

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

THAIS SCHAEDLER

**SAZONALIDADE DA FAUNA INCRUSTANTE EM SUBSTRATO ARTIFICIAL DA
BAÍA DE PARANAGUÁ, COM ÊNFASE EM ESPÉCIES INTRODUZIDAS.**

CURITIBA

2013

THAIS SCHAEDLER

**SAZONALIDADE DA FAUNA INCRUSTANTE EM SUBSTRATO ARTIFICIAL DA
BAÍA DE PARANAGUÁ, COM ÊNFASE EM ESPÉCIES INTRODUZIDAS.**

Monografia apresentada à disciplina de Estágio Supervisionado em Zoologia – BZ027, do Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná como requisito parcial na conclusão do curso.

Orientação: Rosana Moreira da Rocha

CURITIBA

2013

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Profa. Dra. Rosana Moreira da Rocha por me ajudar nessa conquista. Por ter me ensinado nesses três anos tudo sobre como ser uma Bióloga, desde conhecimentos técnicos a conhecimentos inespecíficos, como organização, escrita, perseverança.

A Fundação Araucária pela bolsa de Iniciação Científica.

Ao curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná e a todos os seus professores e funcionários, por todo o conhecimento adquirido. Aos meus amigos de classe e de vida que me ajudaram de todas as maneiras possíveis durante essa graduação (Charles, Renattho, Diego, Andressa e Laís).

A todos do laboratório (Laura, Ana, Aline, Halina, Isa, Nadia, Tati, Gustavo, Livia e Rafa), pelo convívio, pelas dúvidas esclarecidas. A todos que ajudaram nas coletas e na identificação das espécies, principalmente a Ariane e a professora Dra. Maria Angélica pela ajuda em todas as etapas desse processo.

À minha família por todo o apoio.

RESUMO

Espécies são consideradas exóticas/introduzidas quando ocorrem numa área fora de seu limite geográfico natural, devido ao transporte por atividades humanas. Qualquer espécie torna-se invasora se tiver um aumento no seu crescimento populacional que possa causar mudanças nas comunidades em que se inserem e problemas socioeconômicos. Um dos mais importantes vetores de introdução de espécies marinhas é a navegação. O monitoramento contínuo de regiões portuárias para detecção da chegada de novas espécies e predição de quais podem vir a causar danos é essencial. O objetivo deste estudo foi monitorar organismos incrustantes da região do Iate Clube de Paranaguá, próximo ao Porto de Paranaguá, estado do Paraná, e verificar sua sazonalidade. Foram utilizadas placas de polietileno (12x12 cm) arrumadas em pares. Trimestralmente foram submersos 15 sanduíches, enquanto outros 15 permaneceram submersos por um ano entre 08/04/2009 e 27/04/2012. Foi realizada uma análise qualitativa e uma quantitativa. No total foram identificados 58 morfotipos, dos quais 39 foram identificados até espécie. Dentre essas, oito são exóticas, 23 criptogênicas e nove nativas. As espécies introduzidas são: *Garveia franciscana*, *Podocoryna sp.*, *Stragulum bicolor*, *Amphibalanus reticulatus*, *Striatobalanus amaryllis*, *Megabalanus coccopoma*, *Hydroides sanctaecrucis* e *Hippoporina indica*. O período de ocorrência das espécies foi bastante variado, sendo que em todos os trimestres havia pelo menos uma espécie introduzida e duas delas apresentaram altos valores de porcentagem de cobertura (*H. indica*, com 63,24%, e *Podocoryna sp.*, com 43,3%). A competição pode ser um efeito negativo da introdução de espécies pelo potencial de redução da abundância de organismos nativos, portanto, foi realizado um teste de co-ocorrência para verificar a influência dessa interação sobre a comunidade. Os resultados foram significativos para todas as espécies em todas as estações ($p < 0,05$ /observado >esperado), indicando que a competição pode estar envolvida na estruturação da comunidade. Analisando apenas espécies introduzidas, houve estações com resultados significativos e outras não. Somente com um acompanhamento contínuo pode-se avaliar os impactos da introdução de espécies. Sugere-se que o trabalho de monitoramento continue e se estenda para outras áreas da Baía. Também é preciso analisar se os métodos de limpeza na marina são satisfatórios e realizar campanhas de esclarecimento aos proprietários das embarcações a respeito da bioincrustação e a importância da limpeza para evitar o transporte das espécies.

INTRODUÇÃO

É denominada bioincrustação a colonização organismos sésseis sobre estruturas submersas naturais ou criadas pelo homem e que, quando desenvolvida em estruturas artificiais, pode acarretar sérios prejuízos sendo responsável por grandes impactos econômicos. Estima-se que em escala global sejam gastos 450 milhões de dólares por ano para prevenir a bioincrustação em estruturas artificiais e se essa prevenção não fosse realizada os prejuízos poderiam chegar a sete bilhões de dólares ao ano (Gama *et al*, 2009). Em embarcações a incrustação pode, por exemplo, diminuir a velocidade e aumentar os custos de manutenção e consumo de combustível em mais de 40% (Stupak *et al*, 2003). Além disso, há favorecimento de corrosão e deterioração do material dos cascos e superfícies metálicas como as utilizadas em tubulações de captação de água em usinas hidrelétricas, plataformas de petróleo e equipamentos industriais (Yebra *et al*, 2004). A bioincrustação também está associada a um forte vetor de invasões biológicas.

Invasão biológica ou bioinvasão pode ser definida como o estabelecimento de uma espécie fora de sua região de distribuição nativa e pode ocorrer por mecanismos naturais (geralmente envolvendo pequenas distâncias) ou por mecanismos relacionados a atividades humanas (podendo envolver longas distâncias) (Cohen & Carlton, 1997). Sabemos que na história evolutiva da Terra as espécies não são fixas, mas barreiras geográficas e fisiológicas impedem, em certa parte, a dispersão de maneira natural das espécies (Silva *et al*, 2004). Algumas atividades antrópicas podem alterar ou até mesmo eliminar essas barreiras, assim nos últimos dois séculos o homem vem atuando como o maior agente de transformação dos padrões de dispersão dos organismos e está aumentando consideravelmente a velocidade com que as espécies mudam de lugar (Carlton, 1985; Corrêa *et al*, 2009). Invasões biológicas marinhas estão acontecendo em todas as regiões do planeta, causando grandes mudanças nos ecossistemas oceânicos e costeiros (Cohen & Carlton, 1997). Isso ocorre em grande escala devido a atividades humanas relacionadas ao turismo e comércio, por exemplo, a maricultura, abertura de canais, descarte de iscas vivas, plataformas de perfuração de petróleo, movimentos de espécies comercialmente importantes e navegação (Carlton, 1987). Nas últimas décadas as atividades marítimas têm sido identificadas como a principal fonte de introdução de espécies, os navios que atravessam os oceanos podem ser metaforicamente considerados ilhas biológicas que

transportam espécies incrustantes no casco ou larvas na água de lastro (Corrêa *et al.*, 2009). A água de lastro é utilizada para preencher tanques quando o navio está vazio proporcionando equilíbrio e estabilidade, todavia ela acaba carregando organismos em sua fase de vida planctônica e, dependendo da distância percorrida e das condições de viagem, muitos destes podem chegar vivos e serem bombeados para fora em um estuário ou porto a milhares de quilômetros do seu local natural de ocorrência (Carlton, 1989). É impossível calcular o real número de espécies que são carregados dessa maneira, mas sabe-se que esse valor é grande. Em um levantamento realizado na água de lastro de 159 navios que saíram de diferentes portos japoneses e que atracaram em Coos Bay, Oregon, foram encontrados mais de 300 morfotipos (Carlton & Geller, 1993). Com o crescimento da economia mundial e desenvolvimento de novas tecnologias, a navegação, que já é um transporte milenar, vem aumentando, seja em números de embarcações ou em aumento de velocidade e diminuição do tempo de transporte, consequentemente o transporte de espécies marinhas aumenta.

Podemos classificar as espécies quanto a sua origem em quatro categorias básicas: nativas, exóticas ou introduzidas, invasoras e criptogênicas.

As espécies nativas são aquelas que ocorrem dentro de sua faixa natural de distribuição e de dispersão potencial. Exóticas ou introduzidas são as espécies que ocorrem em uma área fora de seu limite natural conhecido (Carlton, 1996). Depois de introduzidas, apenas um pequeno número de espécies irá se estabelecer e sobreviver e um número menor ainda poderá vir a causar danos à comunidade nativa (Critaley *et al.*, 1986). O estabelecimento das espécies na nova região está associado a diversos fatores, tanto biológicos (variabilidade genética (Huxel, 1999), estratégias reprodutivas (Ruiz *et al.*, 1997), tolerância fisiológica, abundância (Lee, 2002)) quanto ambientais (ausência de predadores (Lee, 2002), disponibilidade de alimento (Cohen & Carlton, 1998) e quanto maior a tolerância da espécie às variações ambientais (mudanças de salinidade, temperatura, variação na concentração de poluentes, etc) maior é a sua capacidade de estabelecimento (Cangussu *et al.*, 2010). Qualquer espécie pode tornar-se invasora se tiver um grande aumento populacional e passar a interferir na sobrevivência das espécies nativas, causando danos ambientais como perda da diversidade, ou danos socioeconômicos como disseminação de doenças e diminuição na produção de atividades que dependem das espécies nativas (Carlton, 1989). Criptogênicas são as espécies que não possuem sua

origem biogeográfica conhecida ou para as quais não haja evidências claras de que ela seja introduzida ou nativa (Ignacio *et al*, 2010).

Atualmente o processo de bioinvasão tem se tornando um dos impactos relacionados à perda da diversidade mais discutidos, tendo em vista que ainda é muito difícil prever e controlar novas invasões. Dentre os efeitos negativos da chegada de novas espécies em um ambiente podemos destacar a redução da abundância de espécies nativas devido à competição, predação ou parasitismo, podendo levar à extinção das mesmas. Além disso, organismos introduzidos podem vir associadas com parasitas e doenças que podem dizimar as espécies da comunidade local (Corrêa *et al*, 2009).

As introduções também trazem a oportunidade de estudar diversas relações ecológicas nas populações e comunidades, tais como competição e facilitação. A facilitação pode ser considerada uma interação positiva, quando a presença de uma espécie facilita a colonização ou sobrevivência de outra (Corrêa *et al*, 2009). A competição é definida como o uso ou a defesa de um recurso por um indivíduo que afete ou reduza a disponibilidade deste recurso para outros indivíduos. Recurso é uma substância ou um fator que é consumido e que sustenta o crescimento das populações. Há recursos que são chamados limitantes, pois quando usados por um organismo não podem ser utilizados por outro. A competição pode ser uma interação entre indivíduos da mesma espécie (intraespecífica) ou de espécies diferentes (interespecífica), e é uma interação que tem poder teórico para explicar os padrões observados na natureza: a distribuição das espécies resulta de eventos de colonização e extinção ao acaso é influenciada por competição. Quando estudamos competição interespecífica podemos trabalhar com conservação das espécies tentando prever extinções relacionadas à essa interação ou perda de espécies nativas após introduções. O princípio de exclusão competitiva é o que demonstra essa relação: ele afirma que duas espécies não podem coexistir indefinidamente sobre um mesmo recurso limitante (Ricklefs, 2003). Sabemos que entre invertebrados sésseis de costões rochosos o substrato é um recurso limitante (utilizado para fixação), e a competição somada a características fisiológicas atua fortemente moldando a estrutura da comunidade. O desenvolvimento portuário e as demais construções (ancoradouros, cais, quebra-mares e diques) nas regiões costeiras introduzem novos substratos, facilitando a colonização de espécies recém-chegadas (Cangussu *et al*, 2010). Considerando as

informações acima, questionamos: será que a competição é uma interação importante em relação à incrustação em ambientes artificiais?

Intensificando o transporte dos organismos, muitos vetores de introduções conectam-se (por exemplo, em portos quando embarcações de diferentes lugares ficam próximas), traçando sempre novas rotas para as espécies (Cohen & Carlton, 1997). Por isso, e devido ao intenso tráfego de embarcações, em áreas portuárias há uma grande ocorrência de espécies introduzidas. Atracadouros e marinas também são fontes importantes de dispersão, já que recebem embarcações de várias regiões que, quando próximas às estruturas permanentes do local, permitem a fixação de larvas (Floerl & Inglis, 2003).

Os organismos podem chegar a uma nova região em sua fase larval, prontos para o assentamento, ou na forma adulta que poderá reproduzir e gerar novas larvas para se fixarem no substrato ou serem transportadas. Após a dispersão das larvas ocorrerá o assentamento, que nada mais é do que a passagem do modo de vida pelágico para o bentônico, quando as larvas vão até o substrato e mudanças morfológicas ocorrem permitindo-as se fixarem (Rodriguez *et al*, 1993). Todavia esse processo não é o que determinará o sucesso da espécie. Seguido a ele ocorre o recrutamento e serão considerados recrutas apenas os indivíduos que são efetivamente adicionados à população (Caley *et al*, 1996). O recrutamento é um processo complexo que envolve sucesso em diferentes etapas: dispersão larval, mortalidade pré-assentamento, metamorfose, sobrevivência e crescimento pós-assentamento (Reed, 1990). Esse processo é altamente variável no espaço e no tempo, pois depende de fatores químicos (exemplo: salinidade, presença/ausência de poluentes), físicos (ex.: temperatura, sedimentação) e biológicos (ex.: período reprodutivo, disponibilidade de alimento) (Taylor *et al*, 1998) e pode influenciar a abundância e distribuição de juvenis e adultos, tendo assim papel importante na dinâmica das populações (Reed, 1990; Caley *et al*, 1996). As espécies variam quanto ao grau de dependência aos fatores que atuam no momento do recrutamento, algumas podem selecionar ativamente o substrato e outras agem como oportunistas não tendo preferência por um tipo específico de substrato para o assentamento (Altvater, 2009).

Após o recrutamento inicial, a comunidade incrustante passa por um processo de sucessão. Sucessão ecológica é um processo de mudança gradual e contínuo na composição e abundância das espécies no decorrer do tempo, e está relacionado às

mudanças que ocorrem em uma comunidade após a disponibilização de um espaço criado devido a uma perturbação ou a submersão de um substrato limpo (Connel & Slatyer, 1977). A teoria de sucessão surgiu de estudos com plantas e hoje diversos estudos ecológicos com assembleias epibentônicas marinhas de substratos rígidos têm sido desenvolvidos, tentando identificar os processos biológicos que expliquem os padrões sucessionais observados (Khalaman, 2001; Bram *et al*, 2005).

Como os ecossistemas litorâneos e marinhos sofrem grande variação ambiental, os ciclos de vida dos organismos possuem sazonalidade marcada no recrutamento, reprodução, crescimento, atividade fisiológica e abundância, ou seja, variam nas diferentes épocas do ano. Os organismos sésseis são muito mais influenciados pelas variações, pois não podem mudar de ambiente conforme mudam as condições, tornando-se um grupo propício a estudar padrões de respostas a fatores ambientais e ecológicos (Coma *et al*, 2000). Como vimos, a sucessão é um processo relacionado ao desenvolvimento da comunidade e que, dependendo a época do ano em que se inicia, pode facilitar ou não o recrutamento de determinadas espécies que possuem sazonalidade marcada, tendo influências na estrutura da comunidade (Breitburg, 1985). Sucessão e sazonalidade podem ser facilmente confundidas e uma pode mascarar a outra, levando à confusão na interpretação entre os padrões gerados (Osman, 1977; Dean & Hurd, 1980; Underwood & Chapman, 2006), por exemplo, determinada espécie pode estar ou não presente devido à fase de sucessão em que se encontra a comunidade ou devido ao seu ciclo reprodutivo ou a suas características fisiológicas que são influenciadas pela sazonalidade.

Sabemos que em áreas portuárias há uma grande ocorrência de espécies introduzidas, mas a falta de estudos e monitoramento adequado dificultam a detecção destas espécies e estratégias de manejo para prevenir futuras bioinvasões. Sendo assim, surgiu o interesse em desenvolver estudos de monitoramento e reconhecimento de espécies nativas e não nativas ocorrentes na marina do Iate Clube de Paranaguá - PR. Um estudo realizado em 2004, com o objetivo de identificar quais das espécies incrustantes foram introduzidas na marina, mostrou que das 50 espécies identificadas quatro foram apontadas como introduzidas podendo-se sugerir que a quantidade de espécies não nativas na Baía de Paranaguá é grande uma vez que só foram avaliados substratos de um único local em uma única coleta (Neves *et al*, 2007; Neves & Rocha, 2008).

As espécies introduzidas serão perigosas se colonizarem o substrato natural da região, impedindo espécies nativas de ocuparem o mesmo local. Testes realizados em 2008 para saber se o substrato granito (natural da região de Paranaguá) é seletivo ao estabelecimento de espécies introduzidas, impedindo-as de se estabelecerem, foram realizados. Dos 48 organismos identificados, sete foram classificados como introduzidos (*Amphibalanus reticulatus*, *Striatobalanus amaryllis*, *Megabalanus coccopoma*, *Hydroides sanctaerucis*, *Garveia franciscana* e *Styela plicata*), apenas oito como nativos e os demais classificados como criptogênicas. Por falta de informação e devido ao grande número de espécies classificadas como criptogênicas não foi possível medir a real quantidade de espécies introduzidas colonizando o substrato natural, mas foi constatado que em todos os meses houve espécies introduzidas recrutando e apenas uma espécie, *Polydora cornuta*, não colonizou o substrato granito (Cangussu *et al*, 2010). Portanto, esse mostrou-se ineficiente como um fator limitante ao recrutamento de espécies introduzidas, ou seja, áreas do ambiente natural em Paranaguá estão susceptíveis ao recrutamento de novas espécies que podem vir a ameaçar as espécies nativas.

Como vimos, 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. Essa apresenta elevado número de recrutas no período de reprodução, indicando alta capacidade de ocupação do substrato (Cangussu, 2009). Segundo Rigo (2011), *Amphibalanus reticulatus* e o cirripédio nativo da região *Fistobalanus citerosum* podem co-ocorrer desde que não haja limitação de recursos, já que possuem características biológicas similares e por isso espera-se uma forte competição em situações de limitação. No estudo realizado recentemente foi demonstrado que tanto a espécie nativa quanto a introduzida possuem um padrão contínuo de reprodução, favorecendo a colonização de novos substratos já que juvenis estarão sempre disponíveis. Isso demonstra que *A. reticulatus* pode ser considerada uma espécie oportunista e merece atenção (Rigo, 2011).

Em 2009 foi realizado um trabalho com o objetivo de identificar as espécies de cnidários que colonizaram placas artificiais instaladas ao longo de um ano. Durante todo o período de estudo recrutaram dezesseis espécies, sendo que três foram classificados com introduzidas: *Garveia franciscana*, *Hydractina minuta* (posteriormente revisada e classificada como *Podocoryna sp* por Bettim, 2011) e um octocoral da família *Alcyoniidae*

que foi identificado posteriormente como *Stragulum bicolor* (Van Ofwegen & Haddad, 2011). As três espécies foram as mais abundantes em todo o estudo e todas recrutaram já no primeiro mês de submersão. Em relação ao tempo de submersão (recrutamento + crescimento inicial), padrões de colonização diferentes foram observados: *H. minuta* e *Stragulum bicolor* apresentaram um aumento na porcentagem de cobertura do primeiro para o segundo mês, enquanto *G. franciscana* manteve-se constante (Altvater, 2009).

A erradicação de espécies já estabelecida é muito difícil e na maioria das vezes a invasão e o estabelecimento de uma espécie não são registrados (Critaley *et al.*, 1986). Sabe-se ainda muito pouco sobre o atual estado das introduções nos oceanos e ainda não temos um real conhecimento da extensão das invasões que estão ocorrendo. As medidas necessárias para prevenir, reduzir e controlar a introdução de espécies também não estão bem definidas e não tem sido tomadas, porém podemos afirmar que o transporte de organismos nos oceanos é o um dos fatores, assim como poluição, pesca e destruição da costa, que altera os mares e nunca saberemos ao certo como era a distribuição das espécies marinhas antes dessa influência causada pelo homem. Com os estudos atuais e a consciência da dimensão e velocidade do transporte de espécies, seremos capazes de desenvolver controles mais específicos e eficazes, e assim limitar as alterações nos ecossistemas marinhos (Carlton, 1989).

Todos estes resultados apontam para a necessidade de pesquisas voltadas ao conhecimento da fauna nativa nas diferentes regiões do mundo, monitoramento e, se necessário, controle das espécies introduzidas. Nesse contexto, esse trabalho está sendo realizado como o objetivo de: 1) identificar as espécies que colonizarem placas artificiais instaladas na marina do Iate Clube de Paranaguá, Paraná; 2) monitorar e acompanhar o recrutamento a cada trimestre durante três anos; 3) descrever a abundância e a sazonalidade de ocorrência; 4) testar a importância da competição na estruturação da comunidade.

2. MATERIAIS E METÓDOS

2.1. 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 (25°31'S, 48°30'W) (Fig. 1). A Baía de Paranaguá é parte de um grande sistema estuarino que inclui o sistema de Cananéia-Iguape no litoral sul do estado de São Paulo. Sua abrangência inclui dois grandes corpos d'água, sendo as baías de Paranaguá e Antonina com 260km² de extensão e as baías de Laranjeiras e Pinheiros com 200km². Este sistema estuarino é conectado com o mar aberto por três canais, sendo o principal junto à ilha do Mel. O clima é temperado úmido com verão quente segundo a classificação de Köppen- Geiger, com uma média anual de chuva de 2,500mm e com umidade média do ar de 85%, as chuvas relacionam-se as estações do ano, sendo os verões chuvosos e os invernos secos. O padrão de circulação e estratificação da água também varia entre as estações, sendo a salinidade de 12-29 no verão e 20-34 no inverno e a temperatura entre 23°-30° C no verão e 18°-25° C no inverno (Lana *et al*, 2001).



Figura 1: Mapa da Baía de Paranaguá e sua localização no Brasil e no estado do Paraná (área laranja). O barco representa o Iate Clube de Paranaguá, local onde foram instaladas as placas experimentais (FONTE: Altaver, 2009).

O Iate Clube de Paranaguá, fundado em 1952, recebe lanchas e veleiros oriundos de muitas regiões do Brasil e do exterior. A estrutura principal do clube é construída em concreto, com colunas que sustentam duas passarelas de acesso às embarcações (Fig. 2). A

partir destas passarelas, rampas dão acesso aos flutuadores constituídos de fibra de vidro e recobertos na parte superior por madeira.

A marina está localizada próximo ao Porto de Paranaguá, considerado o mais importante na região sul do país e o maior em exportação de grãos da América do Sul, recebendo constantemente navios de vários países (site: Portos do Paraná).

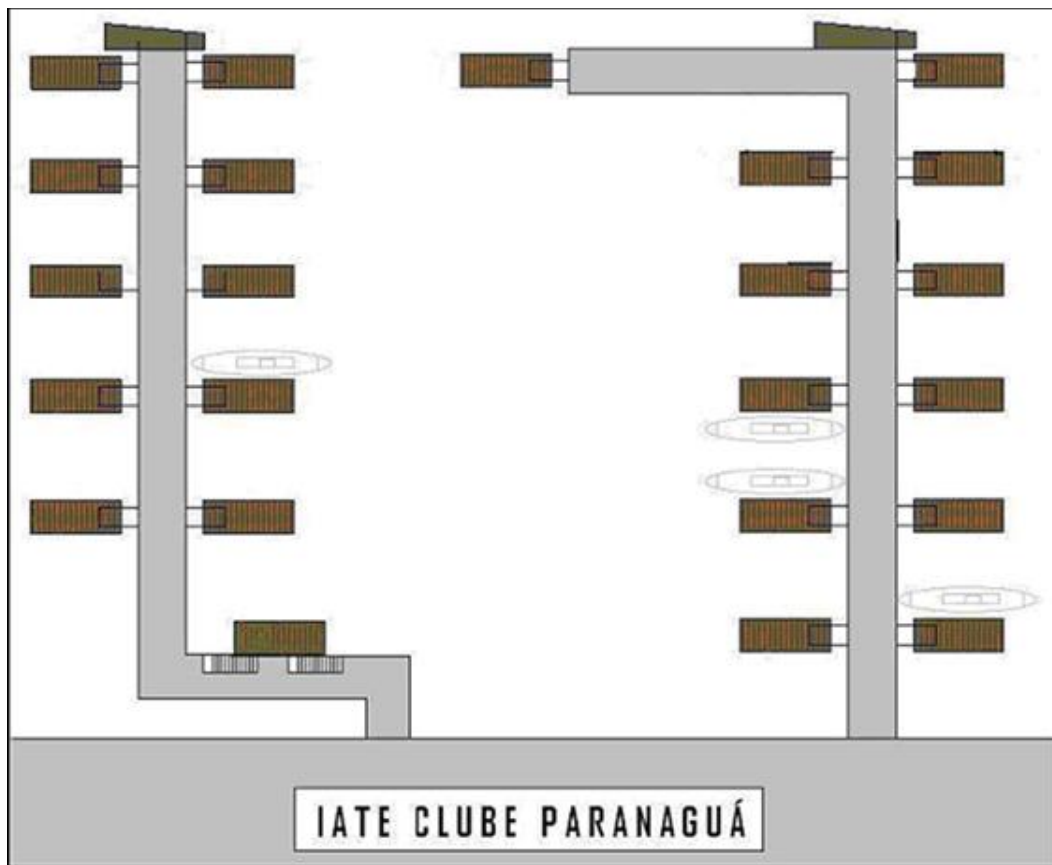


Figura 2: Mapa dos píers do Iate Clube de Paranaguá (FONTE: Altaver, 2009).

2.2. Desenho amostral

Foram utilizadas placas de polietileno lixadas (12x12cm) arrumadas em pares com abraçadeiras na forma de sanduíches (Fig. 3). Trimestralmente foram fixados 15 sanduíches, distribuídos de forma aleatória nos píers do Iate Clube e mais 15 sanduíches que permaneceram durante um ano. Cada sanduíche foi preso a uma corda (1,5 m), sendo uma das extremidades da corda presa ao flutuador e a outra presa a uma garrafa pet cheia de areia, para que as placas permaneçam sempre submersas em mesma profundidade.

A cada coleta trimestral as placas eram recolhidas para análise em laboratório e novas placas limpas eram imersas.

O período de estudo foi de abril de 2009 a agosto de 2012, totalizando 13 conjuntos amostrais com período de duração de três meses e três conjuntos com duração de 12 meses. A designação dos períodos de amostragem é composta por siglas das estações do ano, mas o período de submersão não corresponde exatamente ao período da estação. Devido as perdas ou danos (raspagem), no total foram analisadas 335 placas trimestrais (Tab. 1).

Tabela 1. Períodos de amostragem das placas trimestrais, estações correspondentes, número total de placas analisadas em cada estação.

Número do período	Submersão	Retirada	Estação	N Total de placas
1	08/04/09	04/07/09	inverno	29
2	04/08/09	04/11/09	primavera	17
3	04/11/09	29/01/10	verão	24
4	29/01/10	29/04/10	outono	28
5	29/04/10	29/07/10	inverno	27
6	29/07/10	01/11/10	primavera	26
7	01/11/10	27/01/11	verão	26
8	27/01/11	26/04/11	outono	28
9	26/04/11	27/07/11	inverno	24
10	27/07/11	27/10/11	primavera	30
11	27/10/11	31/01/12	verão	27
12	31/01/12	27/04/12	outono	26
13	27/04/12	02/08/12	inverno	23
				335

Todo o material coletado foi fotografado, os organismos vágeis foram retirados e guardados em frascos com álcool para futuros trabalhos, as placas foram acondicionadas em sacos plásticos com cristais de mentol para anestesia dos animais e posteriormente fixadas em formol.

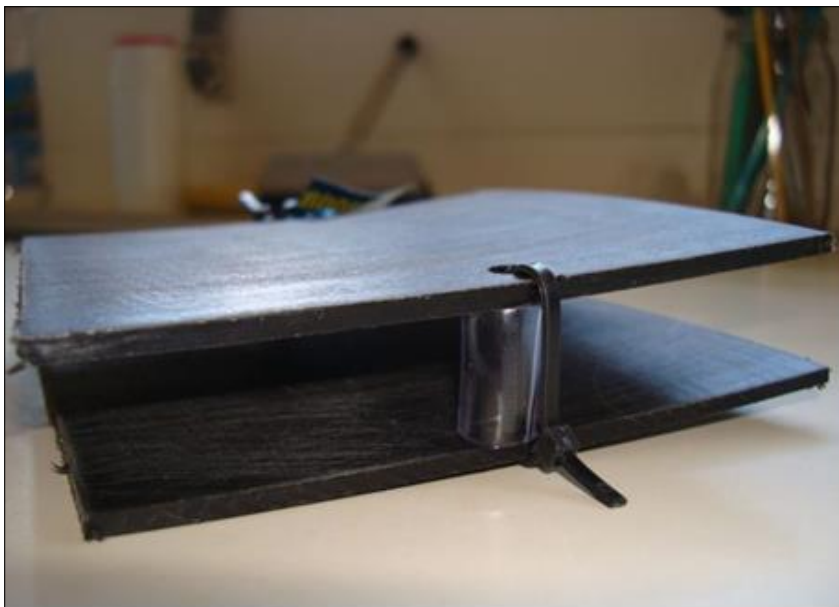


Figura 3. Fotografia do sanduíche formado por duas placas de polietileno.

2.3. Análises em laboratório

Foram analisadas a face interna das placas que ficavam presas direto na corda e o lado externo da outra placa que formava o sanduíche. O material foi triado em lupa e separado em grandes grupos, sendo que para a maioria dos organismos foi possível a identificação em nível de espécie. Organismos errantes não foram contados, pois o objetivo do trabalho foi identificação de espécies incrustantes.

As espécies identificadas tiveram seu status definido como introduzido, nativo ou criptogênico, seguindo as propostas de Chapman e Carlton (1991).

Foi realizada uma análise qualitativa, na qual todos os organismos presentes nas placas foram registrados, e uma análise quantitativa onde utilizou-se inicialmente uma grade com 100 quadrículas de $1,1\text{cm}^2$ cobrindo toda área da placa. Em cada ponto nos cruzamentos das linhas foi identificada a espécie presente, sendo considerada a espécie que primeiro ocupou a placa quando havia mais de uma espécie no ponto. Após analisar algumas placas usando 100 pontos, fez-se uma avaliação da porcentagem de espécies encontradas com menor número de pontos e chegou-se à conclusão de que 40 pontos eram suficientes para recuperar 80% das espécies. Desta forma, as placas seguintes foram avaliadas por uma quadrícula de 40 pontos (Fig.4). A porcentagem de cobertura de cada

espécie foi então calculada por regra de três, considerando 40 pontos como 100% de cobertura.

2.4. Avaliação da competição na comunidade

As análises dos dados foram feitas com o programa *EcoSim* 7.0, que utiliza-se de modelos nulos para gerar resultados em ecologia de comunidades (Gotelli & Entsminger, 2001). Neste trabalho, foi utilizado o módulo de co-ocorrência para análise das matrizes de presença e ausência das espécies. O objetivo deste módulo é verificar se a co-ocorrência observada difere da co-ocorrência observada ao acaso e, a partir dos resultados gerados, rejeitar ou não a hipótese inicial (Gotelli & Entsminger, 2001). As especificações utilizadas no módulo foram o índice “*C-score*” de co-ocorrência, a opção “*Fixed-sum*” tanto para linhas quanto para as colunas das matrizes geradas aleatoriamente, a opção “*Retain*” para as matrizes degeneradas e finalmente, o valor 10000 para o número de interações. Foram realizados quinze testes no *EcoSim*, sendo que todos seguiram as mesmas especificações citadas anteriormente.

3. RESULTADOS

3.1. Classificação e estatus das espécies encontradas

Ao todo foram identificados 58 morfotipos na área, sendo que 39 foram identificados até nível de espécie. Dessas, sete foram classificadas como introduzidas (o hidrozoário *Garveia franciscana*; o antozoário *Stragulum bicolor*; os cirripédios *Amphibalanus reticulatus*, *Striatobalanus amaryllis* e *Megabalanus coccopoma*; *Hydroides sanctaecrucis*, uma espécie de poliqueto e o briozoário *Hippoporina indica*), representando 20% das espécies encontradas e identificadas, e mais o hidrozoário *Podocoryna sp.* uma espécie da família Hydractiniidae para a qual a taxonomia é problemática e há sugestão de que a espécie encontrada seja introduzida na região (Bettim, 2011). As espécies para as quais não existem evidências claras de que sejam nativas ou introduzidas foram as mais numerosas, somando um total de 22 e apenas nove espécies foram classificadas como nativas (Tab. 2).

3.2. Sazonalidade das espécies, com ênfase nas introduzidas

Foi observada a época de colonização apenas para os organismos identificados com certeza durante todo o experimento (37 morfotipos) (Tab. 3).

Não foi observada sazonalidade no ciclo de vida das espécies, aparentemente não há um padrão para a ocorrência e esta foi bastante variada (Tab. 3, Fig. 4). A única espécie que pode apresentar algum padrão, provavelmente anual, é a *Podocoryna sp.*

Entre as espécies introduzidas observou-se que em todos os trimestres havia pelo menos uma espécie presente, sendo que em todos os trimestres observou-se a ocorrência de *Podocoryna sp.*, *Stragulum bicolor*, *Hippoporina indica*, *Amphibalanus reticulatus* e *Garveia franciscana*; *Hydroides sanctaecrucis* ocorreu em três trimestres; *Megabalanus coccopoma* em apenas um trimestre e *Striatobalanus amaryllis* apareceu apenas nas placas que permaneceram por um ano (Tab. 3).

Tabela 2. Classificação taxonômica das espécies presentes no Iate Clube, status (C = criptogênica, I = introduzida, N = nativa) e distribuição geográfica.

Classificação taxonômica	Status	Distribuição geográfica	Referências
Alga			
Morfotipo 1	—	—	—
Morfotipo 2	—	—	—
Morfotipo 3	—	—	—
Morfotipo 4	—	—	—
Morfotipo 5	—	—	—
Porifera			
Morfotipo 1	—	—	—
Morfotipo 2	—	—	—
Morfotipo 3	—	—	—
Hydrozoa			
<i>Bougainvillia muscus</i> (Allman, 1863)	C	Atlântico, Pacífico, Indico, Mediterrâneo, Brasil (RJ-PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Clytia gracilis</i> (Sars, 1850)	C	Atlântico, Indico, Pacífico, Brasil (PE, ES-PR, RS)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Clytia linearis</i> (Thornely, 1899)	C	Oeste e leste do Atlântico e Pacífico, Indico, Brasil (ES, SP, PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Ectopleura dumortieri</i> (Van Beneden, 1844)	C	Cosmopolita, Brasil (RJ-RS)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Eudendrium carneum</i> Clarke, 1882	C	Atlântico, Indico, oeste do Pacífico, Brasil (PE, BA-SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Garveia franciscana</i> Torrey, 1902	I	Norte do Atlântico, Golfo do México, oeste da África, Índia, Norte do Pacífico, Mediterrâneo, Austrália, Brasil (PE, PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Lafoeina almirantensis</i> (Millard & Bouillon, 1973)	C	Cosmopolita, Brasil (nordeste, sudeste e sul)	Rocha <i>et al.</i> , 2012
<i>Obelia bidentata</i> Clarke, 1875	C	Circumtropical, oeste e leste do Atlântico e do Pacífico, Indico, Brasil (PE, RJ, SP, PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (ES-PR, RS)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Obelia geniculata</i> (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (nordeste, sudeste e sul)	Rocha <i>et al.</i> , 2012
<i>Podocoryna</i> sp.	I	—	Altwater, 2009
<i>Turritopsis</i> sp.	—	—	—
Anthozoa			
Actinaria	—	—	—
<i>Stragulum bicolor</i> (Ofwegen & Haddad, 2001)	I	—	Van Ofwegen & Haddad, 2001.
Entoprocta			
Morfotipo 1	—	—	—
Morfotipo 2	—	—	—
Bryozoa			
<i>Aeверrillia setigera</i> (Hincks, 1887)	C	Cosmopolita, Brasil (AL, SP)	Vieira <i>et al.</i> , 2008
<i>Alcyonidium</i> sp.	—	—	—
<i>Biflustra</i> sp.	—	—	—
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (RJ, SP, PR, SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Bugula stolonifera</i> Ryland, 1960	C	Cosmopolita, Brasil (RJ, SP)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Conopeum reticulatum</i> (Linnaeus, 1767)	C	Cosmopolita exceto regiões polares, Brasil (ES-SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010

<i>Electra tenella</i> (Hincks, 1880)	C	Estados Unidos, Porto Rico, Colômbia, Mediterrâneo, Índia, Japão, Nova Zelândia, Brasil (SP, PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Hippoporina indica</i> (Pillai, 1978)	I	Ásia, Oceano indico e Pacífico, Golfo do México, Brasil (PR, SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010; Heyse, 2012; McCann <i>et al.</i> , 2007
<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)	C	Estados Unidos, Canadá, Panamá, Japão, oeste da África, Brasil (SP, PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
Peritricha	—	—	—
Polychaeta			
<i>Hydroides sanctaerucis</i> Krøyer in Mörch, 1863	I	Antilhas holandesas, Guiana Francesa, Haiti, Golfo do México, Panamá, México (Pacífico), Hawaii, Austrália, Brasil (PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Sabellaria wilsoni</i> Lana & Gruet, 1989	N	Atlântico, Brasil (PR, AL, BA, ES, PB, PE, RJ, RN, SC, SE, SP)	Amaral <i>et al.</i> , 2012;
<i>Nicolea venustula</i> (Montagu, 1818)	C	Ártico, Atlântico Norte e Mediterrâneo, Mar Vermelho, África do Sul, costa africana oriental, Oceania e Brasil (PR, CE e SC)	Blankensteyn & Moreno, 1999
<i>Parassabella</i> sp	—	—	—
Amphipoda			
<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1851)	C	Cosmopolita, Brasil (BA, SC, PR)	Rocha <i>et al.</i> , 2012; Cangussu <i>et al.</i> , 2010
Bivalvia			
<i>Hiatella</i> sp.	—	—	—
<i>Anomia ephippium</i> Linnaeus, 1758	N	Atlântico, Mediterrâneo, Brasil (nordeste, sudeste e sul)	Rocha <i>et al.</i> , 2012
<i>Crassostrea brasiliana</i> (Lamarck, 1819)	N	Brasil (toda costa)	Rios, 1994
<i>Mytella charruana</i> (Orbigny, 1842)	N	México, Equador, Galápagos, Venezuela, Suriname, Brasil (nordeste e sul), Uruguai, Argentina	Rios, 1994; Junqueira <i>et al.</i> , 2004
<i>Brachidontes</i> sp.	—	—	—
<i>Mytella guyanensis</i> (Lamarck, 1819)	N	Atlântico (desde a Venezuela até Santa Catarina no Brasil), Pacífico (desde o México até o Peru)	Rios, 1994
<i>Pododesmus rudis</i> (Broderip, 1834)	N	Atlântico, Golfo do México, Caribe, Brasil (toda costa)	Amaral <i>et al.</i> , 2006
Cirripedia			
<i>Amphibalanus eburneus</i> (Gold, 1841)	C	Cosmopolita, Brasil (PE, RJ, SP, PR)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	C	Cosmopolita, Brasil (CE-RS)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinoni, 1967)	I	Circumtropical, Brasil (PE, BA, RJ-SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Fistulobalanus citerosum</i> (Henry, 1974)	N	Brasil (PB-RS)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Megabalanus coccopoma</i> (Darwin, 1854)	I	Estados Unidos, Golfo do México, Bélgica, nordeste do Pacífico, Brasil (PE-RS).	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Striatobalanus amaryllis</i> Darwin, 1854	I	Cosmopolita, Brasil (PI, PE, BA, PR).	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
Tunicata			
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne-Edwards, 1841)	C	Cosmopolita, Brasil (BA, SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878	C	Circumtropical, Brasil (PE, BA, RJ-SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Molgula phytophila</i> Monniot, 1970	N	Brasil (RJ-SC)	Cangussu <i>et al.</i> , 2010
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	I	África, Brasil (RJ, SP)	Rocha & Kremer, 2005

Tabela 3. Lista das espécies, status de introdução (C= criptogênica, I = introduzida e N = nativa) e época de colonização (as estações do ano foram somadas entre 2009-2012).

Classificação taxonômica	Status	Verão	Outo- no	Inver- no	Prima- vera	Anual 09-10	Anual 10-11	Anual 11-12
Hydrozoa								
<i>Bougainvillia muscus</i> (Allman, 1863)	C	X						X
<i>Clytia gracilis</i> (Sars, 1850)	C	X	X	X	X	X	X	X
<i>Clytia linearis</i> (Thornely, 1899)	C	X	X		X	X		
<i>Ectopleura dumortieri</i> (Van Beneden, 1844)	C		X	X	X			
<i>Eudendrium carneum</i> Clarke, 1882	C	X	X	X	X	X	X	X
<i>Garveia franciscana</i> Torrey, 1902	I	X	X	X	X	X	X	
<i>Lafoeina almirantensis</i> (Millard & Bouillon, 1973)	C		X			X		
<i>Obelia bidentata</i> Clarke, 1875	C	X	X	X	X			X
<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)	C	X	X	X	X	X		
<i>Obelia geniculata</i> (Linnaeus, 1758)	C	X	X		X	X		
<i>Podocoryna</i> sp.	I	X	X	X	X	X	X	X
Anthozoa								
<i>Stragulum bicolor</i> (Ofwegen & Haddad, 2001)	I	X	X	X	X	X		X
Bryozoa								
<i>Aeverrillia setigera</i> (Hincks, 1887)	C		X					
<i>Alcyonidium</i> sp.	—				X			
<i>Biflustra</i> sp.	—		X	X	X		X	
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	C		X		X			
<i>Bugula stolonifera</i> Ryland, 1960	C		X		X			
<i>Conopeum reticulum</i> (Linnaeus, 1767)	C	X	X	X	X	X	X	
<i>Electra tenella</i> (Hincks, 1880)	C	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hippoporina indica</i> (Pillai,	I	X	X	X	X	X	X	X

Classificação taxonômica	Status	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Anual 09-10	Anual 10-11	Anual 11-12
1978)								
<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)	C	X	X		X			X
Polychaeta								
<i>Hydroides sanctaecrucis</i> Krøyer in Mörch, 1863	I		X	X	X		X	
Amphipoda								
<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1851)	C	X	X	X	X	X	X	X
Bivalvia								
<i>Hiatella</i> sp.	—	X	X	X	X		X	X
<i>Anomia ephippium</i> Linnaeus, 1758	N		X					
<i>Crassostrea brasiliiana</i> (Lamarck, 1819)	N	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pododesmus rudis</i> (Broderip, 1834)	N		X					
<i>Amphibalanus eburneus</i> (Gold, 1841)	C	X	X		X	X	X	X
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	C	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinoni, 1967)	I	X	X	X	X	X		X
<i>Fistulobalanus citerosum</i> (Henry, 1974)	N	X	X	X	X	X	X	X
<i>Megabalanus coccopoma</i> (Darwin, 1854)	I				X	X	X	
<i>Striatobalanus amaryllis</i> Darwin, 1854	I						X	
Tunicata								
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne-Edwards, 1841)	C	X	X	X	X		X	X
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878	C		X		X	X	X	
<i>Molgula phytophila</i> Monniot, 1970	N	X	X	X	X	X		X
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	I	X	X					

3.3. Porcentagem de cobertura das espécies introduzidas

Hippoporina indica foi a espécie que apresentou a maior porcentagem de cobertura nas amostras trimestrais (63,2% na primavera de 2011) (Fig. 4H). A segunda espécie com altos valores de porcentagem de cobertura foi *Podocoryna sp.*, que apresentou altos valores tanto nas amostras trimestrais (43,3% no verão de 2010), quanto nas amostras anuais (52,7% no período de 2009 a 2010) (Fig. 4F). As demais espécies introduzidas não apresentaram grandes porcentagens de cobertura (Fig. 4).

3.4. Avaliação da competição na comunidade

Nas análises realizadas para avaliação da competição na comunidade foram utilizados dados de presença e ausência apenas das espécies que estavam identificadas com certeza em todos os meses até a realização dos testes, o que reduziu para 33 espécies analisadas, sendo cinco introduzidas, duas nativas e 26 criptogênicas.

O teste realizado para verificar se a competição é uma interação importante na estruturação da comunidade incluindo todas as estações com todas as espécies forneceu um resultado significativo ($p < 0,05$ e média observada $>$ média esperada). O mesmo resultado foi observado para a o teste contendo apenas espécies nativas e criptogênicas já para o teste contendo apenas espécies introduzidas o resultado não foi significativo ($p > 0,05$). Quando separadas em estações do ano as análises com todas as espécies e as análises com somente espécies nativas e criptogênicas deram resultados significativos, enquanto que para os dados de somente introduzidas, para as estações primavera e outono os resultados não foram significativos. (Tab. 4).

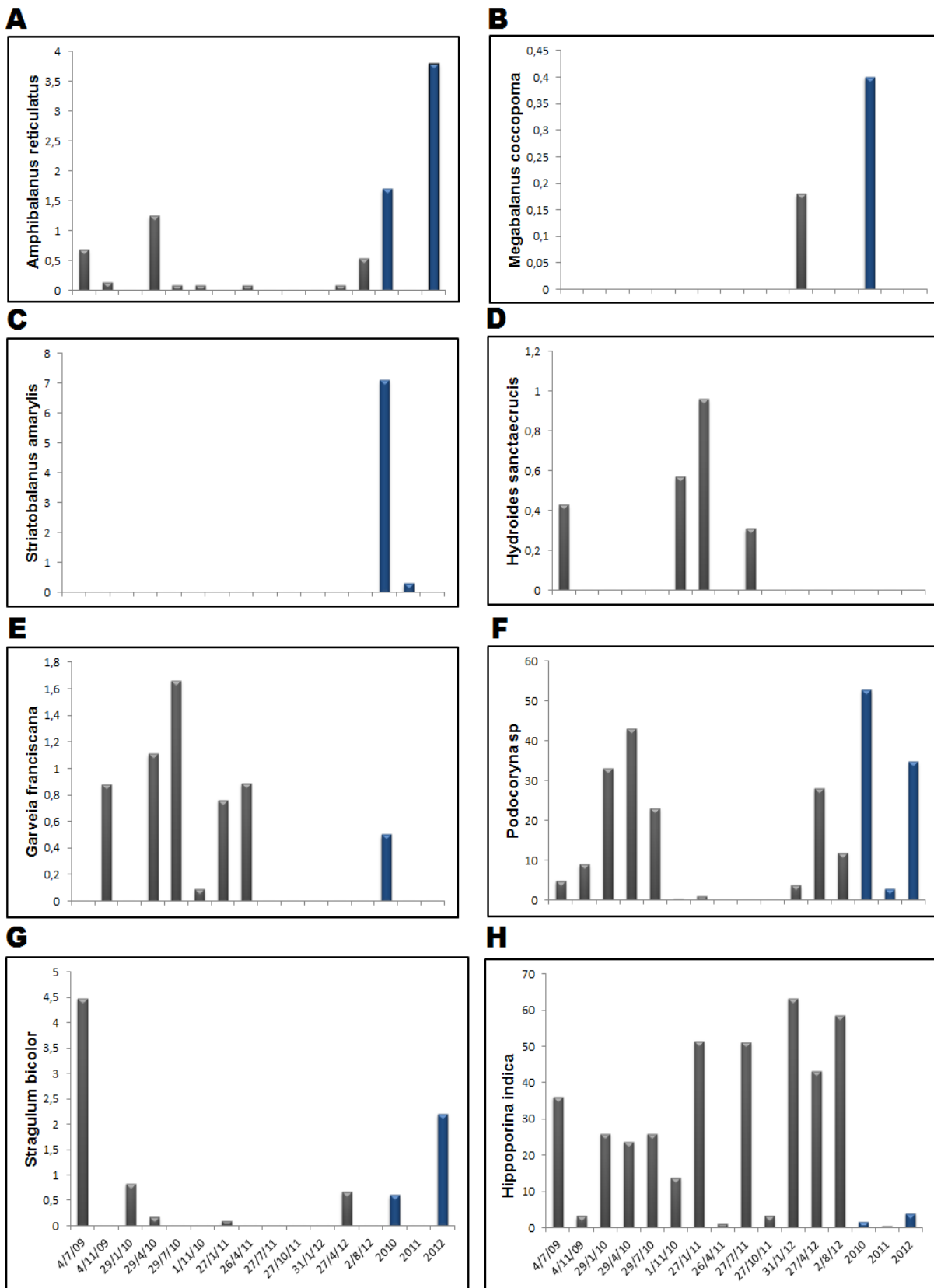


Fig 4. Porcentagem de cobertura no decorrer do experimento para as espécies introduzidas (atenção para diferença de escala). As datas correspondem a época de retirada da placa.

Tabela 4. Resultados da análise de co-ocorrência das espécies nas placas (*EcoSim*), número de espécies do conjunto de dados e os valores de *p*.

Dados analisados		Número de espécies	<i>p</i>
Todas as estações, com todas as espécies		33	p(observed >= expected) = 0,00000
Todas as estações, somente nativas e criptogênicas		28	p(observed >= expected) = 0,00000
Todas as estações, somente introduzidas		5	p(observed >= expected) = 0,10460
Inverno	Todas as espécies	29	p(observed >= expected) = 0,00000
	Somente nativas e criptogênicas	25	p(observed >= expected) = 0,00930
	Somente introduzidas	5	p(observed >= expected) = 0,01330
Primavera	Todas as espécies	26	p(observed >= expected) = 0,00000
	Somente nativas e criptogênicas	22	p(observed >= expected) = 0,00000
	Somente introduzidas	4	p(observed >= expected) = 0,22390
Verão	Todas as espécies	24	p(observed >= expected) = 0,00000
	Somente nativas e criptogênicas	19	p(observed >= expected) = 0,03050
	Somente introduzidas	5	p(observed >= expected) = 0,03710
Outono	Todas as espécies	23	p(observed >= expected) = 0,00110
	Somente nativas e criptogênicas	18	p(observed >= expected) = 0,00260
	Somente introduzidas	5	p(observed >= expected) = 0,77740

4. DISCUSSÃO

4.1. Espécies introduzidas, sazonalidade e porcentagem de cobertura

O intenso tráfego de embarcações de recreio no Iate Clube e a proximidade ao Porto de Paranaguá são fatores que aumentam as chances de introdução de novas espécies. Das 39 espécies identificadas, oito foram classificadas como introduzidas. Pode-se sugerir que a quantidade de espécies exóticas que poderá ser encontrada na Baía de Paranaguá é grande, uma vez que aqui foram avaliadas placas colocadas em apenas uma única região.

Há ainda espécies que já foram encontradas em outros trabalhos realizados na Baía de Paranaguá e tiveram seus status definidos como introduzidas, mas que não apareceram no presente estudo, como por exemplo, a ascídia *Styela plicata* (Cangussu *et al*, 2010) e o poliqueto *Polydora cornuta* (Neves *et al*, 2008).

Dentre as espécies introduzidas foram identificados os hidrozoários *Podocoryna sp.*, uma espécie da família Hydractiniidae para a qual a taxonomia tanto em nível de gêneros como de espécies é problemática e há sugestão de que esta seja introduzida na região (Bettim, 2011), pois em 2004 a fauna incrustante do iate clube de Paranaguá foi estudada e o hidrozoário não foi encontrado (Neves *et al*, 2007; Neves & Rocha 2008). A fase polipóide do hidrozoário teve seu primeiro registro na região em 2007, ainda classificada como *Hydractinia minuta* (Altvater, 2009) e *Garveia franciscana* foi descrita primeiramente na Califórnia e registrada em águas brasileiras por Calder & Mayal (1998) para o estado de Pernambuco. O antozoário *Stragulum bicolor* pertence à família Clavulariidae, família esta que ocorre apenas no Pacífico indicando que a espécie é introduzida (Van Ofwegen & Haddad, 2011). O cirripédio *Amphibalanus reticulatus*, considerado nativo do Japão (Zvyagintsev, 2003) foi registrado inicialmente em Pernambuco (Farrapeira, 1990), hoje também com registros nos estados da Bahia (Young, 1998) e Rio de Janeiro (Mayer-Pinto & Junqueira, 2003). *Striatobalanus amaryllis*, outro cirripédio introduzido que foi coletado pela primeira vez por Young (1989) no litoral do Piauí, posteriormente sua distribuição foi ampliada para os estados de Pernambuco e Bahia (Farrapeira, 1990; Young, 1998) e o registro na região sudeste e sul do país foi recente. O cirripédio *Megabalanus coccopoma* teve seu primeiro registro de ocorrência no Brasil no Rio de Janeiro em 1970 (Lopes, 2009). Outra espécie introduzida encontrada é um

poliqueto sésil, *Hydroides sanctaecrucis*, que foi relatado pela primeira vez no sul do Brasil há pouco tempo e é uma espécie do Caribe conhecida a partir das Antilhas Holandesas, Guiana Francesa, México, Haiti, Golfo do México e Panamá (Cangussu *et al*, 2010). O briozoário *Hippoporina indica* foi descrito originalmente no porto Bombay, na Índia em 1978 por Pillai (McCann *et al*, 2007), no Brasil a espécie já tinha sido observada na Baía de Paranaguá em 2010 (Cagussu *et al*, 2010) e posteriormente foi observada em Santa Catarina (Heyse, 2012).

Qualquer espécie, seja introduzida ou não, pode vir a tornar-se invasora, se por algum motivo tiver um aumento explosivo no seu crescimento populacional, mas não há como prever se isso ocorrerá (Alpert *et al*, 2000). As espécies com alta porcentagem de cobertura na maioria das placas e trimestres podem ser consideradas oportunistas e merecem atenção, pois têm um período reprodutivo muito amplo e sempre há larvas para ocupar possíveis espaços vazios. As espécies com essas características foram *Hippoporina indica* e *Podocoryna sp.* esta última ocorreu em todos os meses durante o ano no estudo de Altvater (2009), assim como em 2009, 2010, 2011 e 2012, e também ocorreu nos três conjuntos amostrais que permaneceram submersos por um ano (Tab. 3). *Podocoryna sp.* atingiu grande porcentagem de cobertura nas placas chegando a apresentar média de cobertura de 43,3% no verão de 2010 e 52,7% no período anual de 2009 a 2010 (Fig. 4F).

Heyse (2012) afirma que o briozoário *Hippoporina indica* já havia sido encontrado na Baía de Paranaguá, foi identificado como outras espécies: *Hippoporina pertusa* (Esper, 1796) (Neves *et al*, 2007) e *Hippoporina verrilli* Maturro & Schopf (1968) (Cangussu *et al*, 2010). A espécie ocorreu no período de março a novembro de 2007, dezembro e janeiro de 2008 e em todos os trimestres e conjuntos anuais do presente estudo. Nas placas trimestrais sua porcentagem de cobertura manteve-se alta, já nas placas anuais os valores encontrados foram mais baixos (Fig. 4H).

Garveia franciscana pode ser responsável pela obstrução de equipamentos industriais e tubulações de captação de água em usinas hidrelétricas, além de corrosão de superfícies metálicas em Chesapeake Bay (Baker *et al*, 2004). Em trabalhos anteriores da Baía de Paranaguá a espécie ocorreu principalmente nos meses de verão, quando a temperatura é mais quente, há mais chuvas e menor salinidade (Altvater, 2009), porém em 2009 e 2010, observamos a espécie também em períodos mais frios. A espécie também se

manteve durante dois períodos anuais (Tabela 3), sua maior porcentagem de cobertura foi 1,7% no outono de 2010 e sua menor foi 0,5% no período de 2009 a 2010 (Fig. 4E).

O octocoral *Stragulum bicolor* foi encontrado pela primeira vez na Baía de Paranaguá em 2001 (Haddad, observação pessoal), sugerindo uma possível introdução desta espécie na região e também no Brasil (Altvater, 2009). Essa espécie também foi observada em todos os meses do estudo, incluindo o ano de 2007 (Altvater, 2009) e dois períodos anuais (Tab. 3), sua maior porcentagem de cobertura foi 4,5% no outono de 2009 e sua menor foi 0,6% no período de 2009 a 2010.

Hydroides sanctaecrucis é um poliqueto sésil que constrói tubos calcários em substratos rígidos. A proliferação excessiva desses tubos pode formar extensos “recifes” que, se em grande quantidade, podem vir a modificar a dinâmica do ecossistema alterando, por exemplo, a disponibilidade de nutrientes, a dinâmica do sedimento, e prejuízos para as espécies nativas (Hayes *et al*, 2005). No presente estudo a porcentagem de cobertura observada foi pequena (máximo atingido = 1%) e o poliqueto foi registrado no outono de todos os anos de estudo, inverno de 2009 e 2010, primavera de 2009, 2010 e 2011, verão de 2012 e nas placas anuais que permaneceram submersas em 2010 a 2011 (Tab. 3)

As cracas, como todos os organismos incrustantes, merecem atenção, pois podem causar diversos danos econômicos que já foram citados anteriormente. Dentre as espécies de cracas introduzidas na região somente *Amphibalanus reticulatus* se destaca pelo alto potencial de colonização, pois apresenta elevado número de recrutas no período de reprodução, indicando um alto investimento reprodutivo e capacidade de ocupação do substrato (Cangussu *et al*, 2010). Os impactos da exclusão competitiva são maiores ainda quando as espécies exóticas co-ocorrem com espécies nativas. Segundo Rigo (2011), *Amphibalanus reticulatus* e a espécie nativa *Fistobalanus citerosum* podem co-ocorrer desde que não haja limitação de recursos, já que possuem características biológicas similares e por isso espera-se uma forte competição em situações de limitação. O espaço é um fator limitante ao desenvolvimento de cracas e elas competem por lugar para se desenvolver e por alimento. Um estudo realizado recentemente na região demonstrou que tanto a espécie nativa quanto a introduzida possuem um padrão contínuo de reprodução, favorecendo a colonização de novos substratos já que juvenis estarão sempre disponíveis (Rigo, 2011). Isso demonstra que *A. reticulatus* pode ser considerada uma espécie oportunista e merece atenção. Nas placas de recrutamento *A. reticulatus* também

apresentou reprodução contínua ocorrendo em todas as estações, porém sua porcentagem de cobertura não foi alta (Fig. 4G).

A espécie *Striatobalanus amaryllis* não ocorreu em nenhum conjunto que permaneceu submerso por três meses, mas apareceu em um conjunto anual. *Megabalanus coccopoma* ocorreu apenas na primavera de 2012 e em dois conjuntos que ficaram submersos por um ano. O fato dessas espécies não ocorrerem em placas trimestrais pode significar que estas necessitam mais tempo para recrutar em uma comunidade já desenvolvida.

O período de ocorrência das espécies foi bastante variado. Esperava-se que as espécies ocorressem no mesmo período dos diferentes anos, mas isso não ocorreu. Propõe-se então que a diferença nos períodos de ocorrência das espécies no decorrer dos anos tenha ocorrido por possíveis variações ambientais, como de salinidade ou temperatura, o que não pode ser comprovado já que não foram feitas tais medidas.

O número de táxons foi constante em todos os trimestres do ano, o que significa que a preocupação com a limpeza das embarcações e da estrutura do Iate Clube deve ser constante. A limpeza das embarcações costuma ser feita a cada seis meses e as estruturas da marina anual, mas para que esta seja efetiva no combate à disseminação das espécies introduzidas registradas na marina é preciso que o período de tempo entre as atividades de limpeza seja menor que o tempo de maturação dos organismos.

4.2. Avaliação da competição na comunidade

Analisando o conjunto inteiro dos dados (todas as estações com todas as espécies) o resultado foi significativo (Tab. 3), existe menos co-ocorrência de espécies do que o esperado ao acaso e isso é um forte sinal de que a competição foi um fator importante na estruturação da comunidade, ou seja, a existência de competição entre as espécies fez com que essas não se distribuíssem ao acaso. Provavelmente algumas espécies possuem uma relação maior entre si, fazendo com que quando uma ocorra a outra não consiga colonizar o substrato (não co-ocorrência). O teste realizado no programa *EcoSim* é uma maneira indireta de verificar competição, portanto não podemos quantificar e qualificar essa interação, assim como também não podemos afirmar quais espécies competem entre si e

nem a intensidade dessa competição. Para isso é necessário realizar testes diretos observando mês a mês e manipulando a comunidade *in vivo*.

Sabendo de todos os problemas que espécies introduzidas podem causar na comunidade em que se inserem (extinção ou redução da abundância de espécies nativas, que pode ser devido a competição), retiramo-las dos testes esperando que quando consideradas apenas as espécies nativas e criptogênicas não ocorresse competição, porém nosso resultado mostrou que mesmo entre elas a competição ainda está presente (Tab. 3).

Analisamos também os dados contendo apenas as espécies introduzidas. Um dos critérios estabelecidos por Carlton (1991), para identificar espécies introduzidas afirma que essas espécies tendem a ocorrer associadas com outras espécies introduzidas já conhecidas. Também sabemos que a facilitação é um dos processos que molda uma comunidade e que ela pode ser maior entre espécies introduzidas (que tenham chegado juntas, ou que ocorressem juntas na sua região natural), por isso analisamos os dados de presença e ausência apenas das espécies introduzidas. O resultado foi significativo no inverno e verão, mas não foi significativo na primavera e outono. Para os resultados não significativos, não podemos dizer que essas espécies promovam facilitação entre si, já que o teste revelou que a co-ocorrência não é menor do que o esperado ao acaso (Tab. 3).

Levando em consideração que condições ambientais e características fisiológicas variam com o tempo e podem favorecer a sobrevivência de determinadas espécies, influenciando na diversidade da comunidade em certos períodos, dividimos a nossa análise em estações do ano. Apesar dos resultados significativos obtidos nesses testes (Tab. 3), a única conclusão possível é que a competição é um fator presente durante todo o ano. Não podemos concluir em qual estação a competição é mais ou menos forte uma vez que não é possível comparar os resultados fornecidos baseados na probabilidade. Também não há evidências/estudos suficientes para inferir que o fato de determinada espécie estar ou não presente na estação seja devido à competição, isso pode ser apenas uma característica particular da espécie e para verificar são necessários testes mais diretos.

Vale ressaltar que não sabemos o real prejuízo das espécies introduzidas sobre a comunidade, aparentemente quando tratando de competição elas não alteram a estrutura a ponto de causar danos às espécies nativas. Para saber as reais influências dessas espécies é preciso que haja monitoramento contínuo nas comunidades naturais para que, se detectada alguma disfunção, possa-se tomar as devidas precauções a tempo. Além disso, devemos

levar em consideração o alto número de espécies criptogênicas, a falta de informação histórica dificulta a real classificação dessas espécies que também devem ser monitoradas constantemente.

5. Comentários finais

A prevenção de introduções não é possível, mas pode-se reduzir o número de espécies invasoras se conhecermos quais espécies devemos monitorar (Alpert *et al*,2000). É imprescindível o monitoramento do ambiente e o conhecimento da fauna local, identificando as espécies alvo e monitorando sua presença, só assim será possível avaliar os impactos que essas espécies possam estar tendo sobre a biota nativa. Maiores investimentos em estudos relacionados à sistemática e biogeografia são necessários para que se possa determinar com melhor precisão a presença de organismos não-nativos, assim como estudos que visam estabelecer métodos de controle para suas populações no Brasil. As espécies criptogênicas também podem incluir espécies introduzidas que, a médio e/ou longo prazo, podem tornar-se invasoras, o que leva a uma necessidade de monitoramento também destes organismos. Não se sabe se as espécies aqui detectadas representam riscos para as comunidades nativas, mas os locais estudados onde as mesmas estão estabelecidas podem funcionar como pontos de propagação para o ambiente natural.

Sugere-se que o trabalho de monitoramento das espécies presentes no Iate Clube continue e se estenda para outras áreas da Baía de Paranaguá, especialmente nativas, tendo em vista que há pouquíssimos estudos realizados. Além disso, é preciso analisar se os métodos de limpeza na marina são satisfatórios e realizar campanhas de esclarecimento aos proprietários das embarcações a respeito dos impactos da bioincrustação e bioinvasão e a importância da limpeza de cascos e estruturas para evitar o transporte dessas espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alpert, P.; Boné, E. & Holzapfel, C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Urban and Fischer** 3: 52-66.
- Altwater, L. & Haddad, M. A. 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.
- Amaral, A. C. Z.; Nallin, S. A.H.; Steiner, T. M., Forroni, T. O. & Gomes Filho, D. 2006-2012. **Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil**. http://www.ib.unicamp.br/museu_zoologia/files/lab_museu_zoologia/catalogo_Polychaeta_Amaral_et_al_2012.pdf - Acesso em junho de 2012.
- Amaral, C.; Rizzo, A. E. & Arruda, E. P. 2006. Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil. http://books.google.com.br/books?id=SUOjxxkSIysC&pg=PA65&lpg=PA65&dq=Podocoryna+rudis++DISTRIBUIÇÃO&source=bl&ots=qm_jrf14d7&sig=PJBolOgl2OyZqWyfOSPpGVN7- Acesso em junho de 2012
- Apolinário, M. 2002. Cracas invasoras no litoral brasileiro. **Ciência Hoje** 188:44-48.
- Badver, R. M. & Sonas, M. A. 1995. Bryozoa (Cheilostomata) from Holocene, west coast of Maharashtra, India. **Geobios** 28:317-335.
- Baker, P.; Baker, S. M. & Fajans, J. 2004. *Nonindigenous marine species in the great Tampa Bay ecosystem*. **Tampa Bay Estuary Program, Technical Report** 2:123.
- Bers, A. V. & Wahl, M.; 2004. The influence of natural surface microtopographies on fouling. **Biofouling** 20:43-51.
- Bettim, A. L. 2011. Colonização e capacidade competitiva de *Podocoryna* sp. nov. (Cnidaria, Hydrozoa, Hydractiniidae) na comunidade de substratos artificiais da Baía de Paranaguá. Dissertação de Mestrado, UFPR.
- Blankensteyn, A. & Moreno, T. 1999. Nova ocorrência de *Nicolea venustula* (Montagu, 1818) (Polychaeta: Trebeliidae) na costa sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 16(1): 319-322.

- Bram, J. B.; Page, H. M. & Dugan, J. E. 2005. Spatial and temporal variability in early successional patterns of an invertebrate assemblage at an offshore oil platform. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 317: 223-237.
- Breitburg, D. L. 1985. Development of a subtidal epibenthic community: factors affecting species composition and the mechanisms of succession. **Oecologia** 65:173-184.
- Cairns, S. D.; Calder, D. R.; Brinckmanna-Voss, A.; Castro, C. B.; Fautin, D. G. & Pugh, P. R. 2003. Common and Scientific Names of Aquatic Invertebrates from the United States and Canada: Cnidaria and Ctenophore. **American Fisheries Society Special Publication**, 2^o Ed. 28:115.
- Calder, D. R. 1988. Shallow-water hydroid of Bermuda: The Athecate. R. Ontario Mus. **Life Sciences Contributions** 148:1-107.
- Calder, D. R. & Maýal, E. M. 1998. Dry season distribution of hydroids in a small tropical estuary, Pernambuco, Brazil. **Zoologische Verhandelingen Leiden**, 323:69-78.
- Caley, M. J.; Carr, M. H.; Hixon, M. A.; Hughes, T. P.; Jones, G. P. & Menge, B. A. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. **Annual Review of Ecology and Systematics** 27: 477-500.
- Cangussu, L. C. ; Altwater, L. ; Haddad, M. A. ; Cabral, A. C. ; Heyse, H. L. & Rocha, R. M. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. **Brazilian Journal of Oceanography** 58: 219-231.
- Carlton, J. T. 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review** 23: 313-371.
- Carlton, J. T. 1987. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. **Bulletin of Marine Science** 41(2): 452-465.
- Carlton, J. T. 1989. Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. **Conservation Biology** 3(3): 265-273.
- Carlton, J. T. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation** 78: 97-106.
- Carlton, J. T & Geller, J. B. 1993. Ecological roulette: The global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. **Science** 261: 78-82.

- Chapman, J. W., and Carlton, J. T. 1991. A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). **Journal of Crustacean Biology** 11: 386–400.
- Cohen, A. N. & Carlton, J. T. 1997. Transoceanic transport mechanisms: introduction of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, to California. *Pacific Science* 51(1): 1-11.
- Cohen, N. A. & Carlton, J. T. 1998. Accelerating invasions rate in a highly invaded estuary. **Science** 279: 555-558.
- Coma, R.; Ribes, M.; Gili, J. M. & Zabala, M. 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution** 15 (11):448-453.
- Connell, J. H. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. **Ecology** 42:710–723.
- Connell, J. H. & Slatyer, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist** 111: 1119-1144.
- Corrêa, R. C. S.; Ferreira, C. E. L. & Pereira, R. C. in Pereira, R. C. & Gomes, A. S. 2009. **Biologia Marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 2ªed. Cap. 23, pg:555-576.
- Critchley, A. T.; Farnham, W. F. & Morrell, S. L. 1986. An account of the attempted control of an introduced marine alga, *Sargassum muticum*, in southern England. **Biological Conservation** 35, 313-332.
- 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.
- Farrapeira, C. M. R. 2009. Barnacles (Crustacea: Cirripedia) of the estuarine and marine areas of the port of Recife (Pernambuco, Brazil). **Cahiers de Biologie Marine** 50:119- 129.
- Farrapeira, C. M. 1990. Ocorrência de *Chirona (Striatobalanus) amaryllis* Darwin, 1854 e de *Balanus reticulatus* Utinomi, 1967 (Cirripedia, Balanomorpha) no Estado de Pernambuco. **XVII Congresso Brasileiro de Zoologia, Abstracts** p 7.
- 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, **Brazil. Journal of Oceanography** 55(3):207-221.
- Floerl, O. & Inglis, G. J. 2003. Boat harbour design can exacerbate hull fouling.

Austral Ecology 28(2): 116-127.

- Galea, H. R.; Häussermann, V. & Försterra, G. 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.
- Gama, B. A.P.; Pereira, R. C. & Coutinho, R. in Pereira, R. C. & Gomes, A. S. 2009. **Biologia Marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 2ªed. Cap. 12, pg.299-318; Cap.23, pg.555-576.
- Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Disponível em: <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>- Acesso em maio de 2012.
- Hayses, K.; Sliwa, C.; Migus, S.; Mcennul, F. & Dunstan, P. 2005. National priority pests: Part II - Ranking of Australian marine pests. **Technical Report, Department of Environment and Heritage by CSIRO Marine Research**.
- Heyse, H. L. 2012. Briozoários como bioindicadores de qualidade ambiental na Baía da Babitonga, Santa Catarina. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná.
- Huxel, G. R. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. **Biological Conservation** 89: 143-152.
- Ignácio, B. L.; Julio, L. M.; Junqueira, A. O. R. & Ferreira-Silva, M. A. G. 2010. Bioinvasion in a Brazilian Bay: Filling Gaps in the Knowledge of Southwestern Atlantic Biota. **Plos one** 5(9):13065. doi:10.1371.
- Junqueira, A. O. R.; Lavrado, H. P.; Viana, M. S. & Pinto, M. M. Zoobentos de substrato consolidado. In: VILLAC, M. C.; FERNANDES, F. C.; JABLONSKI, S.; NETO, A. C. L.; COUTINHO, B. H. (eds.), **Biota da área sob influência do Porto de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil: levantamento de dados pretéritos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004, p. 47-55.
- Khalaman, V. V. 2001. Sucession of Fouling communities on an artificial substrate of a mussel culture in the White Sea. **Russian Journal of Marine Biology** 27(6): 345-352.
- Krohling, W. & Zalmon, I. R. 2008. Epibenthic colonization on an artificial reef in a stressed environment of the north coast off the Rio de Janeiro State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Tecnology** 51(1): 213-221.

- Lana, P. C.; Marone, E.; Lopes, R. E. & Machado, E. C. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Ecological Studies** 144:131-145.
- Lee, C. E. 2002. Evolutionary genetics of invasive species. **Trends in Ecology and Evolution** 17(8): 386-391.
- Lewis, J. A.; Watson, C.; Hove, H. A. 2006. Establishment of the Caribbean serpulid tubeworm *Hydroides sanctaecrucis* Krøyer [in] Mörch, 1863, in northern Australia. **Biology Invasions** 8:665–671.
- Lopes, R. M. 2009. Informe sobre as espécies invasoras marinhas no Brasil. **MMA série biodiversidade** 33.
- Mayer-Pinto, M. & Junqueira, A. O. R. 2003. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin** 46:1495-1503.
- McCann, D. L.; Hirschcock, G. N.; Winston, E. J. & Ruiz, M. G. 2007. Non natives Bryozoans in coastal embayments of the southern United States: new records for the Western Atlantic. **Bulletin of Marine Science** 80(2): 319–342.
- Medel, M. D.; Lopez-González, P. J. 1996. Updated catalogue of hydrozoans of the Iberian Peninsula and Balearic Islands, with remarks on zoogeography and affinities. **Scientia Marina** 60(1):183-209.
- Migotto, A. E. 1996. Benthic shallow-water hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) of the coast of São Sebastião, Brazil, including a checklist of Brazilian hydroids. **Zoologische Verhandelingen** 306:1-125.
- Migotto, A. E.; Marques, A. C.; Morandini, A. C.; Silveira, F. L. 2002. Checklist of the Cnidaria Medusozoa of Brazil. **Biota Neotropical** 2:1-31.
- Mollard, N. A. H. 1975. Monograph on the Hydroida of southern Africa. **Annals of the South African Museum** 68:1-513.
- Montoya-Cadavid, E.; Flóez-Romero, P.; Winston, J. E. 2007. Checklist of the marine Bryozoa of the Colombian Caribbean. **Biota Colombiana** 8(2):159-184.
- Neves, C. S. & Rocha, R. M. 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. **Braz. 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.
- Orensanz, J. M. L.; Schwindt, E.; Pastoino, G.; Bortolus, A.; Casas, G.; Darrigran, G.; Elías, R.; Gappa, J. J. L.; Obenat, S.; Pascual, M.; Penchaszadeh, P.; Piriz, M. L.; Scarabino, F.; Spivak, E. D.; Vallarino, E. A. 2002. No longer pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. **Biology Invasions** 4:115-143.
- Osman, R. W. 1977. The establishment and development of a marine epifaunal community. *Ecological Monographs* 47:37-63.
- Pawlik, J. R. 1992. Chemical ecology of the settlement of benthic marine invertebrates. **Oceanography and Marine Biology Annual Review** 30: 273-335.
- Portos do Paraná:
<http://www.portosdoparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=26> –
 Acesso em Junho de 2012.
- Ramallo, L. V.; Muricy, G.; & Taylor, P. D. 2005. Taxonomy and distribution of *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata: Anasca) in Rio de Janeiro State, Brazil. Taxonomia e distribuição de *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata: Anasca) no Rio de Janeiro, Brasil. **XIII Conferência Internacional Associação Bryozoology Chile**, 1:231-243.
- Reed, D. C. 1990. The Effects of Variable Settlement and Early Competition on Patterns of Kelp. **Ecology** 71(2):776-787.
- Ricklefs, R. E. 2003. **A Economia da Natureza**. Editora Guanabara, Rio de Janeiro, 5ªed. Cap. 19, pg.337-351.
- Rigo, A. R. 2011. Crescimento inicial e biologia reprodutiva do cirripédio introduzido *Amphibalanus reticulatus* e do nativo *Fistulobalanus citerosum* na Baía de Paranaguá. Dissertação de mestrado, Univ. Federal do Paraná.
- Rios, E. C. 1994. **Seashells of Brazil**. Editora Furge, Rio Grande do Sul, 2ºed pg.422.
- Rocha, R. M. & Kremer, L. P. 2005. Introduced ascidians in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22(4):1170-1184.
- Rocha, R. M. & Moreno, T. R. 2000. Ascidians associated with *Eudistoma carolinense* Van Name, 1945 with description of a new species of *Polycarpa*. **Ophelia** 52:9-16.

- Rodriguez, S. R.; Ojedal, F. P. & Inestrosa, N. C. 1993. Settlement of benthic marine invertebrates. **Marine Ecology Progress Series** 97: 193-207.
- 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.
- Silva, J. S. V.; Fernandes, F. C.; Souza, R. C. C. L.; Larsen, K. T. S. & Danelon, O. M. 2004. **Água de Lastro e Bioinvasão**. Editora Interciência, Rio de Janeiro, pg. 270.
- Streftaris, N.; Zenetos, A. & Papathanassiou, E. 2005. Globalization in marine ecosystems: the story of nonindigenous marine species across European seas. **Oceanography and Marine Biology** 43: 419-453.
- Stupak, M. E.; García, M. T. & Pérez, M. C. 2003. Non-toxic alternative compounds for marine antifouling paints. **International Biodeterioration and Biodegradation** 52: 49-52.
- Taylor, J. J.; Southgate, P. C. & Rose, R. A. 1998. Assessment of artificial substrates for collection of hatchery-reared silver-lip pearl oyster (*Pinctada maxima* Jameson) spat. **Aquaculture**, 162: 219-230.
- Underwood, A. J. & Chapman, M. G. 2006. Early development of subtidal macrofaunal assemblages: relationships to period and timing of colonization. **Journal of experimental marine biology and ecology** 330:221-233.
- Van Ofwegen, L. P & Haddad, M. A. 2001. A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. **Zootaxa** 3107: 38-46.
- Vieira, M. L. 2008. Sistemática e distribuição dos Briozóarios Marinhos do litoral de Maceió, Alagoas. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo.
- Winston, J. E. 1982. Marine Bryozoans (Ectoprocta) of the Indian River area (Florida). **Bulletin of the American Museum of Natural History** 173:99-176.
- Wyatt, A. S. J. 2005. Marine introduction in the Shark Bay World Heritage Property, Western Australia: a preliminary assessment. **Diversity & Distributions** 11: 33-44.
- Yebra, D. M., Kiil, K. & Johansen, K. D. 2004. Antifouling technology - past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. **Progress in Organic Coatings** 50: 75-104.
- Young, P. S. 1989. Establishment of an Indo-Pacific barnacle in Brazil. **Crustaceana** 56: 12-214.

- Young, P. S. 1998. Maxillopoda. Thecostraca. In: Young, P. S. **Catalogue of Crustacea from Brazil**, Série Livros 7, Rio de Janeiro, p. 263-285.
- Zvyagintsev, A. Y. & O. M. Korn, 2003. Life history of the barnacle *Balanus amphitrite* Darwin and its role in fouling communities of Peter the Great Bay, Sea of Japan. **Russian Journal of Marine Biology** 29 (1): 41-48.