis. (a) imersão da placa; (b) placa com um mês de imersão e (c) placa com dois meses de imersão. Comparação dos conjuntos: (P) pareado, (B) entre meses e (W) dentro de um mesmo mês.

A comparação 1 (entre) fornece informação sobre a disponibilidade de larvas em cada mês. Se as similaridades forem altas, significa que as mesmas espécies estão disponíveis, enquanto que a baixa similaridade indica que espécies diferentes recrutaram em cada mês. No caso de mudança das espécies disponíveis entre meses

consecutivos, é possível continuar a análise para identificar se ocorre inibição ou facilitação ao recrutamento de novas espécies.

Se após o recrutamento, as espécies conseguem sobreviver e crescer no substrato espera-se que as similaridades na comparação 2 (pareada) sejam altas, o que significa que há sobrevivência das espécies que recrutaram de um mês para o outro. Se ocorrer resistência da comunidade com um mês de vida à pressão de propágulos, espera-se que as similaridades na comparação 3 (dentro) sejam baixas, indicando que as espécies que recrutaram no substrato nu não conseguem recrutar no substrato com comunidade.

Por outro lado, se não ocorrer resistência e a comunidade for invasível, podemos esperar dois resultados: 1. invasilibidade total com a comunidade sendo totalmente substituída (similaridades baixas na comparação 2 (pareada) associadas a altas similaridades na comparação 3 (dentro), pois as espécies que recrutam em substrato nu também estariam recrutando no substrato com comunidade de um mês; 2. susceptibilidade a invasão parcial (similaridades na comparação 2 ainda altas, pois as espécies do primeiro mês não são totalmente substituídas, associadas a altas similaridades na comparação 3),

No caso de haver facilitação, espera-se observar baixas similaridades na comparação 2 (pareada) associadas com baixas similaridades na comparação 3 (dentro), pois espécies estariam recrutando no substrato ocupado apesar de não serem capazes de recrutar no substrato nu.

Resultados

Foram identificados 44 organismos recrutando sobre o substrato granito, dos quais apenas oito são espécies nativas (*Nicolea uspiana, Pseudobranchiomma paulista, Branchiomma patriota, Mytella charruana, Crassostrea rhizophorae, Ostrea puelchana, Fistulobalanus citerosum* e *Molgula phytophila*,) e seis são espécies introduzidas (*Garveia franciscana, Hydroides sanctaecrucis, Amphibalanus reticulatus, Striatobalanus amaryllis, Megabalanus coccopoma* e *Styela plicata*). Os demais táxons foram classificados como criptogênicos por falta de informações (ver capítulo 1).

Potencial de recrutamento das espécies (Figs. 3 - 6).

Das espécies introduzidas, *G. franciscana* apresentou recrutamento bem definido nos meses quentes (março e abril de 2007, janeiro e fevereiro de 2008) e foi pouco abundante. *Striatobalanus amaryllis* (março de 2007) e *H. sanctaecrucis* (novembro de 2007) foram espécies raras, ocorrendo somente em um único mês, e apresentaram baixo recrutamento. As espécies *A. reticulatus* (junho de 2007 a fevereiro de 2008) e *S. plicata* (abril, julho a dezembro de 2007) apresentaram períodos longos de recrutamento, sendo a primeira muito abundante, chegando à média de 270 ind./placa em janeiro de 2008. A espécie *M. coccopoma* (junho a setembro de 2007) ocorreu nos meses frios, sendo pouco abundante. Apesar de esta espécie ser relatada com maior ocorrência no verão, no experimento atual foi restrita aos meses frios, provavelmente devido à salinidade na região ser mais alta nestes meses, uma vez que parece que a espécie apresenta preferência por salinidades mais altas e que a variação na temperatura parece não influenciar no número de larvas produzidas ao longo do tempo (Kerckhof, 2002; Severino & Resgalla Junior, 2005).

Quanto às espécies criptogênicas, as que apresentaram maior potencial de recrutamento foram as cracas *A. improvisus* (abril de 2007 a janeiro de 2008), chegando a média de 152 ind./placa em agosto; o hidrozoário Hidractinidae (fevereiro a maio e setembro) com média de 15 col./placa em fevereiro; Actiniaria (todos os meses) com média de 36 ind./placa em outubro; *Alcyonidae* sp. (fevereiro a maio e outubro a dezembro de 2007) com recrutamento médio de 20 col./placa em fevereiro; o bivalve *M. lateralis* (fevereiro a agosto) com média de 44 ind./placa em abril; e os briozoários *H. verrili* (fevereiro a julho de 2007 e setembro de 2007 a janeiro de 2008) e *E. tenella* (todos os meses) com média de 30 ind./placa em fevereiro.

As espécies *P. perna* e *A. amphitrite* são introduções históricas e estão naturalizadas na região. *Perna perna* ocorreu nos meses frios (maio a julho e setembro de 2007) chegando ter em média 43 ind./placa em maio e *A. amphitrite* ocorreu em março e de junho a setembro de 2007 com média de 30 ind./placa em junho.

Obelia dichotoma, Obelia bidentata e Clytia gracilis foram agrupadas devido à dificuldade de identificação nas placas e os anfípodas *Monocorophium* sp., *Laticorophium* sp. e *Jassa* sp. foram agrupados devido à contagem ser sido realizada através dos tubos de areia que constroem, sem distinção entre as espécies. Estes

hidrozoários e anfípodas foram bastante abundantes e apresentaram longo período de ocorrência.

Entre as espécies nativas, *F. citerosum* e *M. charruana* se destacaram por apresentar alto recrutamento e por ocorrerem durante todo o período experimental. Ambas as espécies apresentaram maior recrutamento nos meses quentes, chegando à média de mais de 300 ind./placa nos meses de dezembro e janeiro.

As demais espécies, mesmo com ocorrência em mais de um mês, apresentaram baixo recrutamento e, portanto foram consideradas com baixo potencial de recrutamento.

Desenvolvimento da comunidade nos primeiros dois meses

De modo geral, a similaridade entre meses foi baixa (<50%), indicando que espécies diferentes recrutam a cada mês. Assim, o mês de imersão do substrato é um importante determinante da comunidade que irá se formar, uma vez que os colonizadores iniciais mudam com freqüência. Somente em dois períodos a similaridade entre meses foi alta. Entre os meses de maio e junho, que apresentaram composição de espécies e abundância semelhantes; entre novembro e dezembro devido ao recrutamento elevado dos anfípodas *Monocorophium* sp., *Laticorophium* sp. e *Jassa* sp., e terem muitas espécies em comum (7) e poucas que recrutaram exclusivamente em um e não em outro (4 em novembro e 3 em dezembro).

Apesar das diferentes espécies recrutando a cada mês, a similaridade de placas pareadas (comparação da mesma placa com 1 e 2 meses de submersão) foi alta na maioria dos meses (>65%), indicando que há sobrevivência dos recrutas do primeiro mês. Do mesmo modo, a similaridade entre placas com 1 e 2 meses de submersão observadas no mesmo mês (dentro) também foi alta na maioria dos meses (>60%), indicando que os recrutas sobreviventes do primeiro mês, nas placas de 2 meses, não impedem o recrutamento de novos indivíduos, tornando a comunidade susceptível à entrada de novas espécies (Fig. 7).

Entre os meses de maio e setembro, a similaridade entre placas com um e dois meses coletadas no mesmo mês foi menor que nos demais meses. Observou-se que nestes meses o número de espécies e a quantidade de recrutas em placas nuas foram de modo geral alto comparados aos demais meses. Nos meses com alta similaridade, por outro lado, houve menor número de espécies, tanto em placas nuas como também em

placas com dois meses, acompanhada de maior dominância por poucas espécies, de modo geral, as mesmas que dominaram o substrato nu.

Entre os meses de julho a setembro a similaridade entre placas de um mês com elas mesmas com dois meses também foi menor. Isto parece ter ocorrido devido à relação de abundância das espécies dominantes no primeiro mês mudarem muito para o segundo mês. Nos meses em que ocorreu alta similaridade, a relação de abundância das espécies dominantes no primeiro mês, de modo geral permaneceu no segundo mês.

Nenhuma das espécies recrutou somente no primeiro mês, no entanto houve espécies que apresentaram maior recrutamento no início, ao passo que outras apresentaram maior recrutamento no segundo mês. Das espécies introduzidas, as espécies *A. reticulatus* e *M. coccopoma* apresentaram maior recrutamento no primeiro mês. *Garveia franciscana* e *S. plicata* ocorreram somente em placas de dois meses. As demais espécies apresentaram baixo recrutamento (tabela 1).

Tabela 1. Táxons introduzidos e criptogênicos de maior ocorrência nas placas com um e dois meses de imersão. Valores indicam o número de placas em que o táxon ocorreu em cada situação (N = 97). Espécies introduzidas em negrito.

Táxon	Ocorrência somente no primeiro mês	Ocorrência somente no segundo mês	Ocorrência nos primeiro e segundo meses
***Garveia franciscana* Torrey, 1902**	0	3	0
Alcyonidae sp.	0	20	10
Actiniaria	0	40	9
Hippoporina verrilli Maturo & Schopf, 1968	1	13	50
Electra tenella (Hincks, 1880)	2	25	58
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)	2	6	8
Perna perna (Linnaeus, 1758).	0	26	1
Musculus lateralis (Say, 1822)	0	9	1
***Hydroides sanctaecrucis* Krøyer *in* Mörch, 1863**	0	2	1
Striatobalanus amaryllis	0	2	0
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)	3	20	7
***Amphibalanus reticulatus* (Utinoni, 1967)**	1	16	50
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	0	23	59
Megabalanus coccopoma *(Darwin, 1854)*	0	8	16
Balanus trigonus (Darwin, 1854)	0	4	0
***Styela plicata* (Lesueur, 1823)**	0	17	0

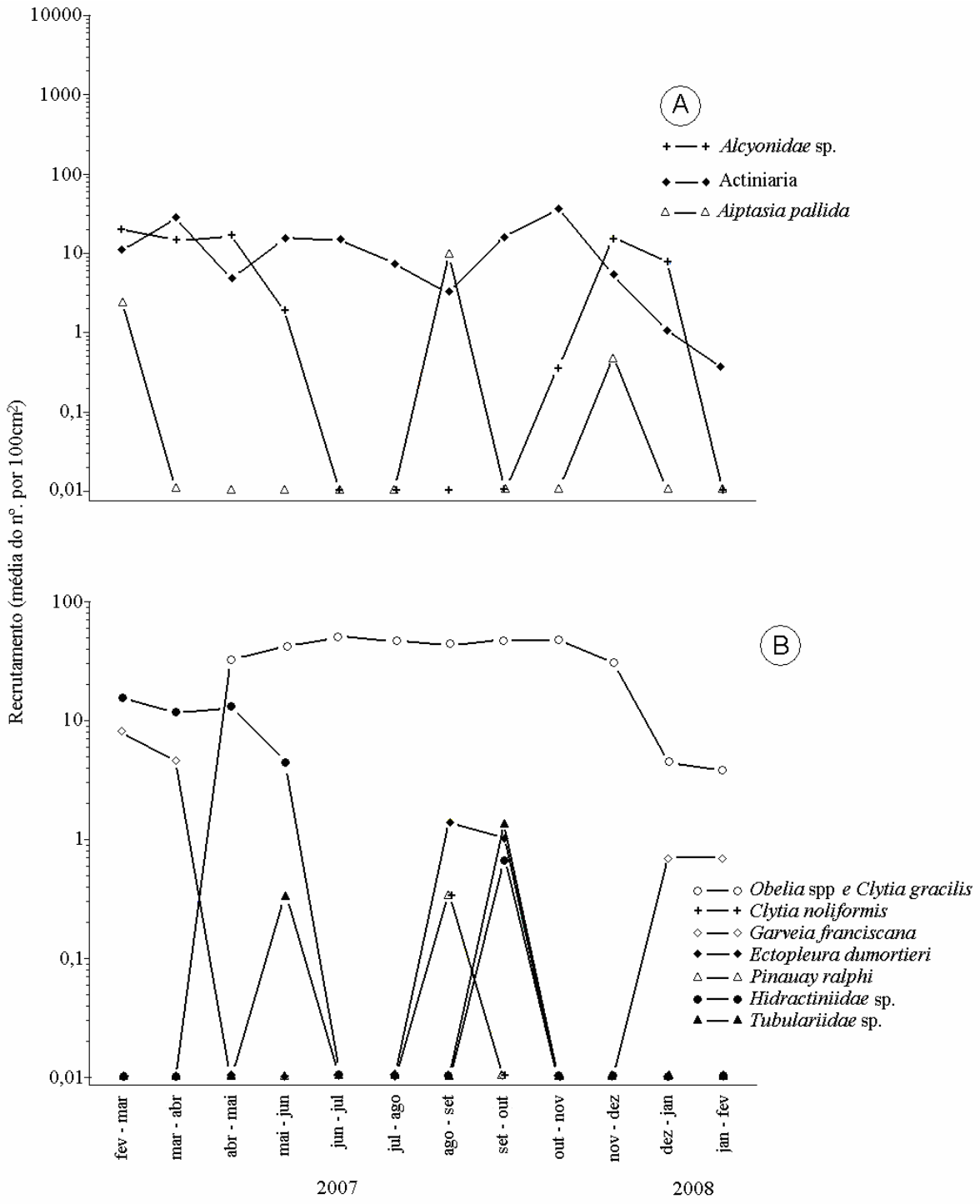

Fig. 3 Variação do número de recrutas de Anthozoa (A) e Hydrozoa (B) em placas não cumulativas submersas por dois meses ao longo de um ano. A escala do eixo y foi logaritimizada.

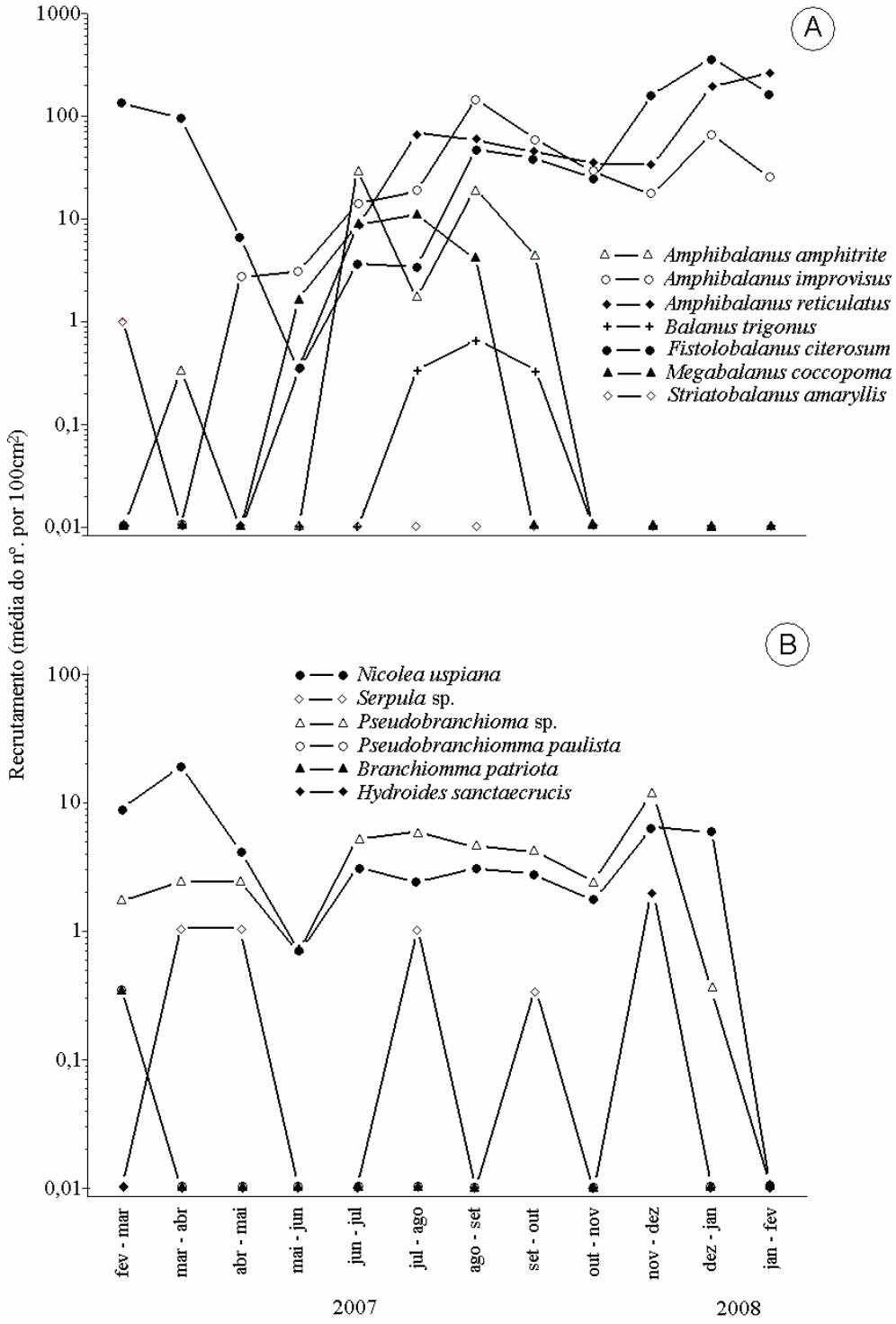

Fig. 4 Variação do número de recrutas de Cirripedia (A) e Polychaeta (B) em placas não cumulativas submersas por dois meses ao longo de um ano. A escala do eixo y foi logaritimizada.

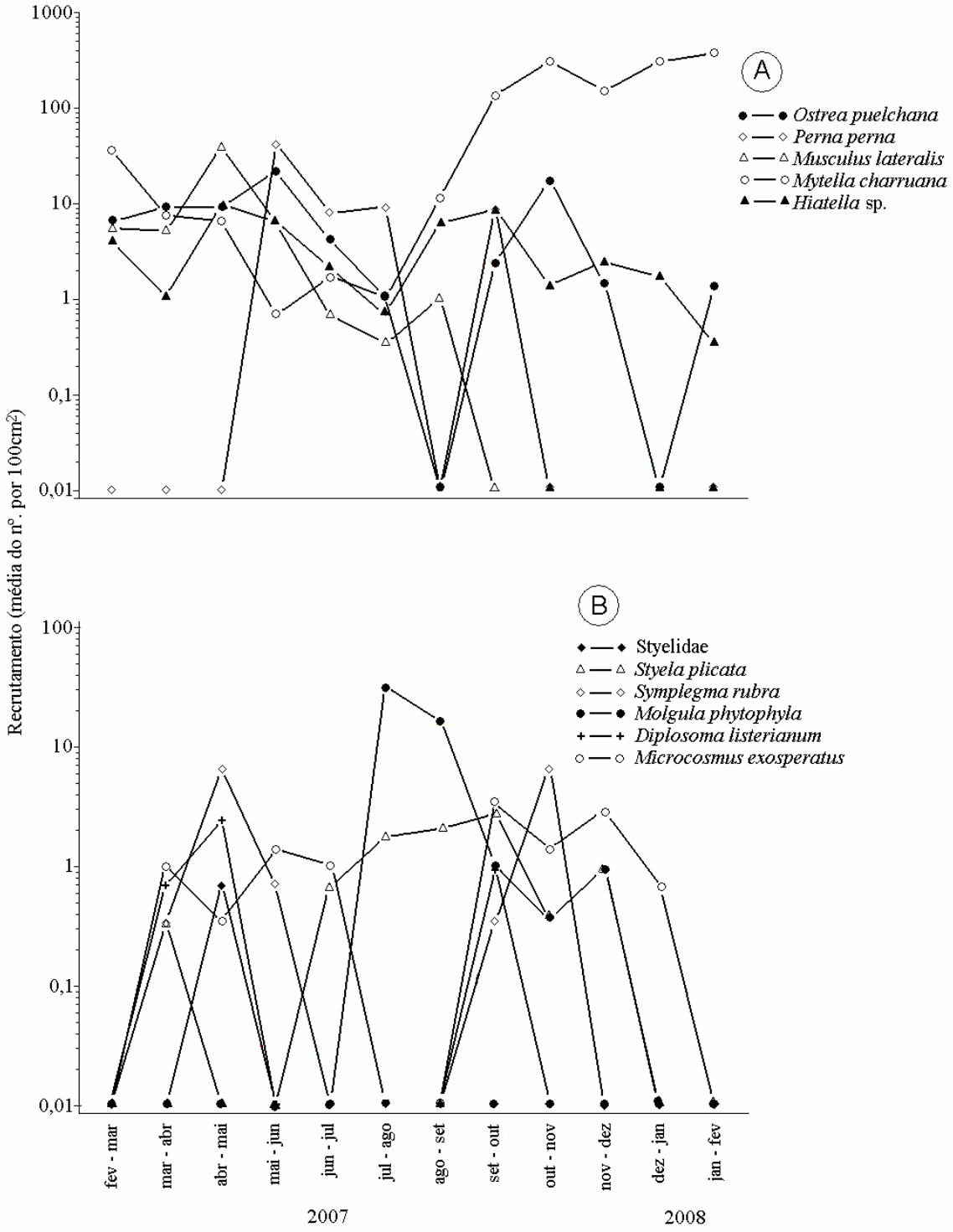

Fig. 5 Variação do número de recrutas de Bivalvia (A) e Ascidiacea (B) em placas não cumulativas submersas por dois meses ao longo de um ano. A escala do eixo y foi logaritimizada.

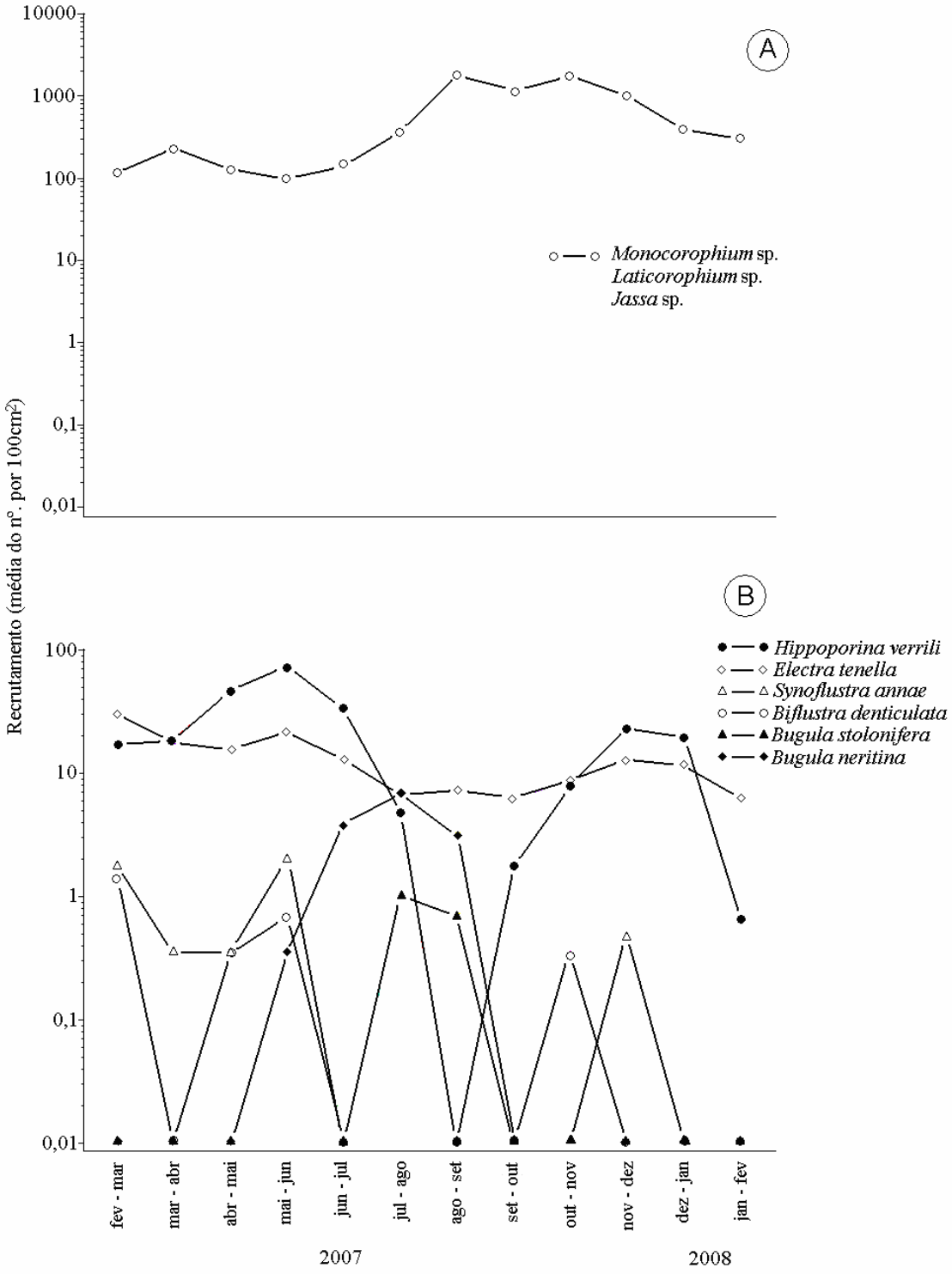

Fig. 6 Variação do número de recrutas de Amphipoda (A) e Bryozoa (B) em placas não cumulativas submersas por dois meses ao longo de um ano. A escala do eixo y foi logaritimizada.

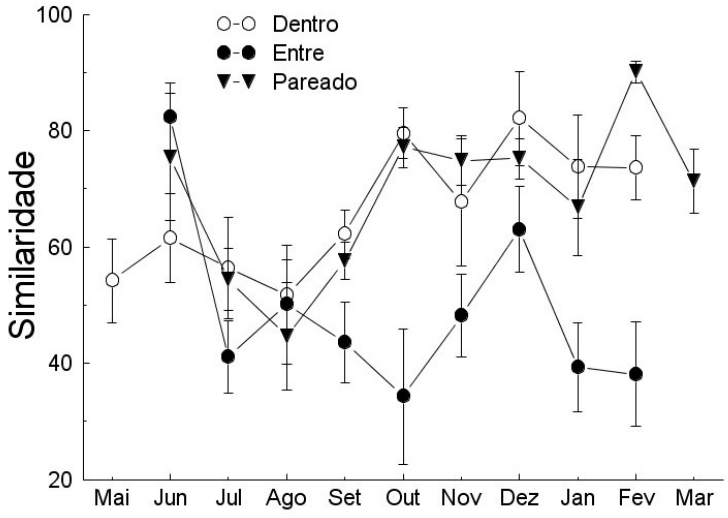

Fig. 7. Variação da similaridade média entre os conjuntos de placas ao longo de um ano: dentro - comparação de conjunto de placas com um mês de submersão com conjunto de placas com dois meses de submersão observados no mesmo mês; entre - comparação de conjuntos de placas com um mês de submersão de meses consecutivos; pareado - comparação de um mesmo conjunto de placas em dois momentos, com um e dois meses de submersão. As barras verticais representam o intervalo de confiança de 95%.

Discussão

Os resultados mostraram que a maioria das espécies introduzidas apresentou baixo potencial de recrutamento, com baixo número de recrutas nos meses amostrados e curto período reprodutivo. Por outro lado, o mês de imersão do substrato foi um importante determinante da comunidade que irá se formar, uma vez que os colonizadores iniciais mudam com freqüência e a disponibilidade de larvas foi um fator muito importante na estruturação da comunidade nos primeiros dois meses de sucessão, já que os juvenis de um mês não são capazes de impedir o recrutamento de novas espécies. Além de não ocorrer inibição no recrutamento, facilitação pareceu ser importante apenas para duas espécies, *Garveia franciscana* e *Styela plicata*, as duas pouco abundantes localmente. Desta forma, as duas hipóteses apresentadas inicialmente foram rejeitadas para explicar a estruturação da comunidade ao longo dos dois primeiros meses de colonização. A comunidade é formada essencialmente por espécies tolerantes

que permitem recrutamento de novas espécies, mas mantém-se presentes na comunidade (Connel & Slatyer, 1977).

O principal recurso limitante de comunidades incrustantes é o espaço disponível à colonização, crescimento e sobrevivência, e as interações positivas ou negativas entre as espécies determinam de que forma este recurso é utilizado (Dunstan & Johnson, 2004). Os resultados mostraram que a comunidade recém estabelecida com um mês de vida não foi capaz de utilizar todo recurso substrato disponível, com exceção das placas estabelecidas no mês de janeiro de 2008, as quais foram totalmente cobertas. Desta forma, o espaço ainda disponível poderia explicar porque a comunidade residente de um mês não impediu o recrutamento das espécies com disponibilidade larval. Outro fator constituiu a grande cobertura de cracas observada durante todo o período. A presença de cracas pode triplicar a área de superfície disponível em relação ao espaço que elas ocupam, de forma que elas podem influenciar a sucessão da comunidade, aumentando o assentamento local e o recrutamento (Osman & Whitlatch, 1995a, 1995b). Em algumas comunidades, a estrutura das espécies fornece habitat para outras espécies, que na ausência desses habitats teriam a sobrevivência reduzida. A complexidade estrutural criada por outras espécies ou heterogenidade do substrato providencia refúgios de predação para alguns táxons sésseis (Keough e Downes, 1982). Assim, a comunidade pode facilitar invasões, mas à medida que o número de espécies aumenta, a concorrência por recursos pode tornar-se intensa o suficiente para diminuir a colonização (Bruno et al., 2003). Para observar este processo é necessário um estudo de acompanhamento prolongado das comunidades, em que se pode observar o comportamento das espécies ao longo da sucessão (ver capítulo 3).

Algumas espécies introduzidas apresentaram maior freqüência em placas nuas (*Amphibalanus reticulatus* e *Megabalanus coccopoma*), no entanto, também recrutaram sobre substratos já cobertos por outras espécies. Portanto, de um lado, a imersão de substratos limpos pode beneficiar estas espécies que apresentam maior capacidade de colonização nestas condições, por outro, as espécies são flexíveis suficiente para colonizar substratos recém colonizados, aumentando a “janela” temporal para sua inserção na comunidade. O fato destas espécies se estabelecerem em substratos já colonizados podem torná-las eficientes para recrutar em comunidades naturais.

A presença de espécies introduzidas na região portuária de Paranaguá é grande, mas somente uma espécie, *Amphibalanus reticulatus*, se destacou por apresentar alto potencial de colonização. O elevado número de recrutas no período de ocorrência indica

que a espécie apresenta alta reprodução e capacidade ocupação do substrato, características condizentes com espécies invasoras, pois o sucesso de invasão está ligado à densidade e ao período de ocorrência de propágulos, entre outros fatores (Ruiz et al., 2000). A grande habilidade de ocupação do substrato também indica que a espécie *A. reticulatus* apresenta grande sobrevivência na fase pós-assentamento larval, uma vez que apresentou grande número de recrutas. De acordo com Osman & Whitlatch (1998), após o assentamento a comunidade é controlada pela mortalidade causada por predação. Após o recrutamento, as espécies precisam ser competitivamente superiores, pois as interações competitivas durante o desenvolvimento sucessional podem tornar-se fortes, conduzindo à monopolização de espaço por alguns táxons, eliminando os organismos menos resistentes (Dunstan & Johnson, 2004).

Apesar do destaque dado a *A. reticulatus*, em todos os meses houve espécies introduzidas recrutando, mesmo que em baixa abundância, indicando a presença de adultos reprodutores e uma pressão de propágulos contínua pode permitir que as espécies se dispersem e um ou outro indivíduo possa ser bem sucedido ao longo do tempo.

Vários fatores podem atuar reduzindo o sucesso de invasão de espécies com potencial invasor após o recrutamento. Os organismos residentes em uma comunidade podem afetar o recrutamento de várias maneiras; através da redução na quantidade de espaço disponível para a colonização (Osman & Whitlatch, 1995a); redução de outros recursos como luz (Britton-Simmons, 2006); produção de substâncias químicas impedindo a metamorfose (Young & Chia, 1981); predação (Navarrete & Wieters, 2000); alteração na circulação de água e turbulência (Crimaldi et al., 2002). Por exemplo, algumas espécies apresentam propriedades químicas que são usadas para garantir a sobrevivência e que podem ser empregadas contra invasores, para fins como inibir o assentamento larval de outras espécies (Wikström & Pavia, 2004), defesa contra consumidores e para efeito alelopático contra competidores (Lages et al., 2006). A redução do recurso substrato como inibidor do recrutamento foi demonstrada em um experimento com substrato artificial, o qual revelou que, em placas com cobertura de organismos superior a 86%, a alga marrom *Ecklonia stolonifera* não conseguiu recrutar, o que indica que a espécie necessita de uma área maior para se estabelecer (Kang et al., 2005). No entanto, a resposta a características das espécies residentes é particular de cada espécie (Holloway & Keough, 2002). Neste trabalho não foi identificada nenhuma

propriedade dos juvenis estabelecidos no substrato que inibissem o assentamento de outras espécies.

Não há como ter evidência se uma nova espécie introduzida se tornará ou não invasora, mas todas são susceptíveis a isso até que tenhamos o conhecimento real do potencial invasor (Alpert et al., 2000). Apesar da maioria das espécies introduzidas ainda não representarem riscos para a comunidade, elas estão presentes na baía de Paranaguá e os locais onde estão estabelecidas podem funcionar como pontos de propagação destas espécies. As estruturas artificiais podem proporcionar condições adequadas para sobrevivência de espécies exóticas e funcionar como corredores para a sua expansão (Bulleri & Airoldi, 2005). Os experimentos aqui reportados foram realizados por um ano, mas a área amostrada foi de pequena abrangência. Assim, sugere-se que sejam realizados experimentos em um maior número de pontos dentro da baía, atingindo áreas de substrato natural. Segundo Stachowicz et al. (2007) as variações temporal e sazonal podem propiciar diferentes nichos que poderiam dirigir os efeitos da diversidade na resistência à invasão.

A dispersão para novos habitats, é habitat-específico. Ou seja, uma espécie responde com diferentes formas de crescimento em habitats distintos, no qual podem tornar-se ou não invasoras (Alpert et al., 2000). Assim, as espécies introduzidas e criptogênicas identificadas por este estudo que apresentaram baixo potencial de recrutamento, podem vir a apresentar alto potencial de recrutamento em outros ambientes. Desta forma, tornam-se importantes trabalhos que viabilizem a eliminação de fontes de propágulos de espécies identificadas como introduzidas e que façam um trabalho de monitoramento para espécies criptogênicas, principalmente para as espécies que apresentam alto potencial de recrutamento.

Se as espécies introduzidas apresentarem comportamento competitivo superior às espécies nativas, elas podem tornar-se invasoras e apresentar ameaças à comunidade nativa. As espécies criptogênicas, apesar da ausência de informações quanto à origem também devem ser monitoradas, uma vez que podem ter sido introduzidas no local de estudo.

Finalmente, a comunidade com um mês não impediu o assentamento e recrutamento de novas espécies. Comunidades em estágios sucessionais mais avançados podem responder de maneira diferente, no entanto são necessários estudos para verificar o comportamento da comunidade e identificar a vulnerabilidade do ambiente natural à invasão.

Referências

Alpert, P., E. Boné & C. Holzapfel, 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. Urban & Fischer 3: 52-66.

Britton-Simmons, K. H., 2006. Functional group diversity, resource preemption and the gênesis of invasion resistance in a community of marine algae. Oikos 113: 395-401.

Bruno, J. F., J .J. Stachowicz & M. D. Bertness, 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. Trends in Ecology & Evolution 12: 119-125.

Bulleri, F., 2005. Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. Marine Environmental Research 60: 355-374.

Bulleri, F. & L. Airoldi, 2005. Artificial marine structures facilitate the spread of a nonindigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *Tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. Journal of Applied Ecology 42: 1063-1072.

Carlton, J. T., 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. Oceanography and Marine Biology Annual Review 23: 313–371.

Cohen, A. N., L. H. Harris, B. L. Bingham, J. T. Carlton, J. W. Chapman, C. C. Lambert, G. Lambert, J. C. Ljubenkov, S. N. Murray, L. C. Rao, K. Reardon & E. Schwindt, 2005. Rapid Assessment Survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. Biological Invasions 7: 995–1002.

Connell, J. H. & R. O. Slatyer, 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. American Naturalist 111: 1119-1144.

Connell, S. D. & T. N. Glasby, 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. Marine Environmental Research 47: 373-387.

Crimaldi, J. P., J. K. Thompson, J. H. Rosman, R. J. Lowe & J. R. Koseff, 2002. Hydrodynamics of larval settlement: the influence of turbulent stress events at potential recruitment sites. Limnology and Oceanography 47: 1137-1151.

Dunstan, P. K. & C. R. Johnson, 2004. Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. Oecologia 138: 285-292.

Floerl, O., G. J. Inglis & H. M. Marsh, 2005. Selectivity in vector management: an investigation of the effectiveness of measures used to prevent transport of non-indigenous species. Biological Invasions 7: 459–475.

Grosholz, E. D., 1996. Contrasting rates of spread for introduced species in terrestrial and marine systems. Ecology 77: 1680-1686.

Hans-Uwe, D., H. Tilmann & Q. Pei-Yuan, 2004. Effect of meiofauna on macrofauna recruitment: settlement inhibition of the polychaete *Hydroides elegans* by the harpacticoid copepod *Tisbe japonica*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 311: 47-61.

Holloway, M. G. & M. J. Keough, 2002. An introduced polychaete affects recruitment and larval abundance of sessile invertebrates. Ecological Applications 12(6): 1803-1823.

Hunt, H. L. & R. E. Scheibling, 1997. Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. Marine Ecology Progress Series 155: 269-301.

Kang, R., H. Park, K. Won, J. Kim & C. Levings, 2005. Competition as a determinant of the upper limit of subtidal kelp *Ecklonia stolonifera* Okamura in the southern coast of Korea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 314: 41-52.

Keough, M. J., 1984. Effects of patch size on the abundance of sessile marine invertebrates. Ecology 65: 423-437.

Keough, M. J. & B. J. Downes, 1982. Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. Oecologia 54: 348-352.

Kerckhof, F., 2002. Barnacles (Cirripedia: Balanomorpha) in Belgian Waters: an overview of the species and recent evolution, with emphasis on exotic species. Bulletin van het Koniklijk Belgisch Institut voor Natuurwetenschappen Biologie 72: 93-104.

Kitamura, M., T. Koyama, Y. Nakano & D. Uemura, 2007. Characterization of a natural inducer of coral larval metamorphosis. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 340: 96–102.

Lages, B. G., B. G. Fleury, C. E. L. Ferreira & R. C. Pereira, 2006. Chemical defense of an exotic coral as invasion strategy. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 328: 127–135.

Maida, M., P. W. Sammarco & J. C. Cool, 1995. Effects of soft corals on scleractinian coral recruitment. I: Directional allelopathy and inhibition of settlement. Marine Ecology Progress Series 119: 191-202.

Menge, B. A., 2000. Recruitment vs. postrecruitment processes as determinants of barnacle population abundance. Ecological Monographs 70: 265-288.

Navarrete, S. A. & E. A. Wieters, 2000. Variation in barnacle recruitment over small scales: larval predation by adults and maintenance of community pattern Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 253: 131 –148.

Occhipinti-Ambrogi, A. & D. Savini, 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. Marine Pollution Bulletin 46: 542-551.

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 1995a. The influence of resident adults on recruitment: a comparison to settlement. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 190: 169-198.

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 1995b. The influence of resident adults on larval settlement: experiments with four species of ascidians. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 190: 199-220.

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 1998. Local control of recruitment in an epifaunal community and the consequences to colonization processes. Hydrobiologia 375/376: 113-123.

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 2004. The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 311: 117–145.

Perkol-Finkel, S., N. Shashar & Y. Benayahu, 2006. Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. Marine Environmental Research 61: 121-135.

Ruiz, G. M., P. Fofonoff, A. H. Hines & E. D. Grosholz, 1999. Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: assessing invasion impacts and interactions. Limnology and Oceanography 44: 950-972.

Ruiz, G. M., P. Fofonoff, J. T. Carlton, M. J. Wonham & A. H. Hines, 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 481–531.

Severino, A. & C. Resgalla Jr, 2005. Descrição dos estágios larvais de Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854) e sua variação temporal na enseada de Itapocorou (Santa Catarina, Brasil). Atlântica 27:5-16.

Smith, D.L., M.J. Wonham, L.D. McCann, G.M. Ruiz, A.H. Hines & J.T. Carlton, 1999. Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. Biological Invasion 1: 67–89.

Stachowicz, J. J., 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. BioScience 51: 235-246.

Stachowicz, J. J., J. F. Bruno & J. E. Duffy, 2007. Understanding the effects of marine biodiversity on communities and ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 38: 739-766.

Wikström, S. A. & H. Pavia, 2004. Chemical settlement inhibition versus post-settlement mortality as an explanation for differential fouling of two congeneric seaweeds. Oecologia 138: 223-230.

Worm, B. & A. R. O. Chapman, 1998. Relative effects of elevated grazing pressure and competition from a red algal turf on two post-settlement stages of *Fucus evanescens* C. Ag. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 220: 247 –268.

Young, C. M. & F. S. Chia, 1981. Laboratory evidence for delay of larval settlement in response to a dominant competitor. International Journal of Invertebrate Reproduction 3: 221-226.

Capítulo 3

Recrutamento e ocupação de substrato por espécies introduzidas e criptogênicas durante a sucessão de uma comunidade incrustante na Baía de Paranaguá, PR[3]

Resumo

A presença de espécies exóticas é bem documentada em áreas estuarinas que abrigam grandes portos e uma vez que estas espécies podem tornar-se invasoras, medidas de prevenção devem ser tomadas para reduzir os riscos. Para isso é necessário o conhecimento do potencial invasor que estas espécies apresentam para focar os esforços de prevenção. Este estudo teve como objetivo identificar características das espécies introduzidas na baía de Paranaguá, como ocupação do substrato, dominância na comunidade e longevidade durante um ano de sucessão. Para isso foram estabelecidas placas de granito submersas por um ano no Iate Clube de Paranaguá, fotografadas mensalmente. Foram identificadas seis espécies introduzidas, das quais duas apresentaram alto potencial invasor. As duas espécies com alto potencial invasor foram *M. coccopoma* e *A. reticulatus*, por apresentarem longo período de ocorrência e alta porcentagem de cobertura. *Amphibalanus reticulatus* foi dominante na comunidade em um mês da sucessão. Os resultados mostraram que a comunidade estudada é susceptível à invasão uma vez que não apresentou resistência à entrada de novas espécies em nenhum dos meses analisados. Para eliminar riscos de futuras invasões, sugere-se que seja feita limpeza das estruturas do Iate Clube nos meses de março e setembro para eliminação de adultos reprodutores das espécies que oferecem maior risco e assim obter a redução no número de larvas produzidas para a colonização nos meses seguintes.

Palavras-chave: Espécies exóticas, recrutamento, invertebrados marinhos, sucessão.

[3] Capítulo formatado para a revista Estuarine, Coastal and Shelf Science

Introdução

Invasões biológicas são bem conhecidas pelos impactos ecológicos e econômicos ocasionados nas áreas invadidas (Ruiz et al., 1997; Mack et al., 2000; Robinson et al., 2005; Galil, 2007; Karatayev et al., 2007). Geralmente, áreas de estuário próximas a grandes portos apresentam alto número de espécies exóticas, devido ao grande tráfego de navios internacionais que são os principais vetores de espécies no ambiente marinho (Cohen & Carlton, 1998; Smith et al., 1999).

Uma vez transportado a um novo habitat, as espécies exóticas necessitam encontrar condições favoráveis para estabelecimento e sobrevivência dos indivíduos. Devido à intensa atividade antrópica, áreas de estuário são ricas em substratos artificiais que podem funcionar como habitats iniciais para espécies exóticas (Neves et al., 2007; Tyrrell & Byers, 2007). Estas áreas são propícias para investigações sobre a maneira como as espécies introduzidas se comportam nas condições ambientais oferecidas pelo novo habitat.

Quando espécies exóticas tornam-se invasoras, os impactos gerados nas comunidades nativas podem atingir desde uma única espécie até a comunidade toda e em alguns casos, as espécies invasoras podem afetar negativamente todo o ecossistema (Grosholz, 2002). Na baía de São Francisco (Califórnia), o bivalve asiático *Potamocorbula amurensis*, provavelmente introduzido com água de lastro, em apenas dois anos após a introdução apresentou grande dispersão na região e um aumento de abundância, chegando a ter 10.000 ind/m^2 em algumas áreas (Carlton et al., 1990). Uma vez chegando a tal estágio de invasão, torna-se difícil encontrar medidas que possam minimizar o impacto causado pela espécie.

Algumas características são essenciais para que as espécies introduzidas se tornem invasoras. A alta adaptação ao local de introdução inclui eficiência na utilização de recursos e habilidade competitiva com outras espécies (Bando, 2006; Lages et al., 2006), interações positivas com outras espécies (Chapman, 1999), tolerância a variações ambientais como temperatura e salinidade (Bruijs et al., 2001; Angonesi et al., 2008) e tolerância a perturbações, como poluição (Piola & Johnston, 2008). O coral exótico *Stereonephthya aff. curvata*, introduzido em Arraial do Cabo, Brasil, possui eficiente defesa química contra peixes generalistas e quando em contato com o competidor endêmico, a gorgônia *Phyllogorgia dilatata*, provoca necrose por ação alelopática

(Lages et al., 2006). Estas características podem facilitar a perpetuação e expansão da espécie em uma nova região, tendo ela um grande potencial invasor.

Naturalmente, o ambiente pode impedir que uma espécie exótica se estabeleça. As comunidades nativas podem apresentar certa resistência às espécies exóticas, contribuindo para o insucesso das potencialmente invasoras (Stachowicz et al., 1999). Um dos mecanismos de resistência apontado em comunidades sésseis é a utilização do substrato, um recurso altamente limitado. As comunidades mais diversas variam menos quanto à cobertura do substrato ao longo do tempo, de modo que as tornam mais estáveis temporalmente e espacialmente (Stachowicz et al., 2002). Esta estabilidade resulta em baixa disponibilidade do recurso substrato para ser colonizado, reduzindo o risco da comunidade ser invadida. No entanto, existem ambientes que apresentam abundância de recursos, que certamente facilitam a introdução de espécies exóticas, independente da capacidade de competição destas espécies (Byers & Noomburg, 2003). Na costa da lagoa Mar Chiquita, Argentina, por exemplo, a disponibilidade de substrato oferece proteção, abundância de alimento e fatores ambientais favoráveis, que contribuem para uma elevada densidade do anfípoda invasor *Melita palmata* (Obenat et al., 2006). Desta forma, o sucesso de espécies exóticas em um novo ambiente é fortemente dependente de processos físicos, químicos e biológicos locais em que o assentamento larval, recrutamento, crescimento e sobrevivência dos indivíduos, são influenciados pela identidade das espécies vizinhas e por perturbação no ambiente (Smith et al., 1999; Dunstan & Johnson, 2004).

Os processos que ocorrem após o recrutamento são cruciais para a manutenção da espécie no substrato, que dependerá das interações com o meio para garantir a sobrevivência. Assim, acompanhar o processo de sucessão ao longo do tempo pode ajudar na compreensão de como as espécies interagem e se mantém na comunidade.

Este trabalho foi desenvolvido na Baía de Paranaguá, estado do Paraná, onde foram identificadas sete espécies de invertebrados incrustantes introduzidas na região. O objetivo deste estudo foi avaliar o comportamento pós-recrutamento destas espécies com relação à ocupação do substrato e tempo de sobrevivência dos indivíduos, para identificar o potencial invasor que apresentam nesta região. Foram respondidas as seguintes perguntas: (1) como varia a disponibilidade do recurso substrato ao longo dos meses, após sua imersão? (2) existe relação entre disponibilidade larval e a presença da espécie na sucessão? (3) ao ocuparem o substrato, as espécies introduzidas aumentam, mantém ou diminuem sua área de ocupação ao longo dos meses e (4) as espécies

introduzidas apresentam alta ou baixa longevidade na comunidade após se estabelecerem? Foi também testada a hipótese de que a maior riqueza de espécies acumuladas durante a sucessão reduz a entrada de novas espécies

Através destes resultados, é possível determinar medidas de monitoramento para fins de contenção de espécies que apresentam ameaças às comunidades nativas da região.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Iate Clube de Paranaguá localizado no Rio Itiberê, na Baía de Paranaguá, litoral do estado do Paraná (25º31'S, 48º30'W). A área está bem próxima ao Porto de Paranaguá, considerado o maior porto da região sul do Brasil (Para maiores informações ver capítulo 1).

Desenho amostral

Foram fixadas vinte placas de granito (23x11 cm) de forma aleatória em conjuntos experimentais fixados nas estruturas do Iate Clube em fevereiro de 2007. Cada conjunto constituiu-se de uma corda (1,5 m), sendo uma das extremidades presa ao flutuador e a outra presa a um tijolo de seis furos com até duas placas de granito fixadas com abraçadeiras. Foram utilizados vinte conjuntos experimentais presos aos flutuadores, sendo dois por flutuador, um em cada extremidade do mesmo. As placas permaneceram submersas em mesma profundidade devido à movimentação dos flutuadores com a maré e o peso dos tijolos. As placas estabelecidas permaneceram no local por doze meses consecutivos, sendo fotografadas mensalmente. No final do período de submersão, todas as placas foram coletadas para identificação dos organismos presentes com utilização de um microscópio estereoscópico.

Análise das fotografias

Para análise das fotografias de alta resolução (cinco megapixels) foi utilizado o método de fotografias digitais. As fotografias foram analisadas com o programa Adobe

Photoshop 7.0. A área da placa na fotografia foi recortada e ajustada para o tamanho real da placa (23x11 cm), e uma grade com 70 quadrículas de 3,61cm^2 foi sobreposta. Uma amostra de 25 quadrículas foi selecionada como campo de análise. Para estimar a porcentagem de cobertura das espécies foi utilizado o método visual. A porcentagem de cobertura foi ranqueada de 0 a 4 em cada quadrícula, sendo que os valores de 1 – 4 correspondiam respectivamente a 25%, 50%, 75% e 100% de cobertura. Para as espécies raras foi atribuído um valor de 0,5% quando foram presentes. O valor total obtido pela soma da porcentagem de cobertura de todas as quadrículas representou a porcentagem de cobertura das espécies em cada placa.

Análise dos dados

Foi registrada a porcentagem de área de substrato não colonizado ao longo dos meses para avaliar a variação de substrato disponível para a colonização.

Foi registrado período de ocorrência e porcentagem de cobertura das espécies estabelecidas ao longo dos 12 meses de sucessão, para identificar a variação na utilização do substrato e a longevidade após o estabelecimento das espécies introduzidas e criptogênicas.

Os resultados foram comparados com os dados de recrutamento do capítulo 2 para observar se durante os picos de recrutamento das espécies no substrato limpo ocorre aumento na porcentagem de cobertura das mesmas espécies na comunidade em estágio sucessional mais avançado, indicando se a comunidade apresenta ou não resistência ao recrutamento.

Foi comparada a riqueza de espécies e o número de espécies novas a cada mês, para testar se comunidades com maior riqueza de espécies apresentam menor entrada de novas espécies. Nesta avaliação, cada observação de uma placa a cada mês foi considerada uma réplica e, portanto, a correlação foi feita com 120 pontos.

Resultados

Foram identificados 33 organismos sobre as placas cumulativas, dos quais seis são espécies introduzidas, duas são introduções históricas, 13 são criptogênicas e cinco são nativas. Os demais organismos (sete) não foram classificados até espécie devido às amostras não apresentarem condições para uma identificação precisa.

As espécies introduzidas foram *Garveia franciscana* (Hydrozoa); *Hydroides sanctaecrucis* (Polychaeta); *Amphibalanus reticulatus*, *Striatobalanus amaryllis* e *Megabalanus coccopoma* (Cirripedia) e *Styela plicata* (Ascidiacea).

Disponibilidade de substrato ao longo do tempo

A área de substrato sem cobertura de espécies foi reduzida drasticamente no primeiro mês e continuou sendo reduzida até o mês de julho, quando 100% da área das placas foi ocupada. Nos meses de agosto e setembro, houve uma pequena liberação de área de substrato, que nos meses seguintes foi ocupado novamente até 100% da área em fevereiro (figura 1). Mesmo na ausência de substrato livre, novas espécies continuaram recrutando, o que indica que espécies já presentes no substrato não impedem a entrada de novos recrutas, servindo na verdade de substrato para o assentamento larval.

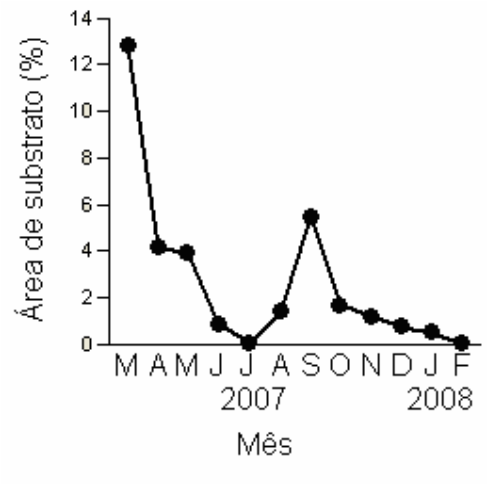

Fig. 1. Variação da média de espaço sem cobertura nas placas ao longo dos meses.

Relação entre recrutamento e sucessão e longevidade na comunidade

Garveia franciscana ocorreu em dois períodos do ano (fevereiro - abril e agosto - outubro de 2007; janeiro de 2008), mas apresentou baixa porcentagem de cobertura nas placas de sucessão. A espécie permaneceu por três meses na comunidade, desaparecendo após este período. *Garveia franciscana* recrutou em placas não cumulativas em dois períodos do ano, sendo que o primeiro coincidiu com a primeira

ocorrência da espécie nas placas sucessionais, nos meses iniciais, quando os experimentos foram inseridos (Fig. 2).

Hydroides sanctaecrucis ocorreu somente em maio e outubro com baixa ocupação nas placas. O recrutamento em placas não cumulativas ocorreu somente no mês de novembro, também com baixa quantidade de recrutas (Fig. 2).

Amphibalanus reticulatus ocorreu em todos os meses e a área de cobertura da espécie aumentou gradativamente durante o período experimental. O recrutamento também ocorreu em vários meses, porém sem aumento de grande importância da espécie nas placas cumulativas. Somente no último mês, quando houve a maior pressão de propágulos, foi observado um aumento na cobertura da espécie, chegando a ocupar em média 16% da área. Este aumento pode ser atribuído ao estabelecimento de novos recrutas e/ou ao crescimento dos residentes (Fig. 2).

Striatobalanus amaryllis foi rara e ocorreu somente no mês de março com baixa porcentagem de cobertura. O período coincidiu com o recrutamento da espécie (Fig. 2).

Megabalanus coccopoma apresentou pelo menos cinco meses de permanência nas placas cumulativas (junho a janeiro) com aumento na área de cobertura ao longo dos meses e posterior redução. O recrutamento da espécie ocorreu nas placas não cumulativas de maio a agosto, mesmo período em que a espécie começou a ocupar as placas cumulativas e o aumento de cobertura a partir de agosto indica crescimento dos indivíduos estabelecidos. No último mês (janeiro/2008) todos os indivíduos recrutados morreram (Fig. 2).

Styela plicata ocorreu por três meses, de outubro a dezembro de 2007, com baixa porcentagem de cobertura. O período de recrutamento da espécie em placas não cumulativas já estava ocorrendo desde junho, indicando um lapso de 4 meses para que a espécie efetivamente venha a ter uma cobertura detectável dos indivíduos estabelecidos (Fig. 2).

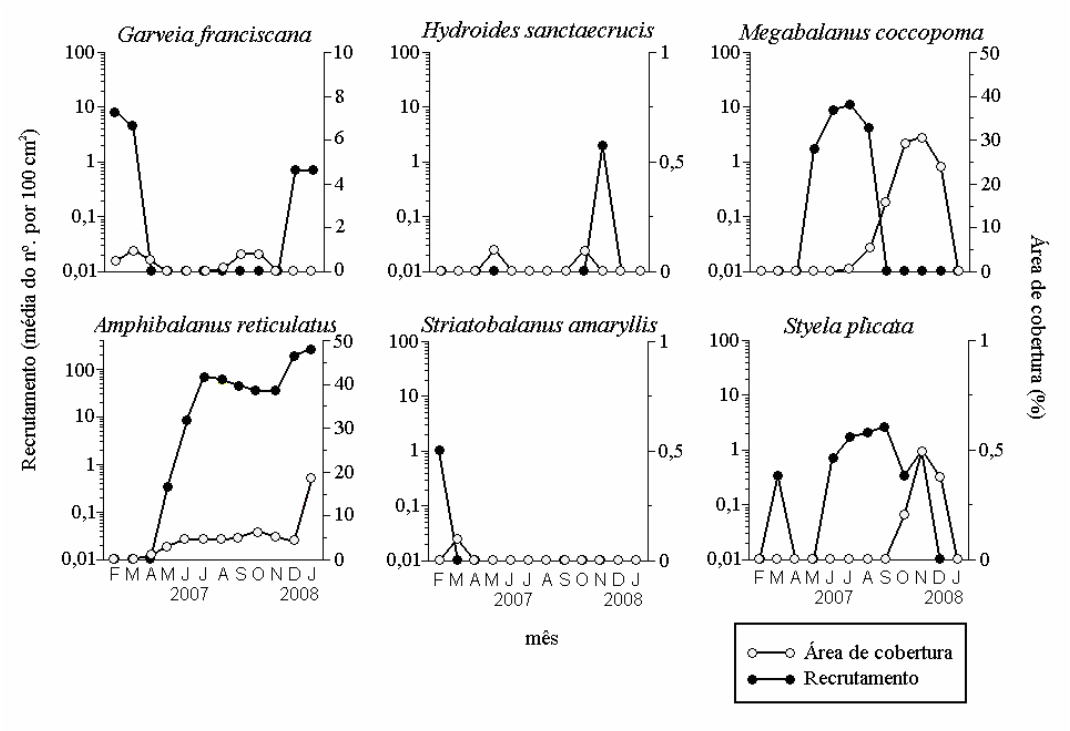

Fig. 2 Variação do recrutamento e porcentagem de cobertura das espécies introduzidas ao longo do ano. A escala do eixo Y (recrutamento) foi logaritimizada.

As espécies *Perna perna* e *Amphibalanus amphitrite* são introduções históricas e já se naturalizaram na região, mas ambas apresentaram baixa porcentagem de cobertura na placas cumulativas. *Perna perna* ocorreu de agosto a dezembro, enquanto *Amphibalanus amphitrite* foi presente nas placas em três períodos do ano, de fevereiro a abril, agosto a outubro de 2007 e em janeiro de 2008.

Das espécies criptogênicas, os hidrozoários *Obelia bidentata*, *O. dichotoma* e *Clytia gracillis* foram agrupadas devido à dificuldade de identificação e juntas foram presentes por sete meses consecutivos, atingindo uma área de cobertura de 66% em setembro. O recrutamento ocorreu entre maio de 2007 a fevereiro de 2008 tendo as três espécies alta abundância nos meses de ocorrência (fig. 3). *Hippoporina verrilli* e *Amphibalanus improvisus* foram as que apresentaram maior período de ocorrência. O briozoário *H. verrilli* recrutou no primeiro mês, quando apresentou média de 12% de área de cobertura, diminuindo gradativamente ao longo dos meses, e desapareceu no mês de dezembro, voltando a aparecer em janeiro. A craca *A. improvisus* apareceu no terceiro mês de sucessão (abril), inicialmente com baixa porcentagem de cobertura, aumentando a área de cobertura nos meses seguintes, chegando a ocupar média de 12%

nos meses de agosto e setembro. *Balanus trigonus* ocorreu de setembro a dezembro de 2007 mantendo área de cobertura muito pequena neste período. *Symplegma rubra*, *Microcosmus exosperatus* e *Bugula neritina* foram raras e apresentaram baixa porcentagem de cobertura nos meses de ocorrência.

Alcyonidae sp. foi presente em todos os meses, com grande ocupação inicial, chegando a média de 48% da área de superfície nas placas de março, e reduziu a área de cobertura nos meses seguintes mantendo baixa cobertura ao longo dos meses. Apesar da identificação não ter sido concluída, não há registros anteriores deste organismo na área, o que sugere ser uma introdução recente.

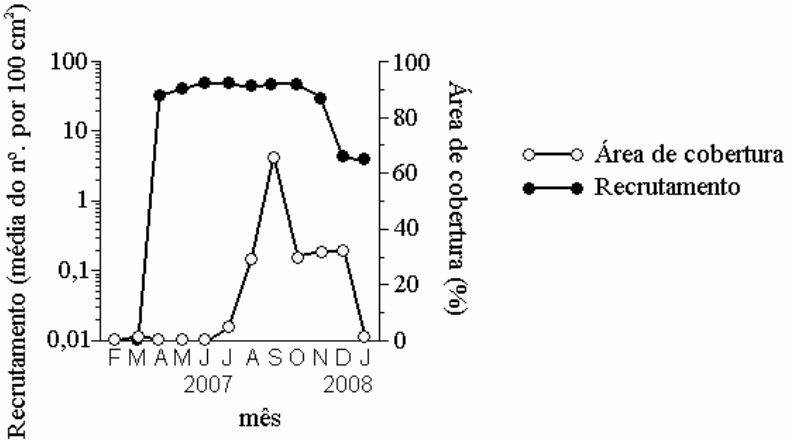

Fig. 3 Variação do recrutamento e porcentagem de cobertura ao longo do ano das espécies criptogênicas agrupadas: *Obelia bidentata*, *Obelia dichotoma* e *Clytia gracillis*. A escala do eixo Y (recrutamento) foi logaritimizada.

As demais espécies, *Crassostrea rhizophorae*, *Ostrea puelchana*, *Nicolea uspiana*, *Mytella charruana* e *Fistulobalanus citerosum* são nativas da região. A espécie *F. citerosum* ocupou média de 28% do substrato no início da sucessão e manteve uma porcentagem média de 15% nos meses seguintes. O bivalve *M. charruana* esteve presente durante todo experimento, reduzindo a área de cobertura nos meses de inverno e apresentando alta porcentagem de cobertura no verão, chegando a ocupar em média 47% da superfície das placas em janeiro de 2008. As demais espécies apresentaram baixa porcentagem de cobertura. *Nicolea uspiana* apareceu somente no mês de janeiro de 2008, enquanto *C. rhizophorae* foi ausente somente de setembro a novembro e *O. puelchana* ausente somente em setembro.

Somente a espécie introduzida *A. reticulatus* apareceu entre as duas espécies dominantes da comunidade em pelo menos um mês. Na maioria dos meses a comunidade foi dominada por poucas espécies, sendo a craca nativa *Fistulobalanus citerosum*, o hidrozoário *Hydractinia* sp, os anfípodas e as espécies agrupadas *Obelia dichotoma, Obelia bidentata* e *Clytia gracilis* as que dominaram por maior tempo (Tabela 1).

Tabela 1 Táxons dominantes em cada mês da sucessão com área de cobertura e classificação

mês	Táxon dominante	% cobertura média	Classificação	2º táxon dominante	% cobertura média	classificação
Fevereiro/ 07	*Fistulobalanus citerosum*	28,2	N	Anfípodas	22,8	---
Março	*Alcyonidae* sp.	40,1	I	*Hydractinia* sp.	18,0	---
Abril	*Hydractinia* sp.	39,9	---	*Alcyonidae* sp.	39,8	I
Maio	*Hydractinia* sp.	73,6	---	*Fistulobalanus citerosum*	20,3	N
Junho	*Hydractinia* sp.	80,8	---	*Fistulobalanus citerosum*	19,6	N
Julho	*Hydractinia* sp.	68,3	---	*Fistulobalanus citerosum*	19,2	N
Agosto	*Obelia dichotoma, Obelia bidentata* e *Clytia gracilis*	28,5	C	*Fistulobalanus citerosum*	18,7	N
Setembro	*Obelia dichotoma, Obelia bidentata* e *Clytia gracilis*	66,2	C	Anfípodas	23,4	---
Outubro	Anfípodas	43,3	---	*Obelia dichotoma, Obelia bidentata* e *Clytia gracilis*	30,2	C
Novembro	Anfípodas	34,4	---	*Obelia dichotoma, Obelia bidentata* e *Clytia gracilis*	31,9	C
Dezembro	*Obelia dichotoma, Obelia bidentata* e *Clytia gracilis*	32,1	C	Anfípodas	24,5	---
Janeiro/08	*Mytella charruana*	46,6	N	*Amphibalanus reticulatus*	18,7	I

A ocupação do substrato foi bem variada ao longo dos meses, sendo que somente a espécies introduzida *A. reticulatus* apresentou um padrão de aumento gradativo conforme o avanço sucessional. O tempo de permanência das espécies após o recrutamento também variou de espécie para espécie. Das espécies introduzidas, *A. reticulatus* foi a única que ocorreu em todos os meses do experimento, *M. coccopoma* permaneceu por 8 meses, enquanto as demais apresentaram permanência de no máximo quatro meses (Tabela 2).

Tabela 2. Variação na ocupação do substrato e longevidade dos táxons ao longo dos meses após o estabelecimento.

Táxon	Classificação	Número total de meses de ocorrência	Tempo máximo de permanência (meses seguidos)	Cobertura ao longo da sucessão
Hydrozoa				
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758), *Obelia bidentata* Clarke, 1875 e *Clytia gracilis* (M. Sars, 1850)	C	9	7	Aumento seguido de redução
Garveia franciscana Torrey, 1902	I	7	3	Variável
Hidractinia sp	---	9	6	Aumento seguido de redução
Tubulariidae	---	2	1	---
Pinauay ralphi (Bale, 1884)	C	2	2	---
Anthozoa				
Alcyonidae sp.	---	12	12	Aumento seguido de redução
Aiptasia pallida (Verrill, 1864)	C	3	2	---
Actiniaria	---	4	1	---
Bryozoa				
Electra tenella (Hincks, 1880)	C	12	12	Variável
Hippoporina verrilli Maturo and Schopf, 1968	C	11	10	Redução
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)	C	3	2	---
Biflustra denticulata Smitt, 1873	C	7	3	Variável
Bivalvia				
Mytella charruana d'Orbigny (1842)	N	12	12	Variável
Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828)	N	9	7	Variável
Perna perna (Linnaeus, 1758)	IH	5	5	Aumento seguido de redução
Ostrea puelchana (D'Orbigny)	N	11	7	Variável
Polychaeta				
Nicolea uspiana Nogueira, 2003	N	1	1	---
Hydroides sanctaecrucis Krøyer *in* Mörch, 1863	I	2	1	---
Cirripedia				
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)	IH	7	3	Redução
Amphibalanus reticulatus (Utinoni, 1967)	I	12	12	Aumento
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	C	10	10	Variável
Striatobalanus amaryllis Darwin, 1854	I	1	1	---
Fistulobalanus citerosum	N	12	12	Redução
Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854)	I	8	8	Aumento seguido de redução
Balanus trigonus (Darwin, 1854)	C	4	4	Aumento seguido de redução

Tabela 2. Continuação

Táxon	Classificação	Número total de meses de ocorrência	Tempo máximo de permanência (meses seguidos)	Cobertura ao longo da sucessão
Amphipoda				
Monocorophium sp, *Laticorophium* sp e *Jassa* sp	---	12	12	Redução, aumento seguido de redução
Ascidiacea				
Microcosmus exasperatus Heller, 1878	C	6	3	Variável
Symplegma rubra Monniot, 1972	C	1	1	---
Styela plicata (Lesueur, 1823)	I	3	3	Aumento seguido de redução

Riqueza de táxons vs. novos táxons

A riqueza de táxons teve pouca variação entre os meses. Nos meses iniciais da sucessão houve uma média de oito táxons por placa e chegou a haver no máximo média de 12 táxons por placa, no último mês de observação. Da mesma forma, o número de táxons novos a cada mês variou pouco entre os meses, mas ocorreram dois picos, em setembro/2007 e fevereiro/2008 com média de 4 e 5 táxons novos respectivamente.

Não foi observada correlação entre riqueza de táxons em um mês e o número de táxons novos que recrutaram na mesma placa no mês seguinte, o que indica que dentro da variação na riqueza observada, o recrutamento de novos táxons ocorre independente da riqueza, e que maior riqueza não reduz o recrutamento de táxons novos (figura 4). Da mesma forma, não foi encontrada correlação entre número de táxons novos com disponibilidade de substrato limpo, o que indica que o número de táxons novos é independente da área de substrato primário disponível para colonização (figura 5).

Fig. 4 Correlação entre a riqueza de táxons de cada mês com o número de táxons novos que recrutou no mês seguinte (r=0,01, p>0,05, n=104).

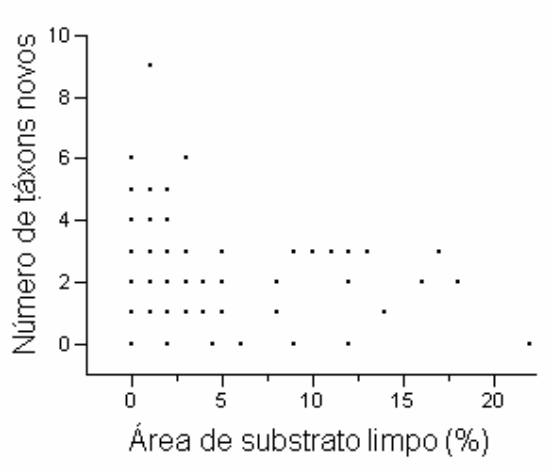

Fig. 5 Correlação entre a área de substrato limpo de cada mês com o número de táxons novos que recrutou no mês seguinte (r=0,008, p>0,05, n=104).

Discussão

As seis espécies introduzidas que recrutaram sobre o substrato limpo foram encontradas em pelo menos um período da sucessão. Em muitos casos, o período de ocorrência das espécies em placas cumulativas sobrepôs o período de recrutamento em substrato limpo. A resistência da comunidade foi baixa, sendo ela susceptível à entrada de novas espécies em todos os meses. A riqueza e a disponibilidade de substrato não influenciaram no número de táxons novos, e não conferiram resistência à comunidade em formação.

A ocupação do substrato disponibilizado ocorreu rapidamente, sendo quase totalmente coberto logo no primeiro mês de submersão. Nos meses seguintes, a disponibilidade do recurso substrato foi escassa, e diminuiu gradativamente ao longo dos meses até todo substrato ser ocupado (fig. 1). Essa redução ocorreu devido ao crescimento das espécies residentes e à entrada de novas espécies ao longo dos meses que resultou em maior riqueza de espécies. Seria esperado que, com a redução na disponibilidade de substrato, o número de novas espécies recrutando seria menor, no entanto, o número de espécies novas foi independente da disponibilidade de substrato, de modo que outros processos propiciaram o recrutamento de novas espécies (Fig. 5). Uma possível explicação para o recrutamento de novas espécies na ausência de substrato primário, foi a alta porcentagem de cobertura por cracas. Estes organismos apresentam placas rígidas que podem funcionar como substrato secundário para muitas espécies, podendo a presença deles aumentar o assentamento (Osman & Whitlatch, 1995).

A maioria das espécies introduzidas e criptogênicas apresentou longo período de ocorrência na comunidade, porém essa ocorrência não pode ser atribuída diretamente à sobrevivência dos indivíduos. As espécies introduzidas *G. franciscana*, *A. reticulatus* e *M. coccopoma*, e as criptogênicas *H. verrilli*, *A. improvisus* e *Alcyonidae* sp. apresentaram período de ocorrência maior que seis meses. Do mesmo modo, o recrutamento dessas espécies ocorreu por um extenso período, e assim pode ter ocorrido mortalidade e substituição de indivíduos nas placas ao longo do tempo. Somente para as espécies em que o recrutamento não sobrepôs o período de ocorrência nas placas cumulativas foi possível estimar a sobrevivência mínima. Assim, *Alcyonidae* sp. apresentou sobrevivência de pelo menos quatro meses e *M. coccopoma* apresentou sobrevivência de pelo menos cinco meses.

Vários fatores são apontados para influenciar na estruturação de comunidades e regular a diversidade de espécies. As comunidades incrustantes são caracterizadas por apresentar uma loteria no recrutamento e subseqüentes interações que resultam em diferentes composições (Sutherland & Karlson, 1977; Dean & Hurd, 1980; Dayton, 1984). Além disso, acontecimentos específicos durante a formação das comunidades, como presença de predadores e ordem de colonização, podem explicar a variação na estrutura de comunidades formadas em diferentes áreas (Sutherland, 1974). Além disso, Nandakumar (1996) revela os efeitos da sazonalidade na hierarquia de ocupação do

substrato, pois dependendo do período de imersão e dos padrões de recrutamento inicial a ordem hierárquica no desenvolvimento da comunidade pode mudar.

O desenvolvimento de comunidades de substrato duro poderia ser descrito como tendo múltiplos períodos de dominância por espécies de curta vida (Sutherland, 1974; Nandakumar, 1996). No estudo atual o período de dominância por uma espécie não ultrapassou quatro meses. O substrato foi primeiro dominado por *F. citerosum* e amfípodas (fevereiro); seguido de *Alcyonidae* sp. e *Hydractinia* sp. (março e abril); *Hydractinia* sp. e *F. citerosum* (maio a julho); *O dichotoma, O. bidentata* e *Clytia gracilis* e *F. citerosum* (agosto); *O dichotoma, O. bidentata* e *Clytia gracilis* e anfípodas (setembro a dezembro); *M. charruana* e *A. reticulatus* (janeiro). O táxon criptogênico *Hydractinia* sp. foi a que apresentou maior dominância, chegando à média de 81% de cobertura. Para este táxon foram observados órgãos de reprodução em placas com dois a quatro meses de submersão, o que demonstra a rápida maturação e que o período em que a espécie permaneceu na comunidade foi suficiente para sua reprodução. Se as espécies introduzidas apresentam período semelhante para maturação, podem aumentar a capacidade de disseminação.

Todas as espécies introduzidas foram capazes de colonizar o substrato com cobertura de espécies, o que demonstra alta capacidade de colonização. De modo geral, pelo menos uma das espécies introduzidas apresentou alta ocupação no substrato em cada mês, sendo que a ocupação das espécies flutuou todo o tempo. As espécies dominantes nos primeiros meses apresentaram porcentagem de cobertura maior do que as espécies dominantes dos meses finais, o que pode ter ocorrido devido o aumento da riqueza ter reduzido a abundância individual de cada espécie. Somente a espécie introduzida *A. reticulatus* ficou entre as duas com maior dominância em pelo menos um mês, sendo a segunda mais dominante em janeiro com 18,7% de ocupação (Tabela 1).

As espécies introduzidas e criptogênicas que apresentaram maior área de cobertura (>10%) apresentaram padrões diversos de ocupação ao longo dos meses. Os táxons *Alcyonidae* sp. e *H. verrilli*, apresentaram alta ocupação inicial do substrato com posterior redução. As cracas *A. reticulatus*, *M. coccopoma* e *A. improvisus* apresentaram um padrão de aumento na área de cobertura conforme procedeu a sucessão, no entanto, *M. coccopoma* apresentou uma alta mortalidade no último mês experimental, o que reduziu drasticamente a área de cobertura da espécie. A causa desta mortalidade é desconhecida e pode ter ocorrido por predação, perturbação, morte natural, entre outros.

As características morfológicas de espécies introduzidas podem ou não favorecê-las a tornarem-se invasoras. Por exemplo, o tamanho maior em bivalves pode ser um fator importante no processo de invasão, sendo esperado que bivalves invasores tenham maior vantagem quando apresentam dimensões maiores (Roy et al., 2001; Roy et al., 2002). A craca *M. coccopoma* apresenta uma carapaça rígida, mais resistente que as demais cracas encontradas na região. Esta característica poderia torná-la mais resistente a predadores e mais competitiva pelo recurso substrato, tornando-a mais eficiente no processo de invasão. No entanto, são necessários estudos para identificar se as características morfológicas das espécies introduzidas na Baía de Paranaguá podem ou não beneficiá-las.

Considerando o período de ocorrência e a área de ocupação no substrato, as espécies introduzidas *A. reticulatus* e *M. coccopoma* foram consideradas espécies potencialmente invasoras. As espécies criptogênicas *A. improvisus* e *H. verrilli* e o táxon *Alcyonidae* sp. podem também oferecer riscos caso não sejam nativas, pois também apresentam atributos comuns as espécies invasoras.

A craca *A. reticulatus* apresenta distribuição circuntropical (Young, 1998) e os primeiros registros para o Brasil foram para Pernambuco, em 1990 (Farrapeira et al., 2007) e Bahia em 1993 (Young, 1998). O primeiro registro para a região sul foi na Baía de Paranaguá em 2005 (Neves & Rocha, 2008). A espécie apresenta estar bem adaptada à região, pois apresentou aumento na área de cobertura nas placas durante os meses analisados, estava presente em todos os meses e encontrou-se entre as mais dominantes no mês de janeiro.

A espécie *M. coccopoma* é uma espécie introduzida do Pacífico Norte Oriental no sul e sudeste brasileiro (Rocha, 1999, Silveira et al., 2006). Young (1994) afirma que a espécie deve ter sido introduzida no país entre 1930 e 1940. Recentemente foi encontrada no litoral do nordeste em duas embarcações vindas do Panamá e do Rio Grande do Sul (Farrapeira et al., 2007). A espécie apareceu nas placas no inverno, com alto número de indivíduos, quando não havia substrato limpo disponível. Após ter se estabelecido *M. coccopoma* aumentou a área de cobertura mesmo após cessar o recrutamento, indicando que a espécie apresenta longevidade no substrato.

A comunidade estudada mostrou ser um ambiente susceptível à sobrevivência das espécies potencialmente invasoras, e parece não apresentar características que podem limitar estas espécies de atingirem o status de invasoras. O número de espécies introduzidas foi maior que o número de espécies nativas, o que representa a forte

presença dessas espécies dentro do estuário. À medida que houve novas espécies recrutando sobre o substrato, a riqueza da comunidade aumentou. No entanto mesmo com maior riqueza, o número de espécies novas recrutando não foi reduzido. Assim, pelo menos nos primeiros doze meses da comunidade em formação, a riqueza não conferiu maior resistência a invasores. Em particular, foi observado que a porcentagem de cobertura das espécies variou independente da riqueza. Mesmo com maior riqueza, houve grandes flutuações na área de cobertura das espécies, ocorrendo uma variação de ocupação temporal do substrato para as espécies que apresentaram maior porcentagem de cobertura. No período de maior abundância de *Hydractinia* sp., o agrupamento de *O. dichotoma*, *O. bidentata* e *C. gracilis* apresentou baixa porcentagem de cobertura, e quando houve redução na área de cobertura da primeira houve aumento na porcentagem de cobertura das espécies agrupadas. As mudanças observadas na composição de espécies ao longo dos meses podem ter sido influenciadas também pela variação na disponibilidade e abundância de larvas. No entanto, para a maioria das espécies a variação na área de cobertura parece ser independente da variação no recrutamento.

A relação entre riqueza e susceptibilidade a invasão depende de muitos fatores, e é bem discutida. Pesquisas sugerem que a escala em que são feitos os estudos pode influenciar nesta relação (Levine, 2000; Davies et al., 2005). De modo geral, comunidades com maior riqueza são vistas como mais resistentes a invasões, devido a maior utilização de recursos limitantes, que podem afetar o sucesso de invasão (Stachowicz et al., 2002; Britton-Simmons, 2006; Stachowicz & Byrnes, 2006). De fato, riqueza pode ser um fator limitante, mas não um determinante da taxa de invasão, uma vez que o processo de invasão depende de características locais, como predação (Castilla et al., 2004; DeRivera et al., 2005), e de propriedades específicas de cada espécie, como mortalidade, crescimento e interações interespecíficas (Dunstan & Johnson, 2004).

Este estudo foi realizado com uma comunidade em formação, partindo de substratos sem cobertura. Comunidades mais antigas podem apresentar maior estabilidade e responder de forma diferente a espécies introduzidas. Porém, mesmo em comunidades antigas, devido a perturbações, podem surgir áreas sem cobertura de espécies, e na presença destas áreas, as espécies introduzidas podem aproveitar para recrutar e colonizar. Na presença de perturbações freqüentes, espécies competitivamente inferiores podem dominar o substrato por serem beneficiadas ao passo que a perturbação pode ser prejudicial para a maioria das espécies (Konar & Iken, 2005). Se

perturbações ocorrem ocasionalmente e permitem que espécies introduzidas se estabeleçam, resta saber se as espécies nativas serão capazes de recolonizar estas áreas, à medida que a sucessão avança. Segundo Osman & Whitlatch (1998) em comunidades naturais, mesmo se uma espécie introduzida encontra local para estabelecer-se, ao atingir a maturidade e morrer, será provavelmente substituída por recrutas nativos dominantes. No entanto neste estudo, mesmo após um ano, espécies introduzidas continuaram apresentando dominância no substrato e as espécies nativas de modo geral foram pouco abundantes.

O número de espécies identificadas em placas cumulativas foi menor do que o encontrado em placas não cumulativas. Uma possível explicação foi o uso de metodologias diferentes usadas na coleta de dados. O uso do método fotográfico só permite explorar as espécies na superfície, ao passo que o método de coleta permite explorar as espécies em mais de uma camada, aumentando a área de investigação e diversificando os microhábitats explorados, como cavidades de cracas mortas, fendas entre os indivíduos maiores entre outros.

Considerando que a presença de espécies potencialmente invasoras dentro do estuário representa riscos às comunidades nativas, são necessárias medidas para um gerenciamento preventivo. Uma tática para eliminar fontes de propágulos é a realização de limpeza em locais onde existem adultos das espécies potencialmente invasoras. Este procedimento deve ser realizado em momentos críticos, como por exemplo, no período em que as espécies apresentam maior porcentagem de cobertura.

Considerando que as espécies *A. reticulatus* e *H. verrili* tiveram maior área de cobertura entre os meses de janeiro e março, e que as espécies *M. coccopoma* e *A. improvisus* apresentaram maior porcentagem de cobertura entre agosto e novembro, é sugerido que a limpeza das estruturas seja realizada por volta dos meses de fevereiro e março, e agosto e setembro para atingir estas espécies no período de maior cobertura. Assim, eliminando os adultos reprodutores será possível diminuir o número de larvas produzidas para a colonização nos meses seguintes.

Para identificar os melhores métodos de limpeza para as espécies introduzidas na Baía de Paranaguá são necessários estudos para testar os compostos mais eficientes para cada espécie e que não causem danos ao ambiente. Diversos mecanismos podem ser usados para causar mortalidade de espécies introduzidas, entre eles encontram-se o uso de compostos químicos, remoção mecânica e controle biológico (Lafferty & Kuris, 1996). Por exemplo, Carver et al. (2003) testou os compostos ácido acético (5%), sal

marinho (saturado) e cal hidratado (4%) e água doce (40%) sobre a espécie exótica *Ciona intestinalis* em Lunenburg Bay, Nova Escócia. Como resultado o ácido acético foi o mais eficiente e quando aspergido por 1 minuto causou 100% de mortalidade.

Finalmente, este estudo mostrou que a Baía de Paranaguá abriga espécies introduzidas que apresentam características que podem torná-las invasoras. Portanto é necessária a realização de um plano de manejo para controlar as espécies introduzidas já presentes e identificar precocemente a introdução de novas espécies. É sugerido que seja realizado um levantamento nos substratos consolidados em toda a baía, para identificar a distribuição das espécies introduzidas. Considerando os impactos que espécies invasoras podem vir a causar neste ambiente, os mecanismos de monitoramento e controle devem ser implantados para evitar problemas futuros.

Referências

Angonesi, L.G., Rosa, N.G., Bemvenuti, C.E., 2008. Tolerance to salinities shocks of the invasive mussel *Limnoperma fortunei* under experimental conditions. Iheringia, Série Zoologia 98, 66-69.

Bando, K.J., 2006. The roles of competition and disturbance in a marine invasion. Biological Invasions 8, 755-763.

Britton-Simmons, K.H., 2006. Functional group diversity, resource preemption and the genesis of invasion resistance in a community of marine algae. Oikos 113, 395-401.

Bruijs, M.C.M., Kelleher, B., van der Velde, G., de Vaate, A.B., 2001. Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. Archiv fur Hydrobiologie 152(4), 633-646.

Byers, J.E., Noonburg, E.G., 2003. Scale dependent effects of biotic resistance to biological invasion. Ecology 84(6), 1428-1433.

Carlton, J.T., Thompson, J.K., Schemel, L.E., Nichols, F.H., 1990. Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam Potamocorbula am urensis. I. Introduction and dispersal. Marine Ecology Progress Series 66, 81-94.

Carver, C.E., Chisholm, A., Mallet, A.L., 2003. Strategies to mitigate the impact of *Ciona intestinalis* (L.) biofouling on shellfish production. Journal of Shellfish Research 22(3), 621-631.

Castilla, J.C., Guiñez, R., Caro, A.U., Ortiz, V., 2004. Invasion of a rocky intertidal shore by the tunicate *Pyura praeputialis* in the Bay of Antofagasta, Chile. Proceedings

of the National Academy of Sciences of the United States of America 101(23), 8517-8524.

Chapman, A.S., 1999. From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? Helgolaender Meeresuntersuchungen 52, 277-289.

Cohen, A.N., Carlton, J.T., 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary**.** Science 279(5350), 555-558.

Dayton, P.K., 1984. Processes structuring some marine communities: are they general? In: D.R. Strong, D. Simberloff, L.G. Abele, A.B. Thistle (Editors), Ecological communities: conceptual issues and the evidence**.** Princeton Univ. Press, Princeton, NJ, pp. 181-197.

Davies, K.F., Chesson, P., Harrison, S., Inouye, B.D., Melbourne, B.A., Rice, K.J., 2005. Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. Ecology 86, 1602-1610.

Dean, T.A., Hurd, L.E., 1980. Development in an Estuarine Fouling Community: The Influence of Early Colonists on Later Arrivals. Oecologia 46, 295-301.

DeRivera, C.E., Ruiz, G.M., Hines, A.H., Jivoff, J., 2005. Biotic resistance to invasion: native predator limits abundance and distribution of an introduced crab. Ecology 86(12), 3364-3376.

Dunstan, P.K., Johnson, C.R., 2004. Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. Oecologia 138, 285-292.

Farrapeira, C.M.R., Melo, A.V.O.M., Barbosa, D.F., Silva, K.M.E., 2007. Ship hull fouling in the port of Recife, Pernambuco. Brazilian Journal of Oceanography 55(3), 207-221.

Galil, B.S., 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin 55, 314-322.

Grosholz, E., 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. TRENDS in Ecology & Evolution 17(1), 22-27.

Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., Minchin, D., Boltovskoy, D., Burlakova, L.E., 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions 9, 161-180.

Konar, B., Iken, K., 2005. Competitive dominance among sessile marine organisms in a high Arctic boulder community. Polar Biology 29, 61-64.

Lafferty, K.D., Kuris, A.M., 1996. Biological control of marine pests. Ecology, 77(7), 1989-2000.

Lages, B.G., Fleury, B.G., Ferreira, C.E.L., Pereira, R.C., 2006. Chemical defense of an exotic coral as invasion strategy. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 328, 127-135.

Levine, J.M., 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. Science 288(5467), 852-854.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological Applications 10(3), 689-710.

Nandakumar, K., 1996. Importance of timing of panel exposure on the competitive outcome and succession of sessile organisms. Marine Ecology Progress Series 131, 191-203.

Neves, C.S., Rocha, R.M., 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 51(3), 623-633.

Neves, C.S., Rocha, R.M., Pitombo, F.B., Roper, J.J., 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. Biofouling 23(5), 319-330.

Obenat, S., Epivak, E., Garrido, L., 2006. Life history and reproductive biology of the invasive amphipod *Melita palmata* (Amphipoda: Melitidae) in the Mar Chiquita coastal lagoon, Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86, 1381-1387.

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 1995. The influence of resident adults on larval settlement: experiments with four species of ascidians. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 190: 199-220.

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 1998. Local control of recruitment in an epifaunal community and the consequences to colonization processes. Hydrobiologia 375/376: 113-123.

Piola, R.F., Johnston, E.L., 2008. Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. Diversity & Distributions 14, 329-342.

Robinson, T. B., Griffiths, C. L., McQuaid, C. D., Rius, M., 2005. Marine alien species of South Africa — status and impacts. African Journal of Marine Science 27(1), 297-306.

Rocha, C.E.F. 1999. Maxillopoda. In: A.E. Migotto, C.G. Tiato (Editors), Série Biodiversidade do estado de São Paulo parte 3: Invertebrados Marinhos. Fapesp, São Paulo, SP, pp. 207-216.

Roy, K., Jablonski, D., Valentine, J.W., 2001. Climate change, species range limits and body size in marine bivalves. Ecology Letters 4(4), 366–370.

Roy, K., Jablonski, D., Valentine, J.W., 2002. Body size and invasion success in marine bivalves. Ecology Letters 5, 163–167.

Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H., 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. American Zoologist 37, 621-632.

Silveira, N.G., Souza, R.C.C.L., Fernandes, F.C., Silva, E.P., 2006. Occurrence of *Perna perna*, *Modiolus carvalhoi* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) and *Megabalanus coccopoma* (Crustacea, Cirripedia) off Areia Branca, Rio Grande do Norte State, Brazil. Biociências 14, 89-90.

Smith, L.D., Wonham, M.J., McCann, L.D., Ruiz, G.M., Hines, A.H., Carlton, J.T., 1999. Invasion pressure to a ballast- flooded estuary and an assessment of inoculant survival. Biological Invasions 1, 67-87.

Sutherland, J.P., 1974. Multiple stable points in natural communities. The American Naturalist 108(964), 859-873.

Sutherland, J.P., Karlson, R.H., 1977. Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. Ecological Monographs 47, 425-446.
Stachowicz, J.J., Byrnes, J.E., 2006. Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. Marine Ecology Progress Series 311, 251-262.

Stachowicz, J.J., Whitlatch, R.B., Osman, R.W., 1999. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. Science 286(5444), 1577-1579.

Stachowicz, J.J., Fried, H., Osman, R.W., Whitlatch, R.B., 2002. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. Ecology 83, 2575-2590.

Tyrrell, M.C., Byers, J.E., 2007. Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? Journal of experimental marine biology and ecology 342, 54-60.

Young, P.S., 1994. Superfamily Balanoidea Leach (Cirripedia, Balanomorpha) from the Brazilian coast. Boletim do Museu Nacional**,** Série Zoologia 356, 1-36.

Young, P.S., 1998. Maxillopoda. Thecostraca. In: P.S. Young (Editor), Catalogue for Crustacea from Brazil. Museu Nacional (Série livros 7), Rio de Janeiro, RJ, pp. 263-285.

CONCLUSÕES GERAIS

Foram identificadas seis espécies introduzidas capazes de recrutar sobre o substrato granito, sendo elas *Garveia franciscana*, *Hydroides sanctaecrucis*, *Amphibalanus reticulatus*, *Striatobalanus amaryllis*, *Megabalanus coccopoma* e *Styela plicata*. O recrutamento destas espécies demonstra que as características do substrato natural da região não constituem um fator limitante à presença de espécies exóticas.

A comunidade em desenvolvimento durante um ano também não limitou o assentamento de espécies introduzidas, que conseguiram estabelecer-se na comunidade em todos os meses. Se ambientes naturais se comportarem da mesma maneira, podem ser susceptíveis ao estabelecimento de espécies introduzidas, que sendo capazes de manter-se nestes ambientes podem ameaçar as espécies nativas. A comunidade estudada foi constituída em sua maioria por espécies introduzidas e criptogênicas, podendo este fator ter influenciado nos resultados de resistência da comunidade à invasão. Comunidades naturais na região de Paranaguá não foram estudadas, mas acredita-se que possam também se constituir de boa parte das espécies encontradas neste estudo. Por outro lado, se as comunidades naturais forem formadas essencialmente por espécies nativas, podem responder de maneira diferente.

A maioria das espécies introduzidas apresentou baixo potencial de recrutamento, com baixo número de recrutas e curto período reprodutivo. Somente a espécie *A. reticulatus*, se destacou por apresentar alto potencial de colonização. No entanto, acompanhando a longevidade e abundância na comunidade em desenvolvimento por um ano, observou-se que as espécies introduzidas *A. reticulatus e M. coccopoma* apresentaram amplo período de ocorrência e grande ocupação nas placas. Com estes atributos, estas espécies foram consideradas com alto potencial invasor.

Considerando que a Baía de Paranaguá abriga espécies introduzidas de alto potencial invasor, recomenda-se um levantamento em toda a Baía para identificar as espécies que representam riscos para a região e os locais onde se encontram, para efetuar limpezas periódicas nas estruturas, causando mortalidade de adultos reprodutores e redução de fontes de propágulos. Além disso, considerando que pode ocorrer variabilidade interanual, um monitoramento deve ser implantado para acompanhar as mudanças que ocorrem nas comunidades ao longo do tempo.

Para redução dos potenciais invasores identificados por este estudo sugere-se que limpezas sejam realizadas nas estruturas do Iate Clube entre os meses de fevereiro e

março, para redução da espécie *A. reticulatus* e entre agosto e setembro, para redução da espécie *M. coccopoma*. Assim, eliminando os adultos reprodutores será possível diminuir o número de larvas produzidas para a colonização nos meses seguintes.

This document was created with Win2PDF available at http://www.win2pdf.com.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo