

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - CAMPUS DE BOTUCATU

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ZOOLOGIA

TESE DE DOUTORADO

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiuros
(Crustacea, Decapoda) no sublitoral rochoso do
I lhoté das Couves, litoral norte paulista

Samara de Paiva Barros-Alves

Orientadora: Prof^a. Dra. Maria Lucia Negreiros Fransozo

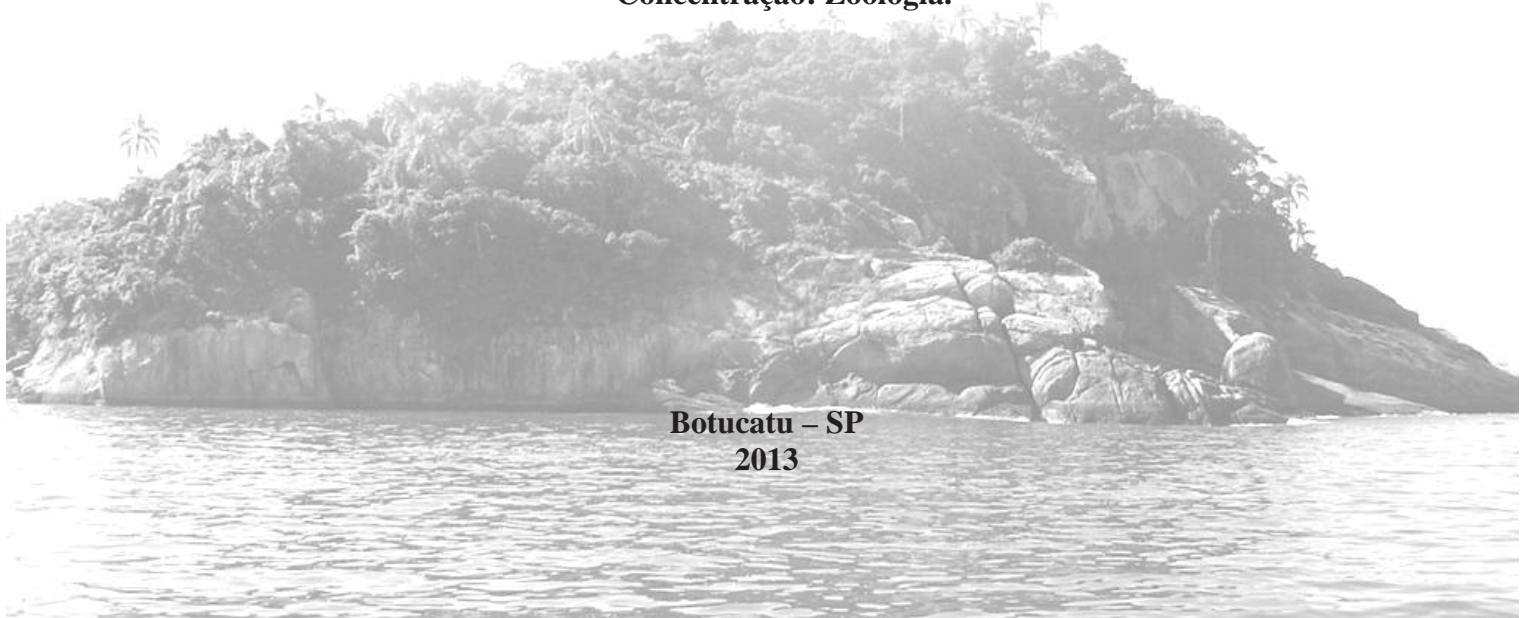
Botucatu – SP
2013

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiuros (Crustacea, Decapoda) no sublitoral rochoso do Ilhote das Couves, litoral norte paulista

Samara de Paiva Barros-Alves

Orientadora: Prof^ª. Dra. Maria Lucia Negreiros Fransozo

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, “Campus” de Botucatu, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas – Área de Concentração: Zoologia.



**Botucatu – SP
2013**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO DE AQUIS. E TRAT. DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: *ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE*

Barros-Alves, Samara de Paiva.

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiuros (Crustacea, Decapoda) no sublitoral rochoso do Ilhote das Couves, litoral norte paulista / Samara de Paiva Barros-Alves. – Botucatu [s.n.], 2013

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Maria Lucia Negreiros Fransozo

Capes: 20406037

1. Caranguejo. 2. Decápode (Crustaceo). 3. Substratos. 4. Sistemas de controle biológico. 5. Biodiversidade. 6. Sucessão ecológica.

Palavras-chave: Brachyura; Dinâmica da comunidade; Estrutura da comunidade; Instalação; Sucessão ecológica.

**Aos meus pais, Luiz Alberto e Silvia,
pelo exemplo de vida e pelo apoio,
incentivo e amor incondicional.**

**Ao meu marido, Douglas,
por estar ao meu lado e pelas
conquistas ao longo dessa caminhada.**

**“Bom mesmo é ir à luta com determinação, abraçar a vida e viver com paixão, perder com classe e vencer com ousadia, pois o triunfo pertence a quem se atreve...
E a vida é muito para ser insignificante”
Charles Chaplin**

Agradecimientos



Agradecimentos

Ao **Prof. Dr. Valter José Cobo**, pela credibilidade depositada em mim, amizade construída durante todos esses anos de convivência (12 anos), pela formulação da ideia para o desenvolvimento deste estudo, além da orientação nos primeiros anos de Doutorado, que ao longo dessa caminhada precisaram tomar novos rumos, porém, sempre à disposição contribuindo para essa etapa da minha formação.

À minha orientadora **Prof^a. Dra. Maria Lucia Negreiros Fransozo** pelo exemplo de profissionalismo, por todos os ensinamentos, por estar sempre solícita a ajudar, pela amizade e confiança depositada em mim na etapa final do Doutorado e por me acolher em seu laboratório durante esses anos.

Ao **Prof. Dr. Adilson Fransozo** por todas as sugestões, incentivo, oportunidades oferecidas ao longo desta minha estadia em Botucatu e ajuda durante a triagem dos substratos.

Ao marido, companheiro e acima de tudo amigo, **Msc. Douglas Fernandes Rodrigues Alves**, pela paciência em fase de qualificação e defesa, pelo incentivo, sugestões, críticas e intermináveis discussões. Agradeço, ainda, por ter me auxiliado na elaboração, na construção, na instalação, na recuperação, na triagem dos substratos artificiais e, ainda, na identificação de alguns exemplares obtidos. Além disso, obrigada pelo carinho, amor e compreensão que são imprescindíveis em todos esses momentos.

À **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES**, pela bolsa concedida, a qual tornou viável a realização desta pesquisa.

Ao **Núcleo de Estudos em Biologia, Ecologia e Cultivo de Crustáceos (NEBECC)** pela infraestrutura dos laboratórios e materiais disponibilizados.

À **Seção de Pós-Graduação em Ciências Biológicas** e ao **Departamento de Zoologia**, juntamente com todos os seus funcionários: André R.T. Arruda, Carolina S. Lopes, Davi B.O. Müller, Flávio da Silva, Hamilton A. Rodrigues, Herivaldo M. Santos, Juliana Ramos, Luciana E.N. Campos e Silvio C. Almeida, pela paciência, competência e profissionalismo.

À **OMNIMARE**, em especial ao **Pedro Paulo Orabona, Elsie C. Orabona**, pelo apoio logístico e por terem cedido a primeira operação de mergulho para a instalação dos substratos artificiais e, ainda, toda sua equipe, **Luiz Roberto Vernieri, Neuzi Faria e Manolito** pela paciência e auxílios prestados durante o período de amostragem.

Ao **Prof. Dr. Sergio Rosso** (USP), **Prof. Dr. Roberto Munehisa Shimizu** (USP), **Prof. Dr. Fúlvio A.M. Freire** (UFRN), **Profa. Dra. Karine Colpo** (UNESP) e **MSc. Carlos Eduardo Rocha Duarte Alencar** (UFRN), pelas dicas e auxílios prestados nas análises estatísticas.

Ao **Prof. Dr. Gustavo Augusto Schmidt de Melo** e **Prof. Dr. Marcos Domingos Siqueira Tavares** pelo auxílio na identificação dos caranguejos, por me receberem tão bem, durante minhas idas ao Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

A todos os colegas que estão ou estiveram presentes no NEBECC, em especial **Ari, Dani, Eduardo Degani, Frio, Gari, Guga, Israel, Kátia, Lu, Marciano, Mari, Michele, Milena, Paloma, Rafa, Raphael (Big Hair), Thiago (Cabelo), Thiago (Xuxu)** e **Xuxa** e no Laboratório de Biologia Marinha da Universidade de Taubaté (LabBMar), em especial **Daniel, Flávio, João Paulo** e **Mariana**, que de maneira direta ou indireta contribuíram para a realização desse estudo, como auxílio prestado na construção dos substratos artificiais, na triagem do material, na criação dos indivíduos jovens, no convívio diário e inúmeras participações em festas realizadas no Centro de Eventos.

Aos amigos que tive o prazer de conhecer durante esta longa caminhada, **Ariadine Cristine de Almeida, Daniel José M. Lima, Daniela Dantas, Eduardo A. Bolla Junior, Flávio Vasconcelos de Camargo, Gisele Heckler, Kátia A. N. Hiroki, Mariana Antunes** e **Michele Furlan**, por estarem sempre dispostos, por compartilharem as alegrias e dificuldades, pelos inúmeros momentos de descontração, pelas conversas incansáveis ao longo desses anos.

Aos meus pais **Luiz Alberto** e **Silvia**, que acreditaram no meu esforço e apostaram no meu sucesso desde o início, possibilitando a realização desse grande sonho. Se não tivessem me colocado dentro “daquele” ônibus no dia em que quase desisti de tudo, não estaria aqui neste momento. Obrigada pelo incentivo diário, carinho e respeito.

Às minhas irmãs, **Francine** e **Emanuelle**, aos respectivos, **Alan** e **Angelo** e aos meus sobrinhos **Luiza, Thiago, Gabriela** e **Bruna** simplesmente por fazerem parte da minha vida.

A **Deus** por ter colocado a pessoa certa na hora certa e principalmente pelas lições adquiridas durante esta caminhada.



Sumário

Sumário

Resumo	1
Abstract	2
Introdução	
1.) Caranguejos braquiuros	3
2.) Substratos artificiais	3
3.) Estrutura e dinâmica da comunidade	7
4.) Sucessão ecológica	9
5.) Justificativa	10
Objetivos	12
Material & Métodos	
1.) Local de estudo e amostragens	13
2.) Desenho experimental	16
3.) Procedimento laboratorial	19
4.) Estrutura da comunidade	19
5.) Dinâmica da comunidade	22
5.1) Processo sucessional	22
5.2) Variação temporal dos parâmetros ecológicos	25
Resultados	
1.) Estrutura da comunidade	29
1.1) Composição de espécies	29
1.2) Hierarquização das espécies	36
2.) Dinâmica da comunidade	39
2.1) Processo sucessional	39
2.2) Variação temporal dos parâmetros ecológicos	52
Discussão	
1.) Estrutura da comunidade	67
1.1) Composição de espécies	67
1.2) Hierarquização das espécies	74
2.) Dinâmica da comunidade	80
2.1) Processo sucessional	80
2.2) Variação temporal dos parâmetros ecológicos	84
Considerações Finais	88
Referências	90



Resumo

Resumo

Estudos que visam à ocupação de organismos em substratos artificiais (SA) podem fornecer informações sobre o desenvolvimento de metodologias para o gerenciamento ambiental. Este estudo teve como objetivo descrever a ocupação de SA por caranguejos braquiuros no sublitoral rochoso de uma região insular. Quinze unidades de SA de concreto foram construídas e ornamentadas com fibra sintética, tubo plástico e brita (dimensões: 40cm X 25cm X 10cm e 16kg). Todos SA foram instalados, aleatoriamente, ao mesmo tempo (T0 = fevereiro/2010), durante sessões de mergulho autônomo, no sublitoral rochoso na região do Ilhote das Couves (23°25'15"S-44°51'39"W), litoral norte paulista. Foram obtidos 521 caranguejos, distribuídos em 8 famílias e 25 espécies, sendo a família Majidae a mais representativa com 27,8% e *Mithraculus forceps*, o caranguejo mais abundante. Mais de 65% dos indivíduos capturados eram menores que 5 mm de largura da carapaça e mais de 80% eram indivíduos juvenis. Não foi registrada correlação entre a composição de braquiuros e a biomassa da fauna acompanhante ($C=0,06$; $p=0,29$). A maior abundância absoluta, riqueza e diversidade de Shannon-Wiener nos substratos foram registradas em T5, com 88 indivíduos, 11 espécies e 2,95 bits/ind., respectivamente. Diante desses resultados, sugere-se que o tempo de exposição desses SA seja o principal fator que contribui com a variação dos parâmetros ecológicos. Adicionalmente, verificou-se que o SA é rapidamente ocupado por espécies do ambiente natural adjacente, porém a fauna de braquiuros é selecionada pelo tamanho dos refúgios disponíveis nessas estruturas.



Abstract

Abstract

Studies on the occupation of organisms on artificial substrates (AS) can provide helpful information for an effective environmental management. This study described the occupation of AS by brachyuran crabs on the rocky subtidal of an insular region. Fifteen concrete units of AS were built and embellished with synthetic fiber, plastic tube and gravel (dimensions: 40 cm x 25 cm x 10 cm and 16 kg). All AS were randomly placed at the same time (T0 = February/2010), during SCUBA diving, on the rocky subtidal of Ilhote das Couves (23°25'15"S-44°51'39"W), on the north coast of São Paulo. A total of 521 crabs were collected, in 8 families and 25 species. The Majidae family was the most abundant, comprising 27.8% of the total and *Mithraculus forceps*, the most abundant species. More than 95% of the captured individuals were smaller than 10 mm of carapace width and over 80% were juveniles. No correlation was found between the composition of brachyurans and the bycatch biomass ($C=0.06$; $p=0.29$). The highest absolute abundance, richness and Shannon-Wiener diversity index on the substrates were found in T5, with 88 individuals, 11 species and 2.95 bits/ind., respectively. These results suggest that the time of exposure of AS is the main contributor to the variation in ecological parameters. Additionally, the AS is quickly occupied by species from the adjacent natural habitat, and the brachyuran fauna is selected by the size of available refuge in these structures.

Introdução



1.) Caranguejos braquiuros

A infraordem Brachyura Latreille, 1802 constitui-se em um grupo bastante representativo de crustáceos, o qual reúne os caranguejos em 93 famílias e, aproximadamente, 1.270 gêneros e 6.800 espécies e subespécies ao redor do mundo (Ng *et al.*, 2008), representando, assim, cerca de 45% dos Decapoda atuais (De Grave *et al.*, 2009). Na costa brasileira são registradas, pelo menos 300 espécies, distribuídas em 170 gêneros e 24 famílias (Melo, 1996; Ng *et al.*, 2008; De Grave *et al.*, 2009), sendo que estes números vem sendo constantemente atualizados em função do registro de novas ocorrências e ampliações de distribuição geográfica, bem como descrição de novas espécies (*e.g.* Cobo *et al.*, 2002; Alves *et al.*, 2006).

A maior parte dessas espécies de braquiuros, que ocorrem no litoral brasileiro, é marinha e cerca de 30% dessas tem registro para o substrato consolidado, ocupando regiões caracterizadas pela presença de recifes de coral, rochas ocupadas por algas, colônias de briozoários, entre outros microambientes encontrados no sublitoral rochoso (Melo, 1996). O sublitoral rochoso pode proporcionar uma grande heterogeneidade espacial e, ainda, providenciar substrato para os organismos sésseis, como macroalgas, esponjas, ascídias e corais, que podem por sua vez formar microhabitats particulares e fornecer refúgios para os organismos vágéis (Bertness, 1999; Bertness *et al.*, 2001).

2.) Substratos artificiais

Os substratos artificiais (SA), também denominados como recifes artificiais, podem ser definidos como sendo toda estrutura submersa realizada pelo homem, incluindo

navrágios, que oferecem substratos para os organismos se desenvolverem, influenciando os processos físicos, biológicos ou socioeconômicos relacionados aos recursos marinhos, uma vez que podem imitar ou simular características do ambiente natural (Baine, 2001; Svane & Petersen, 2001; Yan & Yan, 2003). Segundo a definição da FAO (1990), os SA ou qualquer outro método de agregação constituem um meio de atrair e concentrar diversos grupos de organismos com o objetivo de incrementar a produtividade pesqueira do ambiente marinho.

Nesse sentido, essas estruturas podem ser submersas por acidente ou propositalmente no meio aquático (Brandini & Silva, 2000). Os SA submersos por acidente são aqueles implantados com outras finalidades, como os navrágios, as plataformas de petróleo, as plataformas de gás, os quebra-mares (Bohnsack & Sutherland, 1985). Por outro lado, os SA submersos podem ser uma estrutura concebida propositalmente com finalidades planejadas, sendo que essas estruturas podem ser de pequeno ou grande porte, e normalmente são rígidas e construídas em concreto ou em restos industriais, como pneus, plásticos, cascos de navio ou plataformas de petróleo desativadas (Santos & Passavante, 2007).

Essas estruturas submersas passam a oferecer substrato para o assentamento e/ou recrutamento para uma grande variedade de animais da fauna bentônica, principalmente, os invertebrados (Brandini & Silva, 2000). Tais estruturas podem fornecer, além de substrato consolidado para a colonização de invertebrados; fonte adicional de alimentos para outros organismos, refúgio contra predadores e/ou correntes e, ainda, aumentar a complexidade do habitat, aumentando assim, sua heterogeneidade (Mottet, 1986; Pickering & Whitmarsh, 1997; Baine, 2001; Spieler *et al.*, 2001; Seaman, 2002).

Os primeiros registros da instalação de SA em águas marinhas são do final do século XVIII e início do século XIX e foram desenvolvidos por pescadores japoneses que se baseavam apenas em conhecimentos empíricos, sendo essas estruturas construídas com madeira ou bambu e foram submersas no litoral da cidade de Kobe, região onde havia um

barco naufragado que sustentou produtividade pesqueira até se deteriorar (Ino, 1974). E a partir de 1960, a construção de SA em todo o mundo passou a ser realizada com diferentes finalidades, tais como pesca profissional e artesanal e mergulho recreativo (Seaman & Jenses, 2000; Baine, 2001) e, ainda, diferentes tipos de materiais eram utilizados para a construção desses SA (Santos & Passavante, 2007).

Nas últimas décadas, o uso dessas estruturas vem aumentando consideravelmente, como por exemplo, no sudeste da Ásia (Looi & Thomas, 1991; Chua & Chou, 1994), ao longo da costa da América do Norte (McGurrin *et al.*, 1989; Murray, 1994), nas Filipinas (Balgos, 1995; McManus, 1995) e na Austrália (Pollard, 1989; Branden *et al.*, 1994). Na Europa, o interesse de instalar os SA está principalmente centrado no Mediterrâneo (Bombace, 1989; Gomez-Buckley & Haroun, 1994; Moreno *et al.*, 1994). No Brasil, os primeiros SA foram instalados na plataforma continental na década de 1980, quando a extinta SUDEPE (Superintendência de Desenvolvimento da Pesca) afundou estruturas triangulares de concreto na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, com o intuito de criar obstáculos para evitar a pesca com redes de arrasto (Santos & Passavante, 2007).

Neste sentido, a utilização de SA vem sendo reportada por diversos autores, com diferentes objetivos, entre os quais se destaca o estudo de Moreno (2002) que estudou o efeito de diferentes tipos de SA na comunidade de peixes no sudeste da ilha de Ibiza, Mediterrâneo Ocidental; Perkol-Finkel & Benayahu (2004) que descreveram a estrutura da comunidade de corais em SA na costa de Eilat, Israel; Azevedo *et al.* (2006), que avaliaram a colonização de SA por organismos bentônicos na Ilha Grande, Rio de Janeiro; Conceição & Pereira (2006) que analisaram a estrutura da comunidade de peixes em recifes artificiais do litoral do Estado do Ceará; Kim *et al.* (2008) que estudaram a estrutura da comunidade de macrobentos em SA na costa Gangwob, Coréia; Hunter & Sayer (2009) que compararam a composição e diversidade de espécies em SA e naturais na costa oeste da Escócia; Perkol-Finkel &

Benayahu (2009) que analisaram os padrões de sobrevivência na formação de comunidades de corais de SA e natural na costa de Eilat, Israel; Zalmon *et al.* (2012) que analisaram a comunidade de animais bentônicos em SA ao longo da costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Apesar da disponibilidade de investigações que utilizaram os SA, não se dispõem de informações sobre as comunidades de braquiuros obtidas a partir dessas estruturas.

Portanto, para viver em um determinado habitat, os organismos precisam ser capazes de ocupá-los e explorá-los, o que para muitos invertebrados se dá durante sua fase larval em estágios de dispersão (Brown & Lomolino, 2006). Neste sentido, esses habitats podem corresponder a um território delimitado, nos quais determinadas espécies podem se estabelecer e os organismos mais tolerantes às variações dos fatores ambientais obtêm maior sucesso no estabelecimento (Brown & Lomolino, 2006).

As estratégias de ocupação do substrato, por larvas, são geralmente abordadas por estudos de sucessão ecológica em comunidades bentônicas do substrato consolidado, os quais relatam a influência da dispersão planctônica entre as espécies bentônicas e a influência dos parâmetros que envolvem essa dispersão, como os fatores abióticos sobre as larvas, como temperatura e salinidade, e seus eventuais requerimentos quanto ao substrato para fixação (Keough & Raimondi, 1995).

O processo inicial de colonização de uma dada área ou habitat, realizado por larvas, parece responder por uma das principais fontes de variação da composição de espécies de diferentes comunidades (Sutherland, 1980). Essas variações da composição de espécies, portanto, podem alterar os mecanismos de recrutamento de larvas com forte poder competitivo, e dessa maneira alterar a determinação da estrutura e do modo como irá se desenvolver a comunidade resultante (Osman & Whitlatch, 1995).

O substrato consolidado pode proporcionar grande heterogeneidade espacial, ou ainda, substrato para organismos sésseis como macroalgas, esponjas e corais entre outros. Tais

organismos podem ser denominados como engenheiros de ecossistema e são capazes de criar microambientes, que por sua vez serão colonizados por outras espécies e assim abrigar uma comunidade particular (Thomson *et al.*, 2001). Neste sentido, vários estudos vêm sendo realizados com o intuito de analisar a estrutura e/ou dinâmica de uma comunidade em regiões do sublitoral consolidado, como no estudo de Mantelatto *et al.* (2004a), realizado na Ilha Anchieta, bem como os estudos relacionados substratos biogênicos, como recifes de areia de *Phragmatopoma lapidosa* Kinberg, 1867 por Pinheiro *et al.* (1997), colônias do briozoário *Schizoporella unicornis* (Johnston, 1847) por Mantelatto & Souza-Carey (1998), *Schizoporella errata* (Walters, 1878) por Morgado & Tanaka (2001), bancos da esponja-verde *Amphimedon viridis* Duchassaing & Michelotti, 1864 por Alves *et al.* (2012b) e bancos da alga *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820) por Barros-Alves *et al.* (in prep.).

3.) Estrutura e dinâmica da comunidade

A definição para o termo comunidade têm sido discutida por vários autores, principalmente quando se refere ao grau de interações que as populações apresentam entre si. Neste estudo adotou-se a definição oferecida por Krebs (2001), Dajoz (2005) e Brown & Lomolino (2006), no qual uma comunidade é dada como sendo um conjunto de populações de organismos, que vivem em uma determinada área ou habitat.

Anteriormente, uma comunidade ecológica era representada por uma simples lista de espécies, ou seja, a composição ou riqueza de espécies (Krebs, 1998). No entanto, apenas o registro da composição das espécies que compõem uma comunidade não permite o desenvolvimento de avaliações comparativas (Krebs, 1998; Ricklefs, 2003). Com isso, uma comunidade passou a ser entendida como uma investigação mais complexa, a qual considera também a estrutura e a dinâmica dessas comunidades (Gore *et al.*, 1981).

Neste sentido, a estrutura das comunidades refere-se às propriedades estáticas e pode ser avaliada com base no número de espécies, abundância relativa de tais espécies, além de suas características morfológicas, fisiológicas e comportamentais (Giller, 1984; Price, 1986). Portanto, as características populacionais das espécies, como densidade, razão sexual, tamanho dos indivíduos e estrutura etária são fundamentais para a compreensão do papel de cada uma dessas espécies e, conseqüentemente, o funcionamento de uma determinada comunidade (Begon *et al.*, 2007). Como cada espécie é responsável por desempenhar uma determinada função, torna-se necessário hierarquizar a importância ecológica dessas espécies presentes na comunidade.

Deste modo, diversos autores procuram hierarquizar as espécies de uma comunidade utilizando-se de diferentes técnicas, como segue: abundância relativa de cada espécie (*e.g.* Rilov & Benayahu, 1998; Perkol-Finkel & Benayahu, 2004), índice de constância, proposto por Dajoz (1983) (*e.g.* Mantelatto & Fransozo, 2000; Fransozo *et al.*, 2002; Mantelatto *et al.*, 2004a, b; Nebra *et al.*, 2011) e índice de valor biológico, proposto por McCloskey (1970) (*e.g.* Borges, 2002; Giordano, 2001).

Uma comunidade pode ser, também, caracterizada em função de sua dinâmica, seja ela em escala temporal e/ou espacial e, ainda, sobre as possíveis interações entre as populações presentes nessa comunidade (Brown & Lomolino, 2006; Begon *et al.*, 2007). Desse modo, com o objetivo de resumir as informações e facilitar a comparação intra e entre habitats, a dinâmica de uma comunidade pode ser avaliada com a análise de alguns parâmetros ecológicos, tais como abundância, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância (Soares-Gomes & Pires-Vanin, 2003; Begon *et al.*, 2007).

Essas comparações são necessárias, uma vez que esses parâmetros podem sofrer variações ao longo do tempo e/ou espaço, podendo produzir variações em determinadas comunidades (Ekman, 1953; Hedgpeth, 1957; Valentine, 1983; Myers, 1997; Krebs, 2001).

Assim, vários fatores podem influenciar a distribuição dos organismos, como a variação de temperatura e salinidade, a estabilidade climática e a heterogeneidade espacial, além de distúrbios físicos do ambiente, tipo de sedimento, disponibilidade de alimento e interações biológicas, como, por exemplo, competições inter e intraespecífica (Pires-Vanin, 1993; Bachelet *et al.*, 1996; Soares-Gomes & Pires-Vanin, 2003).

4.) Sucessão ecológica

A ocupação dos SA instalados no ambiente aquático está sujeita a sucessão ecológica, que pode ser entendida como um processo ordenado e previsível de alterações na composição, estrutura e dinâmica de uma comunidade, à medida que a comunidade oferece espaço para a invasão e o estabelecimento sucessivo de novas espécies ou colônias (Connell & Slatyer, 1977).

Neste sentido, a formação de um novo habitat pode estimular o início de um processo sucessional, sendo influenciada por condições geoclimáticas da área, pelas interações entre espécies coexistentes e, ainda, por modificações do ambiente natural, como é o caso da instalação de SA (Brower & Zar, 1984). Assim, essas modificações do ambiente que podem ocorrer quando se tem a formação de um novo habitat são resultantes da substituição gradual e progressiva de espécies, no qual pode envolver alterações na composição e biomassa dos organismos, bem como, nas características do ambiente (Brower & Zar, 1984).

De acordo com Brown & Lomolino (2006), a sucessão ecológica compreende duas teorias, sendo a primeira definida como sucessão determinística, previsível e convergente, ou seja, espécies pioneiras colonizam uma área e, então, modificam o local até o ponto que outro conjunto de espécies possa invadi-lo, competir e substituir as pioneiras; e uma segunda teoria, que define a sucessão pelas interações entre as espécies e suas modificações autogênicas,

ocasionadas por processos biológicos e, ainda, por condições locais, como por exemplo, desmatamento, poluição, entre outros.

As espécies pioneiras do processo de sucessão apresentam um conjunto de características, tais como alta fecundidade, alta capacidade de dispersão, além de crescimento rápido, quando os recursos são abundantes (Ricklefs & Miller, 1999; Rees *et al.*, 2001). Por outro lado, espécies secundárias reduzem os recursos para níveis abaixo daqueles requeridos por espécies pioneiras, excluindo-as por meio de competição (Begon *et al.*, 2007).

5.) Justificativa

O Brasil tem a segunda maior extensão litorânea da América Latina, área em que concentra cerca de 70% de sua população, em 75% dos principais centros urbanos dispostos ao longo do litoral, numa região que se estende por 17 estados e acomoda mais de 400 municípios (PROBIO, 1999). Com isso, os ambientes costeiros vêm sofrendo com a ação antropogênica, as quais incluem práticas de pesca comercial e esportiva, instalação de maricultura, transporte marítimo, mergulho recreativo, uso de terminais portuários, plataforma para extração de petróleo, entre outras.

Nesse sentido, os SA vêm sendo utilizados como uma potencial ferramenta para a restauração de habitats marinhos perturbados, aumentando a área de recrutamento e reprodução para diversos organismos (Bohnsack & Sutherland, 1985; Carr & Hixon, 1997; Seaman & Jensen, 2000) e, ainda, utilizados para várias aplicações, incluindo o aumento da produção de pesca, aquicultura, bem como para o mergulho recreativo, contribuindo para com a conservação da biodiversidade do ambiente natural (Bohnsack & Sutherland, 1985; Polovina 1991; Ardizzone *et al.*, 1996; Pickering *et al.* 1998; Barnabé *et al.*, 2000), como habitat adicional para algumas espécies, podendo promover o aumento da biodiversidade em regiões costeiras impactadas, proteção de ambientes costeiros e, ainda, para testar algumas

teorias ecológicas (van Treeck & Schuhmacher, 1999; Seaman & Jensen, 2000; Baine, 2001; Seaman, 2002). A disponibilidade dessas estruturas pode reduzir a ação antropogênica próximo ao ambiente natural e assim facilitar a reabilitação de diversas áreas (Rilov & Benayahu, 1998; Wilhelmsson *et al.*, 1998).

A utilização dos SA pode permitir uma padronização da área amostral, contribuindo para a obtenção de resultados mais precisos que aqueles obtidos em amostragens diretas no ambiente natural (Carvalho & Uieda, 2004). Porém, ao construir um SA deve-se levar em conta o tipo de material utilizado (Baine, 2001), o tamanho (*e.g.* Oren & Benayahu, 1997; Rilov & Benayahu, 2000), a complexidade e a durabilidade do substrato (Connell & Jones, 1991).

Neste sentido, estudos de ocupação e instalação de organismos que envolvem o processo de sucessão ecológica de comunidades animais podem fornecer informações para a construção e ampliação do conhecimento acerca da dinâmica e funcionamento das comunidades (Foster, 1975), pois os padrões de recolonização são consequências das adaptações fisiológicas das espécies, seus ciclos de vida, padrões demográficos e interações inter e intraespecíficas (Tanner *et al.*, 1994). Além disso, essas informações subsidiam avaliações de áreas sujeitas a perturbações ambientais, bem como o estabelecimento de programas de monitoramento costeiro e de manejo, com interesse na sustentabilidade e conservação da biodiversidade.

No entanto, apesar dos diversos estudos realizados sobre os SA, ainda existem lacunas de conhecimento sobre seu desempenho e aplicações e permanece a necessidade de determinar o período de tempo necessário para o desenvolvimento da comunidade nos substratos artificiais, além das fases iniciais da sucessão (Wendt *et al.* 1989; Perkol-Finkel & Benayahu, 2005).

Objetivos



Objetivos

1.) Objetivo geral

Descrever a ocupação de substratos artificiais (SA) por caranguejos braquiuros, no sublitoral rochoso no Ilhote das Couves, litoral norte do Estado de São Paulo, por meio das análises de estrutura, dinâmica temporal e sucessão ecológica da comunidade desses caranguejos.

2.) Objetivos específicos

- Descrever a estrutura da comunidade de braquiuros associados aos SA no Ilhote das Couves, litoral norte paulista, com ênfase na composição das espécies, tamanho, categoria demográfica e razão sexual dos indivíduos e nos índices ecológicos aplicados às espécies, tais como abundância relativa, ocorrência relativa e equidade;

- Descrever o processo inicial de sucessão ecológica desses braquiuros, bem como avaliar a correlação desses caranguejos com a fauna acompanhante registrada nos SA;

- Descrever a dinâmica temporal da comunidade de braquiuros associados aos SA no Ilhote das Couves, litoral norte paulista, por meio da análise mensal dos parâmetros ecológicos, tais como abundância absoluta, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância;

- Avaliar a influência dos fatores ambientais selecionados, tais como temperatura e salinidade, sobre os parâmetros ecológicos, bem como a ação temporal sobre os SA durante o período em que permaneceram submersos.

Material & Métodos



Material & Métodos

1.) Local de estudo e amostragens

Os substratos artificiais (SA) foram instalados e ancorados aleatoriamente, no sublitoral rochoso, ao longo da face abrigada do Ilhote das Couves ($23^{\circ}25'15''\text{S}$ - $44^{\circ}51'39''\text{W}$) (Figura 1, 2 e 3), no qual está localizado no município de Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo. A instalação dos SA foi realizada durante sessão de mergulho autônomo, no período diurno, em profundidades entre 5 e 10 metros, onde se encontra a interface com o substrato não consolidado (Figura 4).

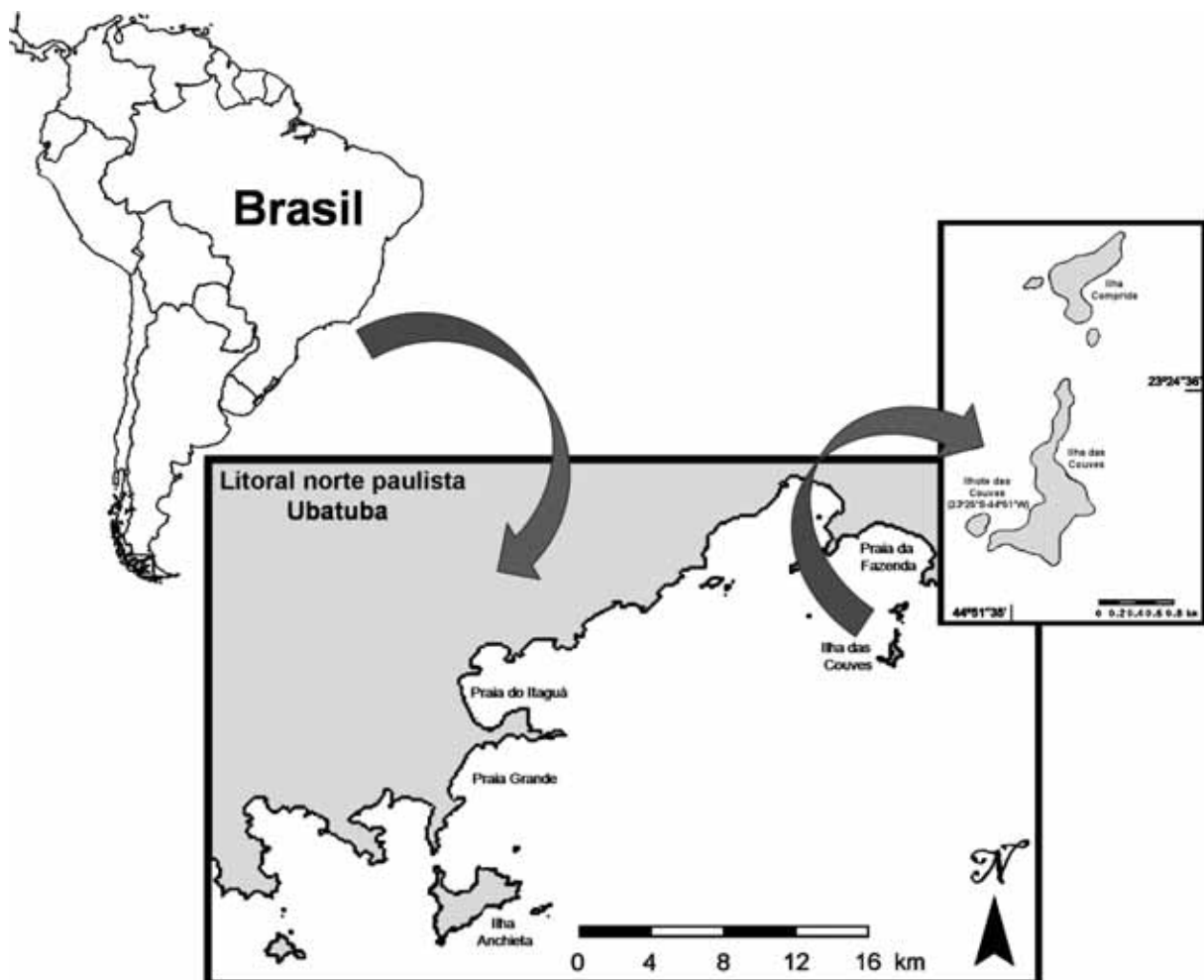


Figura 1. Mapa do Brasil. Destaque para a região de Ubatuba e Ilhote das Couves, litoral norte do Estado de São Paulo.



Figura 2. Imagens de satélite do local de amostragem. A) Região de Ubatuba; B) Em destaque, o arquipélago das Couves, com a Ilha Comprida, Ilha das Couves e Ilhote das Couves; C) Em destaque (amarelo), área na qual foram instalados os substratos artificiais.



Figura 3. Ilhote das Couves ao fundo, litoral norte paulista (**Imagem: Pedro Paulo Orabona**).



Figura 4. Mergulhador durante procedimento de recuperação dos substratos artificiais no sublitoral rochoso do Ilhote das Couves, litoral norte paulista (**Imagem: Manoel Ignacio Rocha de Moraes**).

2.) Desenho experimental

Quinze unidades de SA de concreto foram construídas e ornamentadas com fibra sintética, tubo plástico e brita (dimensões: 40cm X 25cm X 10cm e 16kg). Cada SA possui também cabos nas laterais para facilitar o seu manuseio (Figura 5).

Em fevereiro de 2010, os SA foram instalados, sendo três réplicas para cada estação amostral. A partir do momento de instalação (T0), três SA foram recuperados, aleatoriamente, após um mês de submersão, o que corresponde ao tempo inicial (T1). Após esse procedimento, três substratos foram recuperados a cada três meses, sendo esta operação repetida a cada trimestre até completar um ciclo anual, sendo os últimos três retirados em março de 2011. Dessa maneira, incluindo o tempo inicial, foram feitas cinco observações da colonização dos substratos, conforme apresentado na Tabela 1.

A recuperação dos SA foi realizada com três mergulhadores. Primeiramente, os mergulhadores localizaram o SA que seria recuperado e quando localizado, dois deles amarraram uma corda de nylon com uma boia em sua extremidade, em cada um dos cabos laterais do AS (Figura 6A), enquanto que o outro mergulhador amarrou o colete extra (Figura 6B) a essa corda de nylon. Este colete foi inflado até que o substrato fosse desprendido do fundo e neste mesmo instante, os outros dois mergulhadores envolveram o SA em embalagem plástica e posteriormente em embalagem de nylon (Figura 6C e D), sendo essas fechadas com braçadeiras plásticas, com o intuito de prevenir a fuga dos animais associados aos substratos. Com o substrato envolvido nessas embalagens, o mesmo foi devolvido ao fundo, assim que o colete foi desinflado. Em seguida, a corda de nylon com a boia na extremidade (Figura 6E) foi liberada até a superfície. Após este procedimento ser repetido para os três SA, estes foram trazidos a bordo da embarcação pelos mergulhadores (Figura 6F), nos quais foram localizados pela boia flutuando na superfície.

Ainda a bordo, todos os SA recuperados e foram acondicionados isoladamente em caixas de marfinito contendo água do local de coleta e foram transportados para o Laboratório de Biologia Marinha da Universidade de Taubaté, em Ubatuba.



Figura 5. Modelo do substrato artificial instalado no Ilhote das Couves. A) antes da instalação, B) após a recuperação.

Tabela 1. Cronograma que indica o tempo, em dias, que os substratos artificiais ficaram submersos, desde sua instalação (T0) até o final do período amostral (T5).

Data	Tempo de submersão (dias)
fevereiro/2010 – T0	0
março/2010 - T1	37
julho/2010 - T2	140
outubro/2010 - T3	232
dezembro/2010 - T4	303
março/2011 - T5	400



Figura 6. Procedimento de recuperação dos substratos artificiais. A) Mergulhador amarrando corda de naylor no substrato artificial; B) Mergulhador com colete extra; C e D) Substrato artificial sendo envolvido por embalagem plástica e de naylor; E) Cabo com boia sendo amarrado ao substrato devidamente ensacado; F) Substrato artificial trazido a bordo da embarcação (Imagem: Manoel Ignacio Rocha de Moraes).

3.) Procedimento laboratorial

Em laboratório, os SA foram submetidos à triagem, separando-se os caranguejos braquiuros e a fauna acompanhante. As megalopas e indivíduos jovens menores que 4 mm de largura de carapaça foram mantidos vivos, em laboratório, até atingirem morfologia que permitisse a sua identificação ao nível de espécie. Os caranguejos presentes nos SA foram preservados em álcool 70% e identificados, quando possível, ao nível de espécie, com base em bibliografia especializada (Melo, 1996), bem como consulta aos especialistas na sistemática do grupo, Prof. Dr. Marcos Domingos Siqueira Tavares e Prof. Dr. Gustavo Augusto Schmidt de Melo, do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Somente as espécies de caranguejos braquiuros identificados ao nível de espécie foram utilizadas nas análises. Os exemplares de caranguejos braquiuros obtidos nos SA foram mantidos, como material testemunho, na Coleção Científica de Carcinologia do Laboratório de Biologia Marinha da Universidade de Taubaté (UNITAU).

4.) Estrutura da comunidade

Os caranguejos obtidos foram mensurados quanto à maior largura de carapaça (LC), com paquímetro de precisão 0,1mm, ou, alternativamente, por meio de microscópio estereoscópico óptico, equipado com ocular micrométrica. As megalopas e indivíduos jovens menores que 4 mm de largura de carapaça mantidos vivos, em laboratório, foram mensurados antes de serem submetidos à criação. O sexo e a fase de desenvolvimento (juvenil ou adulto) foram identificados de acordo com as características morfológicas do abdome e seus apêndices. A seguir, os exemplares foram agrupados em cinco categorias demográficas: fêmea adulta = com abdômen alargado, cobrindo quase toda a superfície ventral do tórax, pléopodos providos de cerdas; macho adulto = com o abdome estreito, com dois pares de

pleópodos; macho e fêmea jovens = com 2 e 4 pares de pleópodos desprovidos de cerdas, respectivamente (ver Haefner, 1990).

A razão sexual das espécies foi estimada como sendo o quociente entre o número de machos e o número total de indivíduos da amostra. Assim, valores superiores ou inferiores a 0,5 indicam desvios favoráveis para machos ou fêmeas na população, respectivamente. Para cada espécie, a razão sexual foi testada utilizando-se teste Binomial ($\alpha = 0,05$) (Wilson & Hardy, 2002). A razão sexual foi estimada somente para as espécies que apresentaram mais de 10 indivíduos nas amostras.

A abundância relativa (AbR) foi calculada para cada espécie, representada por:

$$AbR = n/N$$

em que:

n = total absoluto da abundância registrada para uma dada espécie;

N = total de indivíduos registrados em todo programa amostral

A ocorrência relativa (OR) de cada espécie, também foi calculada, representada por:

$$OR = p_j/P$$

em que:

p_j = número de amostras com ocorrência da espécie “j”

P = número total de amostras

Além desses, a equidade (E') foi calculada para cada espécie, sendo representada por:

$$E = \frac{Levins_j}{\ln(p_j)}$$

no qual:

$$Levins_j = - \sum_{i=1}^N AbR_{i,j} \cdot \ln(AbR_{i,j})$$

em que:

p_j = número de amostras com ocorrência da espécie “j”

$AbR_{i,j}$ = abundância relativa da espécie “j” na amostra “i”

As espécies foram agrupadas de acordo com o índice de dissimilaridade de Gower para o modo R (Legendre & Legendre, 2003), com o objetivo de se estimar a importância ecológica das espécies presentes na comunidade. A análise de agrupamento foi realizada por meio do método da média aritmética ponderada UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) (Zar, 2010), sendo representada na forma de dendrograma. Os grupos foram formados a partir de 70% de similaridade. A abundância relativa e a ocorrência relativa foram utilizadas como parâmetros para a construção do *cluster*, sendo os registros transformados em *Z-scores*, com o intuito de padronizar as variáveis, devido a multidimensionalidade dos índices utilizados (Lepš & Šmilauer, 2003). O índice de dissimilaridade de Gower foi utilizado devido a sua maior eficiência e robustez (Lim & Khoo, 1995) e, ainda, devido ao fato de aceitar valores negativos na matriz de entrada para o cálculo das distâncias. Tal característica tornou-se importante por causa da necessidade de transformação dos resultados originais pelo método de *Z-scores*.

Foi aplicada a análise de correlação cofenética (Sokal & Rohlf, 1962) associada à análise de agrupamento, e assim, aumentar a confiabilidade da interpretação do dendrograma

(Kopp *et al.*, 2007) e como critério de fidelidade foi adotado o valor do coeficiente de correlação cofenética (r_c) de 0,80 (Romesburg, 1985).

5.) Dinâmica da comunidade

5.1) Processo sucessional

- Lista de espécies da fauna acompanhante

Os organismos representantes da fauna acompanhante também foram removidos dos SA e preservados em álcool 70%. Estes organismos foram identificados até classe e/ou infraordem e mensurados para determinação da biomassa, como peso úmido, em balança digital de precisão de 0,001g. Os exemplares da fauna acompanhante obtidos nos SA foram mantidos, como material testemunho, na Coleção Científica de Carcinologia do Laboratório de Biologia Marinha da Universidade de Taubaté (UNITAU).

- Relação entre caranguejos e fauna acompanhante

A fim de facilitar a interpretação e visualização de comparações de pares entre os períodos analisados, foi realizada a análise multidimensional não métrica (*Multi Dimensional Scaling* ou nMDS) a qual foi construída a partir de uma matriz de dissimilaridade calculada a partir da distância de Bray-Curtis (Clarke, 1993; Clarke & Warwick, 2001). Essas ordenações nMDS foram realizadas para a fauna de caranguejos braquiuros e para a fauna acompanhante.

Diferenças na composição das comunidades de caranguejos braquiuros e da fauna acompanhante entre os períodos amostrados foram testados utilizando a análise de similaridade não paramétrica *one-way* ANOSIM. Comparações pares entre os períodos amostrados foram realizadas quando o valor global de R do teste ANOSIM foi significativo

($p < 0,10$), pois com três réplicas para cada período o nível de significância não deve ser inferior a 0,10 (Clarke & Gorley, 2006).

O teste de Mantel (Mantel, 1967) é um teste de permutação e foi realizado para verificar a correlação entre as matrizes de dissimilaridade da fauna de caranguejos braquiuros e da fauna acompanhante. Essas matrizes de dissimilaridade foram calculadas a partir da distância de Bray-Curtis ($p < 0,10$).

A análise de agrupamento foi utilizada para estimar a similaridade entre a abundância registrada para as espécies e os períodos amostrados, sendo as espécies agrupadas de acordo com o índice de similaridade de Bray-Curtis, no qual foi realizada por meio do método da média aritmética ponderada UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) (Zar, 2010), sendo representada na forma de dendrograma. Neste caso, o índice de similaridade de Bray-Curtis foi utilizado pois trata-se apenas de resultados de abundância, não sendo necessária a transformação dos resultados (Legendre & Legendre, 2003). Foi aplicada a análise de correlação cofenética (Sokal & Rohlf, 1962) associada à análise de agrupamento, sendo utilizado como critério de fidelidade o valor de $r_c = 0,80$ (Romesburg, 1985).

- Abundância e ocorrência relativa entre as réplicas

A abundância relativa (AbR_R) das espécies foi calculada para cada período, sendo representada por:

$$AbR_R = n/N$$

em que:

n = total absoluto da abundância registrada nas três réplicas

N = total de indivíduos registrados em cada período

A ocorrência relativa (OR_R) das espécies foi calculada entre as réplicas, representada por:

$$OR_R = p/P$$

em que:

p = número de réplicas contendo uma determinada espécie

P = número total de réplicas

A abundância relativa e ocorrência relativa entre as réplicas foram utilizadas como parâmetros para a construção do *cluster* por período, no qual as espécies foram agrupadas de acordo com o índice de dissimilaridade de Gower para o modo R (Legendre & Legendre, 2003). A análise de agrupamento foi realizada por meio do método da média aritmética ponderada UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) (Zar, 2010), sendo novamente representada na forma de dendrograma. Os grupos foram formados a partir de 70% de similaridade. Os resultados de abundância relativa e a ocorrência relativa entre as réplicas foram transformados em *Z-scores* (Lepš & Šmilauer, 2003). Foi aplicada a análise de correlação cofenética (Sokal & Rohlf, 1962) associada à análise de agrupamento, sendo utilizado como critério de fidelidade o valor de $r_c = 0,80$ (Romesburg, 1985).

- Entrada e saída das espécies

Utilizou-se, também, o índice de “turn-over” (Giordano, 2001) para expressar a relação entre perda e ganhos de espécies em função temporal, representado por:

$$T = \frac{L}{S_{T_n}} + \frac{G}{S_{T_{n+1}}}$$

em que:

L = número de espécies presentes no tempo T_n e ausentes no tempo T_{n+1} (espécies perdidas)

G = número de espécies ausentes no tempo T_n e presentes no tempo T_{n+1} (espécies ganhas)

S_{T_n} = número de espécies no tempo T_n e $S_{T_{n+1}}$ = número de espécies no tempo T_{n+1}

5.2) Variação temporal dos parâmetros ecológicos

A dinâmica da comunidade foi avaliada por meio da variação temporal dos seguintes parâmetros ecológicos:

- Abundância absoluta

A abundância absoluta (n_i) é representada pelo número de indivíduos registrados nas amostras.

- Riqueza e curva de espécies acumuladas

A riqueza (S) é representada pelo número absoluto de espécies presentes na comunidade (McIntosh, 1967).

- Diversidade de Shannon-Wiener e Índice de Rarefação

Para a análise da diversidade, foram utilizados os índices de Shannon (1948) e as curvas de rarefação de Sanders (1968).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é representado pela seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \log_2 p_i$$

em que:

$$p_i = n_i/N$$

n_i = abundância absoluta da espécie “i”

N = número total de indivíduos na amostra

As curvas de rarefação de Sanders (1968) foram calculadas para todos os períodos amostrados, representadas pela seguinte fórmula:

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^s \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

em que:

$E(\hat{S}_n)$ = número de espécies esperadas em uma amostra aleatória de n indivíduos

s = número total de espécies na coleção inteira

n_i = abundância absoluta da espécie “i”

N = número total de indivíduos na amostra = $\sum N_i$

n = valor do tamanho da amostra (número de indivíduos) utilizado para a padronização

- Equitabilidade de Pielou

O índice de equitabilidade (J') foi calculado pelo modelo proposto por Pielou (1966), o qual é representado pela equação:

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

em que:

H' = diversidade de Shannon

S = número de espécies

- Dominância de Berger-Parker

A dominância (D) foi estimada pelo modelo proposto por Berger-Parker (1970), representada por:

$$D = \frac{N_{m\acute{a}x}}{N_{total}}$$

em que:

$N_{m\acute{a}x}$ = número de indivíduos da espécie mais abundante

N_{total} = número total de indivíduos na amostra

- Correlação entre os parâmetros ecológicos

Os resultados obtidos com a utilização dos índices ecológicos, como abundância absoluta, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância, nos períodos amostrados foram comparados por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,10$). Foi realizada uma análise de correlação de Spearman's entre os resultados dos índices ecológicos ($p < 0,10$) (Zar, 2010). Em uma comunidade natural é esperado que muitas dessas correlações sejam significativas (Ricklefs & Miller, 1999; Begon *et al.*, 2007), porém, vários estudos já demonstraram o

inverso (e.g. Alves *et al.*, 2012b). Assim, a interpretação dos resultados destas correlações pode facilitar o entendimento sobre os processos atuante sobre a referida comunidade.

- Relação entre parâmetros ecológicos e ambientais

Em cada período, amostras de águas foram coletadas no Ilhote das Couves para as análises da influência dos parâmetros ambientais, nas quais foram tomadas as medidas de temperatura e salinidade por meio de computador de mergulho. A associação entre os parâmetros ecológicos e fatores abióticos, além do tempo de exposição foi avaliada por meio de uma regressão linear simples ($\alpha = 0,10$). Todos os resultados utilizados na análise de regressão foram logaritmizados na base 10.

Resultados



1.) Estrutura da comunidade

1.1) Composição de espécies

O número total de braquiuros obtido nos substratos artificiais (SA) foi de 521, abrangendo 8 famílias, 18 gêneros e 25 espécies (Tabela 2; Figura 7 e 8). Do total de indivíduos capturados, que não puderam ser identificados até o nível de espécie, três foram identificados como pertencentes à superfamília Majoidea e 73 como integrantes da família Panopeidae. Além destes, registrou-se um exemplar de braquiuro na fase de megalopa, o qual pode ser atribuído à espécie *Cronius ruber*, sendo identificado em fase juvenal após período de criação.

Das espécies capturadas, apenas quatro foram registradas em todas as categorias demográficas, *Mithraculus forceps*, *Podochela gracilipes*, *Hexapanopeus paulensis*, *?Micropanope nuttingi* e *Micropanope sculptipes* (Tabela 2). Além disso, foram registradas fêmeas ovígeras de *Microphrys bicornutus*, *Podochela algicola* e *Epialtus bituberculatus*. Não foi possível a identificação do sexo em alguns indivíduos das seguintes espécies: *M. forceps*, *Mithrax tortugae*, *?M. nuttingi* e *?Cataleptodius parvulus*, os quais foram denominados como “não sexáveis” (NS) e representaram menos de 5% do total de indivíduos capturados. Para *C. ruber* registrou-se somente indivíduos jovens. Foram amostrados apenas indivíduos jovens de *Cronius ruber*. Não foram registradas fêmeas ovígeras em *C. ruber*, *Hexapanopeus caribbaeus*, *Panopeus harttii* e *Panopeus rugosus*. A estrutura da comunidade de caranguejos braquiuros foi representada por cerca de 70% de indivíduos jovens (Tabela 2).

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiuros

Tabela 2. Composição e número de indivíduos nas categorias demográficas das espécies amostradas nos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, de março de 2010 a março de 2011.

Família/Espécies	NS	MJ	MA	FJ	FA	FO	Total
Menippidae Ortmann, 1893							
<i>Menippe nodifrons</i> Stimpson, 1859		1					1
Epialtidae MacLeay, 1838							
<i>Acanthonyx scutiformis</i> (Dana, 1851)		1					1
<i>Epialtus bituberculatus</i> H. Milne		7	1	8		2	18
<i>Apiomithrax violaceus</i> (A. Milne		1			2		3
Inachidae MacLeay, 1838							
<i>Podochela algicola</i> (Stebbing, 1914)						1	1
<i>Podochela gracilipes</i> Stimpson, 1871		8	4	1	3	13	29
<i>Stenorhynchus seticornis</i> (Herbst, 1788)				1			1
Majidae Samouelle, 1819							
<i>Microphrys bicornutus</i> (Latreille, 1825)						1	1
<i>Mithraculus forceps</i> (A. Milne-	14	47	6	41	3	6	117
<i>Mithrax tortugae</i> Rathbun, 1920	1	1		3			5
<i>Teleophrys ornatus</i> Rathbun, 1901		1					1
Pilumnidae Samouelle, 1819							
<i>Pilumnus reticulatus</i> Stimpson, 1860				3			3
<i>Pilumnus spinosissimus</i> Rathbun, 1898		1		4			5
Portunidae Rafinesque, 1815							
<i>Cronius ruber</i> (Lamarck, 1818)		3		6			9
Panopeidae Ortmann, 1893							
<i>Acantholobulus schmitti</i> (Rathbun,		1		1			2
<i>Hexapanopeus angustifrons</i> (Benedict		4	1	1			6
<i>Hexapanopeus caribbaeus</i> (Stimpson,		11	2	8			21
<i>Hexapanopeus paulensis</i> Rathbun, 1930		14	1	15	4	2	36
<i>Panopeus austrobesus</i> Williams, 1983		2		2			4
<i>Panopeus harttii</i> Smith, 1869		12	1	24	1		38
<i>Panopeus occidentalis</i> Saussure, 1857		3	1	1			5
<i>Panopeus rugosus</i> A. Milne Edwards,		15	2	19	1		37
Xanthidae MacLeay, 1838							
? <i>Cataleptodius parvulus</i> (Fabricius,	1	5	1				7
? <i>Micropanope nuttingi</i> (Rathbun, 1898)	1	5	16	3	4	4	33
<i>Micropanope sculptipes</i> Stimpson, 1871		6	7	17	16	15	61
Total Geral	17	149	43	158	34	44	445

Legenda: NS = Não sexável; MJ = Macho Jovem; MA = Macho Adulto; FJ = Fêmea Jovem; FA = Fêmeas Adulta; FO = Fêmea Ovígera.

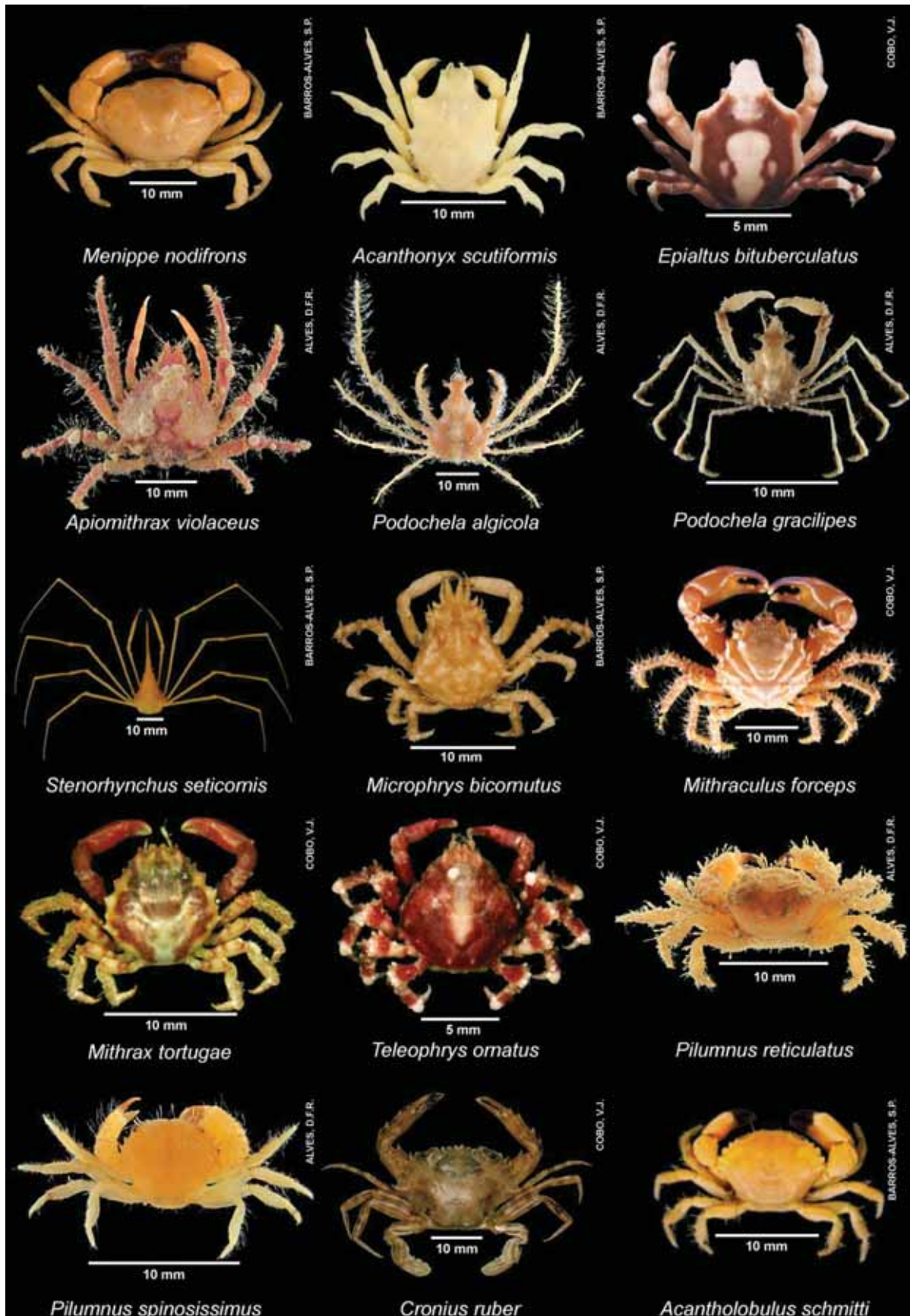


Figura 7. Caranguejos braquiuros registrados nos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, litoral norte paulista.

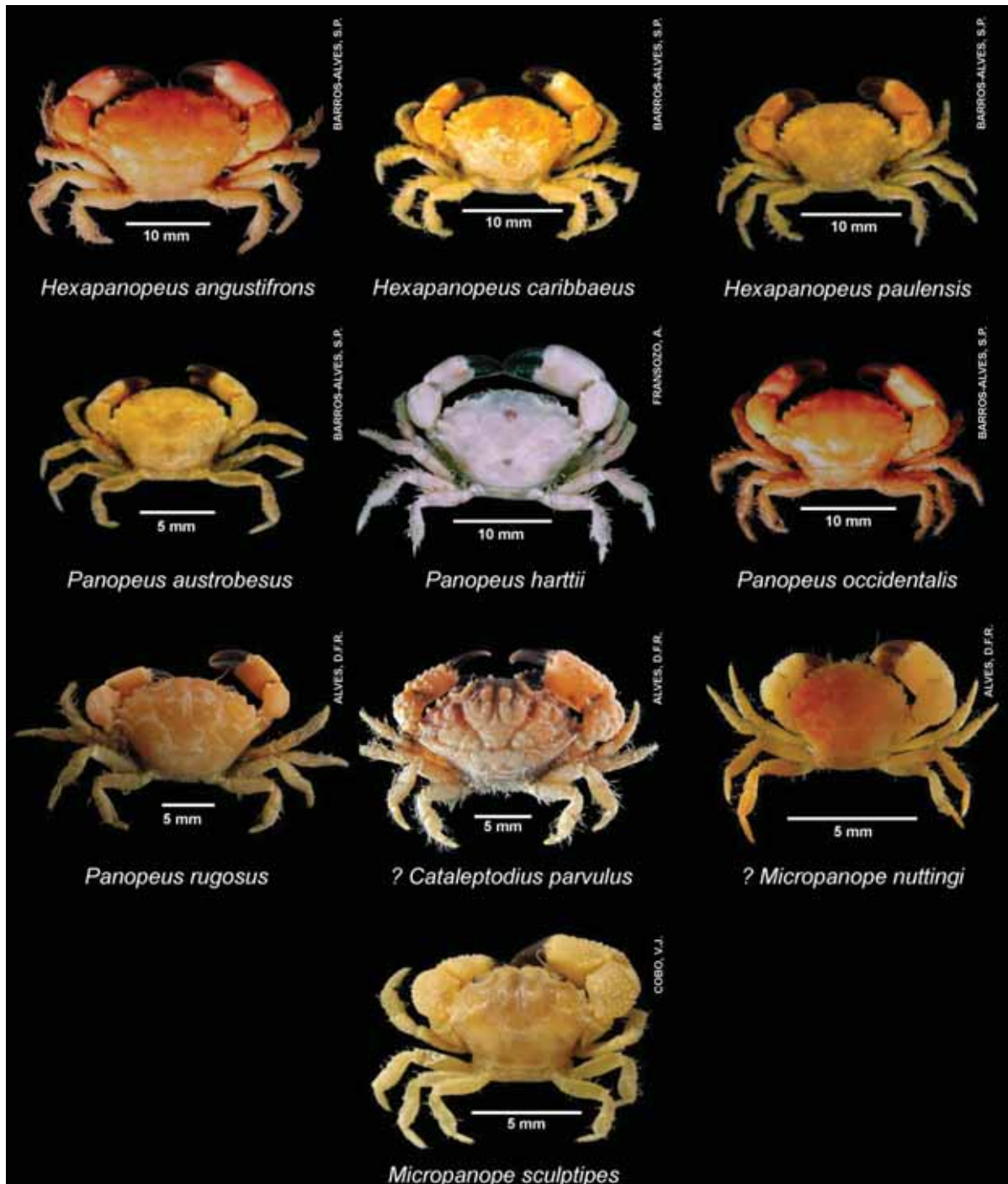


Figura 8. Caranguejos braquiuros registrados nos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, litoral norte paulista.

O menor caranguejo capturado foi um exemplar de *M. forceps*, medindo 1,40 mm LC, enquanto que um indivíduo de *Apiomithrax violaceus* foi o maior exemplar com 17,10 mm LC e para o qual foi registrada a maior média de tamanho, $12,33 \pm 6,52$ mm LC (Figura 9). O tamanho médio superior a 5 mm LC foi registrada para as seguintes espécies, *H. caribbaeus*, *T. ornatus*, *M. forceps*, *H. paulensis*, *C. parvulus*, *M. bicornutus*, *H. angustifrons*, *P. occidentalis*, *A. schimitti*, *C. ruber*, *M. tortugae*, *A. violaceus* e *P. algicola*. Para o geral da amostra, o tamanho médio dos caranguejos capturados foi de $5,00 \pm 2,48$ mm LC, sendo cerca de 65% dos indivíduos capturados foram registrados com tamanhos menores que 5 mm LC, ou seja, menores que a média dos caranguejos capturados (Figura 9).

Para a maioria das espécies, com mais de 10 indivíduos, verificou-se maior quantidade de fêmeas (Figura 10). Porém desvios significativos na razão sexual a favor das fêmeas foram observados somente para *Panopeus hartti* (teste binomial; $p=0,043$), em que a razão sexual variou de 0,20 a 0,51, com uma média de 0,34 e para *M. sculptipes* (teste binomial; $p=0,00001$), em que as fêmeas representaram aproximadamente 80% dos indivíduos amostrados dessa espécie, em que a razão sexual variou de 0,12 a 0,33, com uma média de 0,21 (Figura 10).

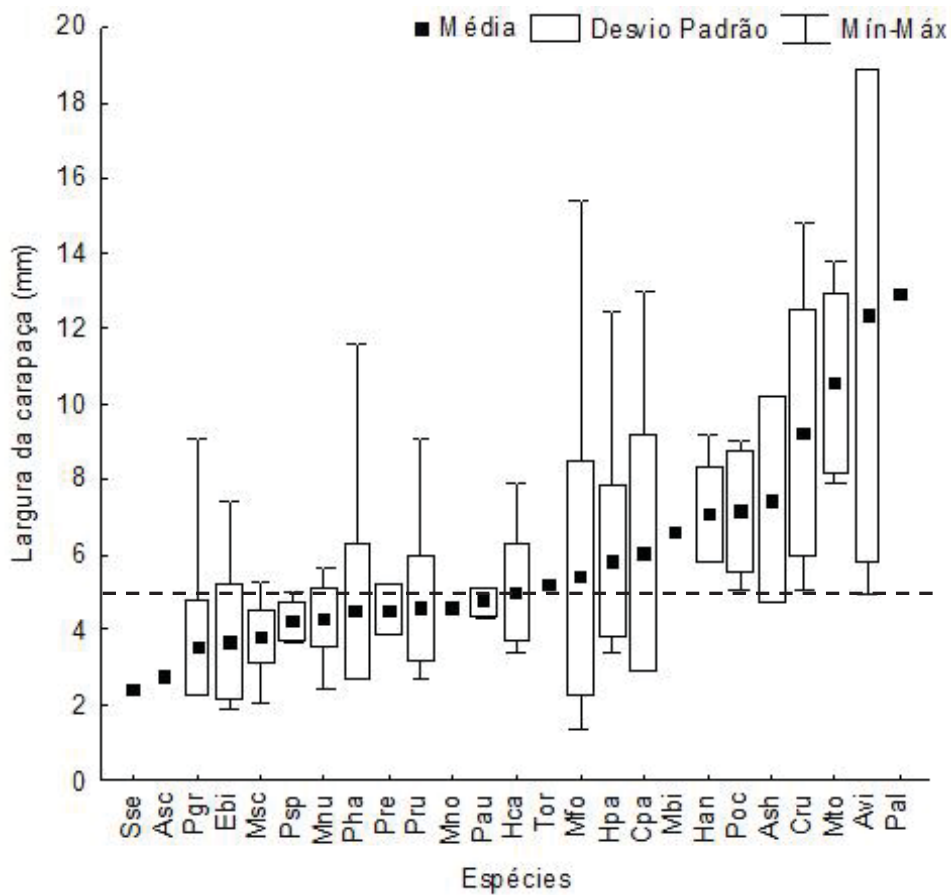


Figura 9. Amplitude de tamanho, tamanho médio e desvio padrão das espécies observadas nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Legenda: *Sse* = *Stenorhynchus seticornis*; *Asc* = *Acanthonyx scutiformis*; *Pgr* = *Podochela gracilipes*; *Ebi* = *Epialtus bituberculatus*; *Msc* = *Micropanope sculptipes*; *Psp* = *Pilumnus spinosissimus*; *Mnu* = *Micropanope nuttingi*; *Pha* = *Panopeus harttii*; *Pre* = *Pilumnus reticulatus*; *Pru* = *Panopeus rugosus*; *Mno* = *Menippe nodifrons*; *Pau* = *Panopeus austrobesus*; *Hca* = *Hexapanopeus caribbaeus*; *Tor* = *Teleophrys ornatus*; *Mfo* = *Mithraculus forceps*; *Hpa* = *Hexapanopeus paulensis*; *Cpa* = *Cataleptodius parvulus*; *Mbi* = *Microphrys bicornutus*; *Han* = *Hexapanopeus angustifrons*; *Poc* = *Panopeus occidentalis*; *Ash* = *Acantholobulus schmitti*; *Cru* = *Cronius ruber*; *Mto* = *Mithrax tortugae*; *Avi* = *Apiomithrax violaceus*; *Pal* = *Podochela algicola*.

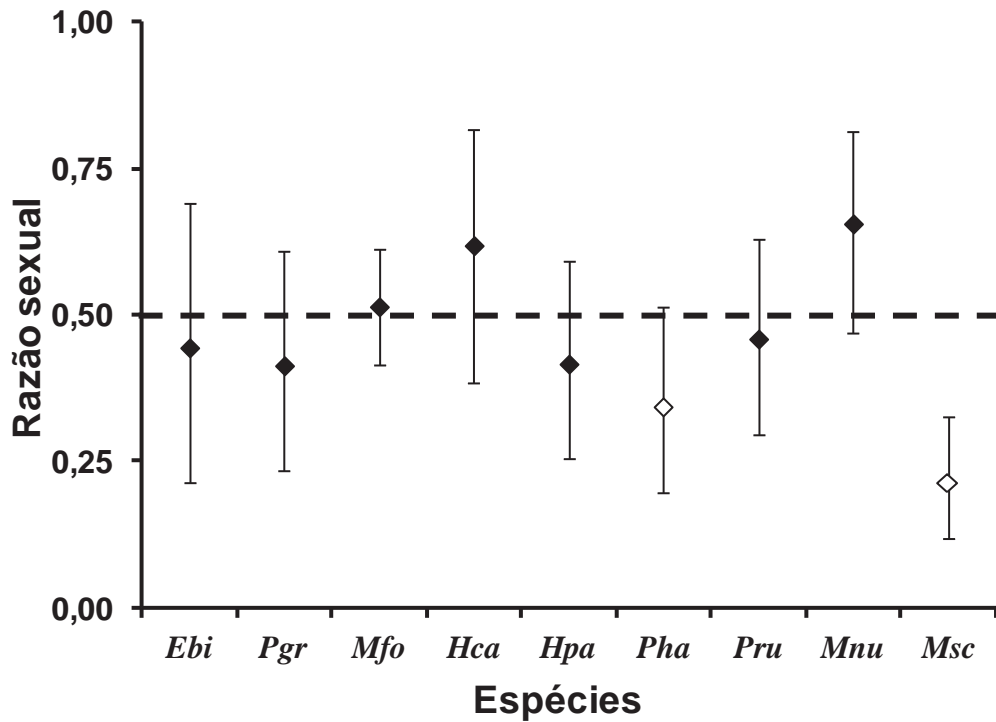


Figura 10. Razão sexual das espécies pertencentes amostradas nos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, de março de 2010 a março de 2011 (\diamond = Diferença significativa, $p < 0,05$). Legenda: *Ebi* = *Ebialtus bituberculatus*; *Pgr* = *Podochela gracilipes*; *Mfo* = *Mithraculus forceps*; *Hca* = *Hexapanopeus caribbaeus*; *Hpa* = *Hexapanopeus paulensis*; *Pha* = *Panopeus harttii*; *Pru* = *Panopeus rugosus*; *Mnu* = *Micropanope nuttingi*; *Msc* = *Micropanope sculptipes*.

1.2) Hierarquização das espécies

Em relação ao número de indivíduos, as superfamílias Xanthoidea e Majoidea foram as mais representativas, com cerca de 50 e 30%, respectivamente, do total de braquiuros amostrados nos SA (Tabela 3). Do total de indivíduos capturados, o caranguejo-aranha *M. forceps* foi o mais abundante, com 117 indivíduos ($AbR = 0,263$), seguido de *M. sculptipes*, com 61 indivíduos ($AbR = 0,137$) (Tabela 3). Por outro lado, algumas espécies foram registradas apenas uma vez durante todo o programa amostral, *Menippe nodifrons*, *Acanthonyx scutiformis*, *P. algicola*, *Stenorhynchus seticornis*, *M. bicornutus* e *Teleophrys ornatus*, representando menos de 2% do total amostrado (Tabela 3).

Das espécies mais abundantes, apenas *M. forceps* foi registrada em todas as amostras, apresentando o valor máximo de ocorrência relativa (1,00), enquanto que *M. sculptipes* foi registrada em 80% das amostras. *Hexapanopeus caribbaeus* e *P. harttii* foram registrados em 100% das amostras, porém em baixa abundância relativa (0,047 e 0,085, respectivamente). Considerando todas as espécies, oito delas foram registradas em apenas uma das amostras (Tabela 3). Apenas para *Acantholobulus schimitti*, *Panopeus austrobesus* e *A. violaceus* foram registrados valores de equitatividade igual a 1,00. Das espécies mais abundantes, *M. forceps* e *M. sculptipes* apresentaram 0,94 e 0,45 de equitatividade, respectivamente (Tabela 3).

A comunidade de caranguejos braquiuros amostrada foi constituída por três grupos (A, B e C), dos quais representam mais de 70% de similaridade entre eles: “A”, representou menos de 30% de similaridade com “B” e “C”, sendo constituído por apenas uma espécie, *M. forceps*; “B”, consistiu de 7 espécies, ou seja, 28% das espécies registradas, *H. caribbaeus*, *P. harttii*, *P. gracilipes*, *H. paulensis*, *P. rugosus*, *C. ruber* e *M. sculptipes*, apresentando mais de 80% de similaridade entre elas; “C”, registrou 68% do total de espécies amostradas, ou seja, 17 espécies, apresentando menos de 60% de similaridade com “B” (Figura 11).

Tabela 3. Número de indivíduos, abundância relativa, ocorrência relativa e equidade das espécies amostradas nos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, de março de 2010 a março de 2011.

Família/Espécies	Cód	N	AbR	OR	E'
Menippidae Ortmann, 1893					
<i>Menippe nodifrons</i> Stimpson, 1859	Mno	1	0,002	0,20	-
Epiplatidae MacLeay, 1838					
<i>Acanthonyx scutiformis</i> (Dana, 1851)	Asc	1	0,002	0,20	-
<i>Epiplatus bituberculatus</i> H. Milne Edwards, 1834	Ebi	18	0,040	0,60	0,59
<i>Apiomithrax violaceus</i> (A. Milne Edwards, 1851)	Avi	3	0,007	0,60	1,00
Inachidae MacLeay, 1838					
<i>Podocheila algicola</i> (Stebbing, 1914)	Pal	1	0,002	0,20	-
<i>Podocheila gracilipes</i> Stimpson, 1871	Pgr	29	0,065	0,80	0,64
<i>Stenorhynchus seticornis</i> (Herbst, 1788)	Sse	1	0,002	0,20	-
Majidae Samouelle, 1819					
<i>Microphrys bicornutus</i> (Latreille, 1825)	Mbi	1	0,002	0,20	-
<i>Mithraculus forceps</i> (A. Milne-Edwards, 1875)	Mfo	117	0,263	1,00	0,94
<i>Mithrax tortugae</i> Rathbun, 1920	Mto	5	0,011	0,40	0,97
<i>Teleophrys ornatus</i> Rathbun, 1901	Tor	1	0,002	0,20	-
Pilumnidae Samouelle, 1819					
<i>Pilumnus reticulatus</i> Stimpson, 1860	Pre	3	0,007	0,20	-
<i>Pilumnus spinosissimus</i> Rathbun, 1898	Psp	5	0,011	0,60	0,86
Portunidae Rafinesque, 1815					
<i>Cronius ruber</i> (Lamarck, 1818)	Cru	9	0,020	0,80	0,92
Panopeidae Ortmann, 1893					
<i>Acantholobulus schmitti</i> (Rathbun, 1930)	Ash	2	0,004	0,40	1,00
<i>Hexapanopeus angustifrons</i> (Benedict &	Han	6	0,013	0,20	-
<i>Hexapanopeus caribbaeus</i> (Stimpson, 1871)	Hca	21	0,047	1,00	0,91
<i>Hexapanopeus paulensis</i> Rathbun, 1930	Hpa	36	0,081	0,80	0,63
<i>Panopeus austrobesus</i> Williams, 1983	Pau	4	0,009	0,40	1,00
<i>Panopeus harttii</i> Smith, 1869	Pha	38	0,085	1,00	0,51
<i>Panopeus occidentalis</i> Saussure, 1857	Poc	5	0,011	0,60	0,86
<i>Panopeus rugosus</i> A. Milne Edwards, 1880	Pru	37	0,083	0,80	0,79
Xanthidae MacLeay, 1838					
? <i>Cataleptodius parvulus</i> (Fabricius, 1793)	Cpa	7	0,016	0,40	0,59
? <i>Micropanope nuttingi</i> (Rathbun, 1898)	Mnu	33	0,074	0,60	0,67
<i>Micropanope sculptipes</i> Stimpson, 1871	Msc	61	0,137	0,80	0,45

Legenda: Cód = Código da Espécie; N = Número de indivíduos; AbR = Abundância Relativa; OR = Ocorrência Relativa e E' = Equidade.

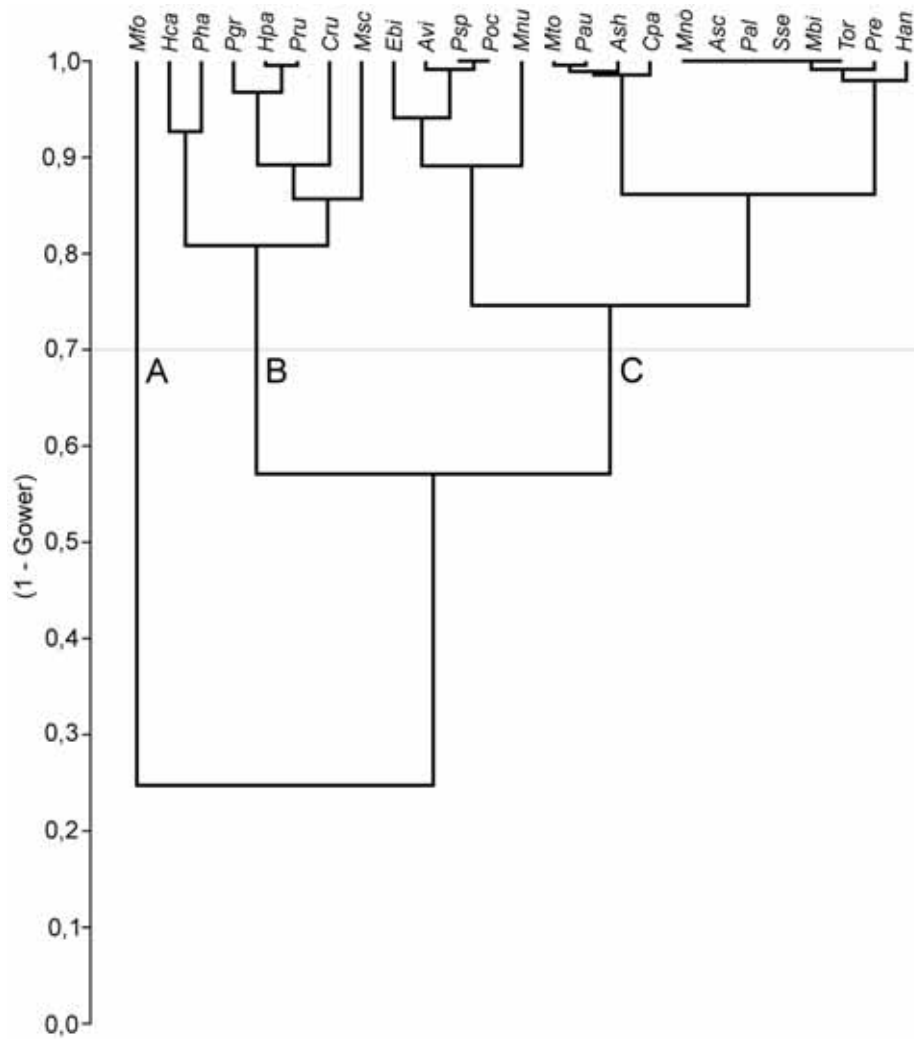


Figura 11. Resultado da análise de Cluster (UPGMA – Gower; $r_c = 0,855$), similaridade entre ocorrência e abundância relativa das espécies obtidas nos substratos artificiais. Legenda: *Mfo* = *Mithraculus forceps*; *Hca* = *Hexapanopeus caribbaeus*; *Pha* = *Panopeus harttii*; *Pgr* = *Podochela gracilipes*; *Hpa* = *Hexapanopeus paulensis*; *Pru* = *Panopeus rugosus*; *Cru* = *Cronius ruber*; *Msc* = *Micropanope sculptipes*; *Ebi* = *Epialtus bituberculatus*; *Avi* = *Apiomithrax violaceus*; *Psp* = *Pilumnus spinosissimus*; *Poc* = *Panopeus occidentalis*; *Mnu* = *Micropanope nuttingi*; *Mto* = *Mithrax tortugae*; *Pau* = *Panopeus austrobesus*; *Ash* = *Acantholobulus schmitti*; *Cpa* = *Cataleptodius parvulus*; *Mno* = *Menippe nodifrons*; *Asc* = *Acanthonyx scutiformis*; *Pal* = *Podochela algicola*; *Sse* = *Stenorhynchus seticornis*; *Mbi* = *Microphrys bicornutus*; *Tor* = *Teleophrys ornatus*; *Pre* = *Pilumnus reticulatus*; *Han* = *Hexapanopeus angustifrons*.

2.) Dinâmica da comunidade

2.1) Processo sucessional

- Lista de organismos da fauna acompanhante

Além dos caranguejos braquiuros, foi registrada a colonização do SA por algas e, ainda, por 16 *taxa* da fauna acompanhante, entre macroinvertebrados e vertebrados, os quais estão listados abaixo:

Filo Porifera

- 1) Classe Demospongiae

Filo Cnidaria

- 2) Classe Anthozoa

Filo Annelida

- 3) Classe Polychaeta

Filo Arthropoda

Subfilo Crustacea

Classe Malacostraca

Superordem Eucarida

Ordem Decapoda

Subordem Pleocyemata

- 4) Infraordem Caridea

- 5) Infraordem Anomura

Superordem Peracarida

- 6) Ordem Amphipoda

Subfilo Cheliceriformes

- 7) Classe Pycnogonida

Filo Mollusca

- 8) Classe Polyplacophora

- 9) Classe Gastropoda

- 10) Classe Bivalvia

Filo Ectoprocta

Classe Phylactolaemata

- 11) Ordem Cheilostomata

Filo Echinodermata

- 12) Classe Crinoidea
- 13) Classe Ophiuroidea
- 14) Classe Echinoidea

Filo Chordata

Subfilo Urochordata

- 15) Classe Ascidiacea

Subfilo Vertebrata

- 16) Classe Osteichthyes

A média da biomassa da fauna acompanhante foi de $32,42 \pm 24,67$ g, variando de 0,38g a 94,12g, nos períodos T1 a T5, respectivamente. No total, foi registrado 486.3621g de fauna acompanhante, sendo que a Classe Ascidiacea foi a mais representativa seguida pela Classe Gastropoda, em média com 60% e 15% do total amostrado, respectivamente. Por outro lado, a Classe Pycnogonida foi a menos representativa, com menos de 1% do total amostrado. Desses *taxa* registrados, a Classe Gastropoda e as Infraordens Caridea e Anomura foram verificados representantes para todos os períodos amostrados.

- Relação entre caranguejos e fauna acompanhante

A ordenação de nMDS derivada da comunidade de caranguejos braquiuros registrou 5 grupos distintos (Figura 12). A ANOSIM indicou diferença significativa na composição da comunidade de caranguejos braquiuros entre os períodos analisados ($R=0,562$; $p=0,0004$). Os períodos T1 e T2 ($p=0,094$), T1 e T4 ($p=0,099$), T2 e T5 ($p=0,099$) e T3 e T4 ($p=0,098$) apresentaram diferenças significativas entre si, enquanto que T1 e T2 ($p=0,102$); T2 e T5 ($p=0,101$) e T3 e T5 ($p=0,103$) apresentaram somente uma tendência à diferença significativa (Tabela 4).

A ordenação de nMDS derivada da comunidades da fauna acompanhante registrou dois grupos distintos, sendo o primeiro grupo correspondente ao período T1 e o segundo grupo composto pelos períodos T2, T3, T4 e T5 (Figura 13). A ANOSIM indicou diferença significativa na biomassa da comunidade da fauna acompanhante entre os períodos analisados ($R=0,238$; $p=0,019$). Registrou-se registrada diferença significativa entre os períodos T3 e T4 ($p=0,098$) e uma tendência à diferença significativa entre T1 e T2 ($p=0,101$), T1 e T4 ($p=0,101$); T1 e T5 ($p=0,101$) e T2 e T4 ($p=0,103$) (Tabela 5).

Não foi registrada correlação significativa entre a composição de braquiuros e a biomassa da fauna acompanhante ($C=0,056$; $p=0,298$).

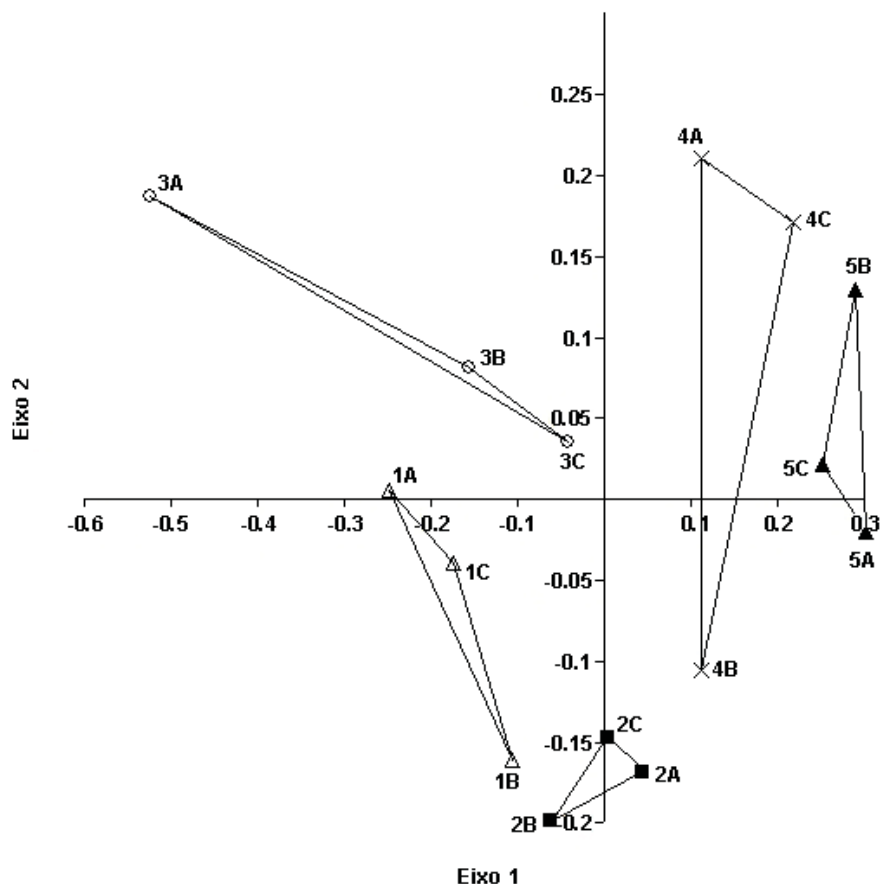


Figura 12. Representação dos resultados obtidos na análise multidimensional não métrica (nMDS) dos períodos analisados em relação aos braquiuros obtida nos substratos artificiais no Ilhote das Couves, no período de março/2010 a março/2011. Os números representam os períodos analisados e as letras representam as réplicas de cada período.

Tabela 4. Valores de p obtidos em ANOSIM de uma comparação em pares dos períodos analisados dos braquiuros obtidos nos substratos artificiais no Ilhote das Couves, no período de março/2010 a março/2011.

	T1	T2	T3	T4	T5
T1	0				
T2	0,094*	0			
T3	0,393	0,101	0		
T4	0,099*	0,196	0,098*	0	
T5	0,102	0,099*	0,103	0,297	0

* Valores significativos < 0,10

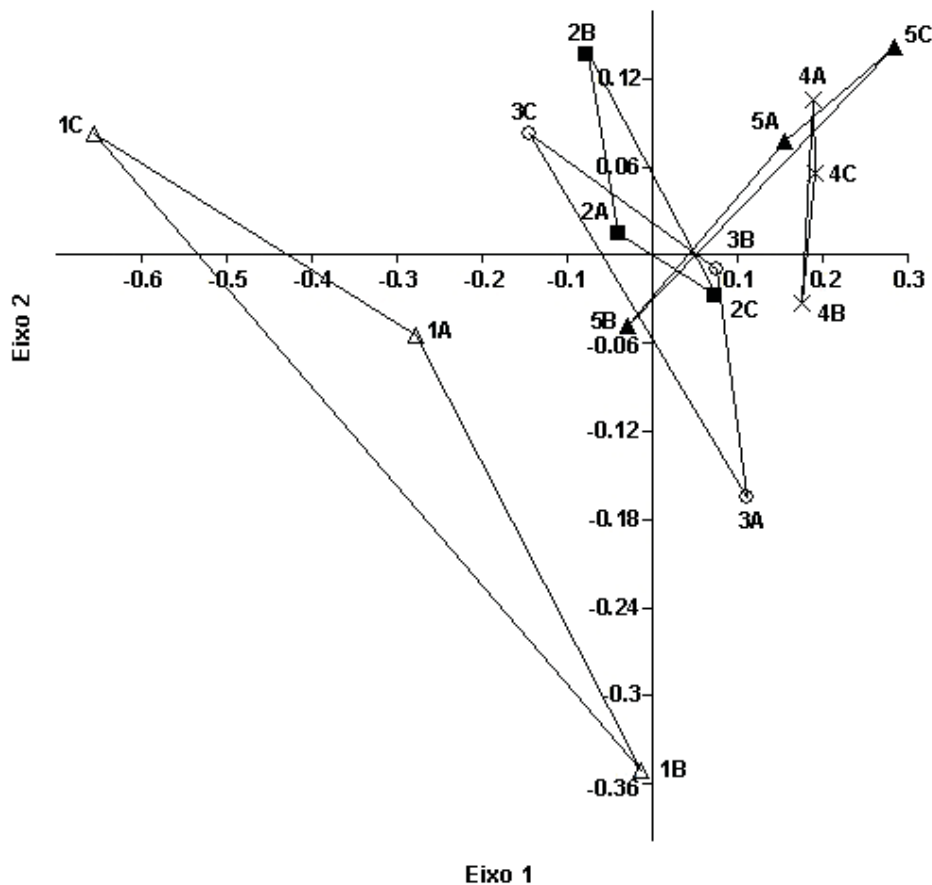


Figura 13. Representação dos resultados obtidos na análise multidimensional não métrica (nMDS) dos períodos analisados em relação a fauna acompanhante obtida nos substratos artificiais no Ilhote das Couves, no período de março/2010 a março/2011. Os números representam os períodos analisados e as letras representam as réplicas de cada período.

Tabela 5. Valores de p obtidos em ANOSIM de uma comparação em pares dos períodos analisados da fauna acompanhante obtida nos substratos artificiais no Ilhote das Couves, no período de março/2010 a março/2011.

	T1	T2	T3	T4	T5
T1	0				
T2	0,101	0			
T3	0,193	1,000	0		
T4	0,101	0,103	0,098*	0	
T5	0,101	0,301	0,490	0,591	0

* Valores significativos < 0,10

De acordo com a análise de agrupamento entre a abundância absoluta das espécies e os períodos analisados, verificou-se a formação de dois principais grupos, A e B, com cerca de 30% de similaridade entre eles. O grupo A constituiu-se pelos períodos T4 e T5, os quais apresentaram mais de 50% de similaridade entre esses dois períodos. O grupo B pode ser subdividido em dois subgrupos, B1 e B2, os quais apresentaram cerca de 40% de similaridade entre si. O subgrupo B1 constituiu-se pelos períodos T1 e T3, representando mais de 50% de similaridade entre esses períodos e o subgrupo B2 formado somente pelo período T2 (Figura 14).

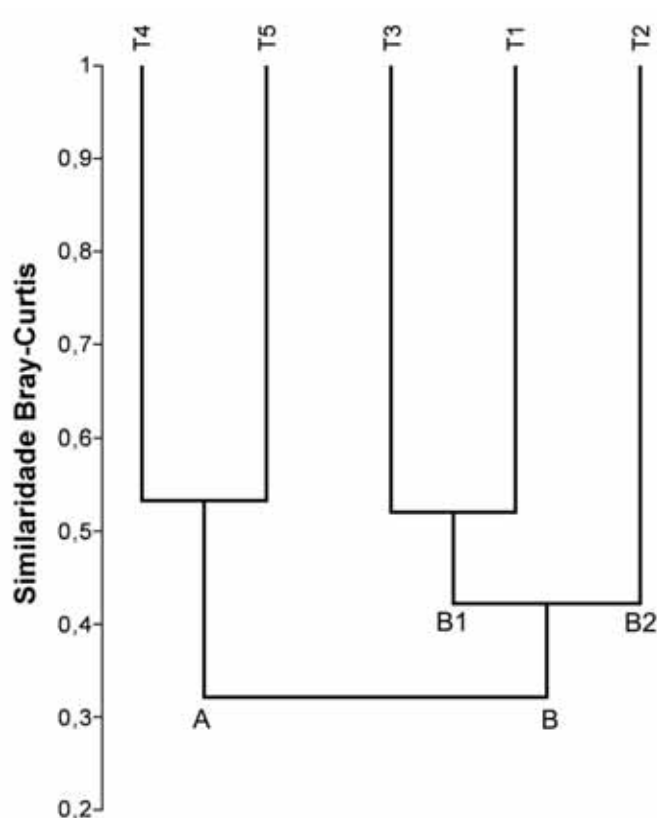


Figura 14. Dendrograma de agrupamento (UPGMA – Bray Curtis; $r_c = 0,712$) de dissimilaridade entre a abundância absoluta das espécies de braquiuros e os períodos amostrados no Ilhote das Couves, litoral norte paulista.

- Abundância e ocorrência relativa entre as réplicas

Durante o período T1 a maior abundância relativa foi registrada para *M. forceps* (AbR=0,529), seguida por *C. ruber* (AbR=0,118). As maiores ocorrências relativas observadas entre as réplicas também foram registradas para essas duas espécies, sendo que *M. forceps* foi amostrada em todas as réplicas enquanto *C. ruber* em 66,7% delas (Tabela 6).

Em T2 a maior abundância relativa foi novamente registrada para *M. forceps* (AbR=0,529) seguido pelo epialtidae *Epialtus bituberculatus* (AbR= 0,206), o qual foi registrado pela primeira vez nesse período, e ambas as espécies estiveram presentes em todas as réplicas (Tabela 6).

No período T3, a maior abundância relativa foi registrada para *M. forceps*, *Hexapanopeus angustifrons* e *P. rugosus* (0,231, 0,154 e 0,128, respectivamente). Somente *P. rugosus* foi registrado em todas as réplicas, sendo *M. forceps* registrado em 66,7% e *H. angustifrons* em apenas uma delas (33,3%) (Tabela 6).

Em T4, a maior abundância relativa foi registrada novamente para *M. forceps* (AbR=0,232), seguida por *H. paulensis* (AbR=0,137), *M. sculptipes* (AbR=0,116), *M. nuttingi* (AbR=0,105) e *P. gracilipes* (AbR=0,095). Todas essas espécies estavam presentes em todas as réplicas, com exceção de *H. paulensis* (33,3%) que foi registrada em apenas uma delas (Tabela 6).

No último período, T5, a maior abundância relativa foi registrada para *M. sculptipes* (AbR=0,230), seguida por *M. forceps* (AbR=0,118), *P. harttii* (AbR=0,118), *M. nuttingi* (AbR=0,118) e *H. paulensis* (AbR=0,118). Dessas espécies, todas foram registradas em 100% das réplicas (Tabela 6).

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiuros

Tabela 6. Abundância (AbR_R) e ocorrência relativa (OR_R) entre as réplicas dos caranguejos braquiuros amostrados nos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, litoral norte paulista.

Espécies	T1		T2		T3		T4		T5	
	AbR_R	OR_R	AbR_R	OR_R	AbR_R	OR_R	AbR_R	OR_R	AbR_R	OR_R
Mno	0,029	0,333	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Asc	0,029	0,333	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ebi	0,000	0,000	0,206	1,000	0,026	0,333	0,032	0,333	0,000	0,000
Avi	0,000	0,000	0,015	0,333	0,026	0,333	0,011	0,333	0,000	0,000
Pal	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,333
Pgr	0,000	0,000	0,015	0,333	0,026	0,333	0,095	1,000	0,086	1,000
Sse	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,333
Mbi	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,011	0,333	0,000	0,000
Mfo	0,529	1,000	0,529	1,000	0,231	0,667	0,232	1,000	0,153	1,000
Mto	0,088	0,333	0,000	0,000	0,051	0,333	0,000	0,000	0,000	0,000
Tor	0,000	0,000	0,015	0,333	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pre	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	1,000
Psp	0,029	0,333	0,000	0,000	0,077	0,333	0,000	0,000	0,005	0,333
Cru	0,118	0,667	0,015	0,333	0,051	0,667	0,021	0,667	0,000	0,000
Ash	0,000	0,000	0,015	0,333	0,000	0,000	0,011	0,333	0,000	0,000
Han	0,000	0,000	0,000	0,000	0,154	0,333	0,000	0,000	0,000	0,000
Hca	0,088	0,333	0,059	0,667	0,077	0,667	0,021	0,333	0,043	1,000
Hpa	0,029	0,333	0,015	0,333	0,000	0,000	0,137	0,333	0,100	1,000
Pau	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,021	0,333	0,010	0,333
Pha	0,029	0,333	0,059	0,667	0,026	0,333	0,032	0,333	0,139	1,000
Poc	0,000	0,000	0,015	0,333	0,077	0,333	0,000	0,000	0,005	0,333
Pru	0,000	0,000	0,029	0,333	0,128	1,000	0,095	0,667	0,100	0,667
Cpa	0,000	0,000	0,000	0,000	0,026	0,333	0,063	0,667	0,000	0,000
Mnu	0,000	0,000	0,015	0,333	0,000	0,000	0,105	1,000	0,105	1,000
Msc	0,029	0,333	0,000	0,000	0,026	0,333	0,116	1,000	0,230	1,000

No período T1, foram registrados três grupos, A, B e C, sendo que o grupo A representou menos de 10% de similaridade com B e C. O grupo A e B foram formados por apenas uma espécie, *M. forceps* e *C. ruber*, respectivamente. Por outro lado, o grupo C foi formado pelas demais espécies, com mais 90% de similaridade entre as espécies (Figura 15).

Em T2, foram registrados quatro grupos, A, B, C e D. Os grupos A e B representaram menos de 70% de similaridade entre si e foram formados por uma espécie, *E. bituberculatus* e *M. forceps*, respectivamente. Os grupos C e D representaram mais de 70% de similaridade entre si, sendo o grupo C formado pelas espécies *P. harttii* e *H. caribbaeus* e o grupo D pelas demais espécies, com aproximadamente 100% de similaridade entre as espécies (Figura 15).

Em T3, foram registrados quatro grupos, A, B, C e D. Os grupos A e B representaram cerca de 50% de similaridade e foram formados por uma espécie, *M. forceps* e *P. rugosus*, respectivamente. Os grupos C e B representaram em torno de 65% de similaridade, sendo o grupo C formado por *C. ruber* e *H. caribbaeus*, com quase 90% de similaridade entre as espécies e o grupo D pelas demais espécies, com quase 70% de similaridade (Figura 15).

No período T4, foram registrados três grupos, A, B e C, sendo que o grupo A representou menos de 40% de similaridade com B e C. O grupo A foi formado por *M. sculptipes*, *?M. nuttingi*, *M. forceps* e *P. gracilipes*, representando em torno de 70% de similaridade entre as espécies. O grupo C foi formado por *C. ruber*, *P. rugosus* e *?C. parvulus*, representando mais de 80% de similaridade entre as espécies. Por outro lado, o grupo B foi formado pelas demais espécies, no qual representaram mais de 70% de similaridade entre elas (Figura 15).

Em T5, foram registrados quatro grupos, A, B, C e D. O grupo A foi formado por *P. reticulatus*, *H. caribbaeus*, *M. forceps*, *P. harttii*, *H. paulensis*, *?M. nuttingi* e *P. gracilipes*, no qual representaram mais de 80% de similaridade entre elas. Os grupos B e C foram formados

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiuros

por uma espécie, *M. sculptipes* e *P. rugosus*, respectivamente. O grupo D foi formado pelas demais espécies, representando em torno de 100% de similaridade entre elas (Figura 15).

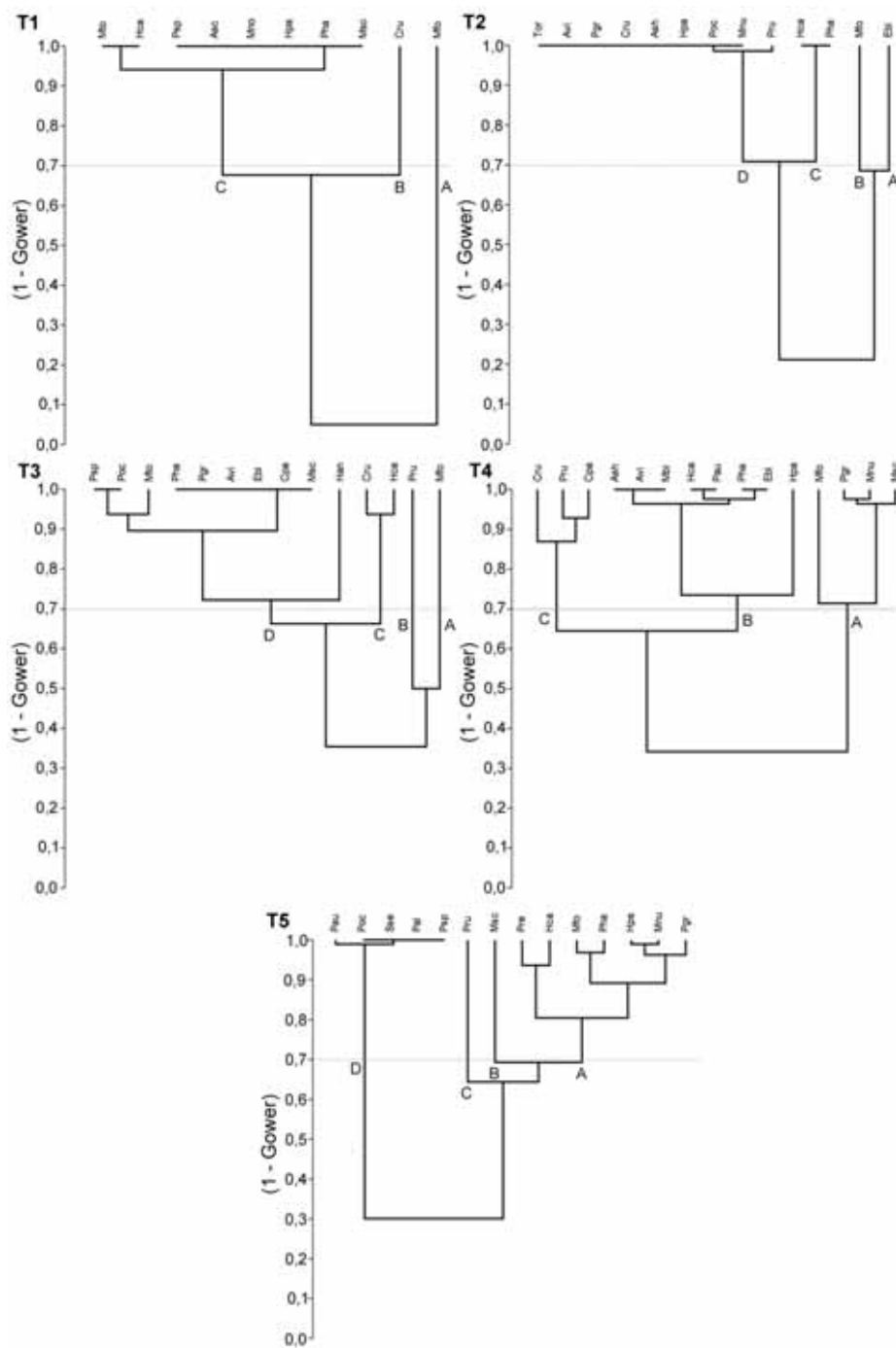


Figura 15. Dendrograma de agrupamento (UPGMA – Gower) de dissimilaridade para cada período amostrado no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. T1. Primeiro período ($r_c = 0,991$); T2. Segundo período ($r_c = 0,956$); T3. Terceiro período ($r_c = 0,953$); T4. Quarto período ($r_c = 0,887$); T5. Quinto período ($r_c = 0,921$). Legenda: *Mfo* = *Mithraculus forceps*; *Hca* = *Hexapanopeus caribbaeus*; *Pha* = *Panopeus harttii*; *Pgr* = *Podochela gracilipes*; *Hpa* = *Hexapanopeus paulensis*; *Pru* = *Panopeus rugosus*; *Cru* = *Cronius ruber*; *Msc* = *Micropanope sculptipes*; *Ebi* = *Epialtus bituberculatus*; *Avi* = *Apiomithrax violaceus*; *Psp* = *Pilumnus spinosissimus*; *Poc* = *Panopeus occidentalis*; *Mnu* = *Micropanope nuttingi*; *Mto* = *Mithrax tortugae*; *Pau* = *Panopeus austrobesus*; *Ash* = *Acantholobulus schmitti*; *Cpa* = *Cataleptodius parvulus*; *Mno* = *Menippe nodifrons*; *Asc* = *Acanthonyx scutiformis*; *Pal* = *Podochela algicola*; *Sse* = *Stenorhynchus seticornis*; *Mbi* = *Microphrys bicornutus*; *Tor* = *Teleophrys ornatus*; *Pre* = *Pilumnus reticulatus*; *Han* = *Hexapanopeus angustifrons*.

- Entrada e saída das espécies

Não foram evidenciadas grandes oscilações significativas em relação ao ganho e perda de espécies, sendo que os valores registrados para o índice de “*turn-over*”, não alcançaram - 0,25 e 0,25. Ainda assim, o maior ganho de espécies foi verificado entre T1/T2 (0,23), com três espécies e a única perda foi registrada entre T4/T5 (-0,07) para uma espécie somente (Figura 16).

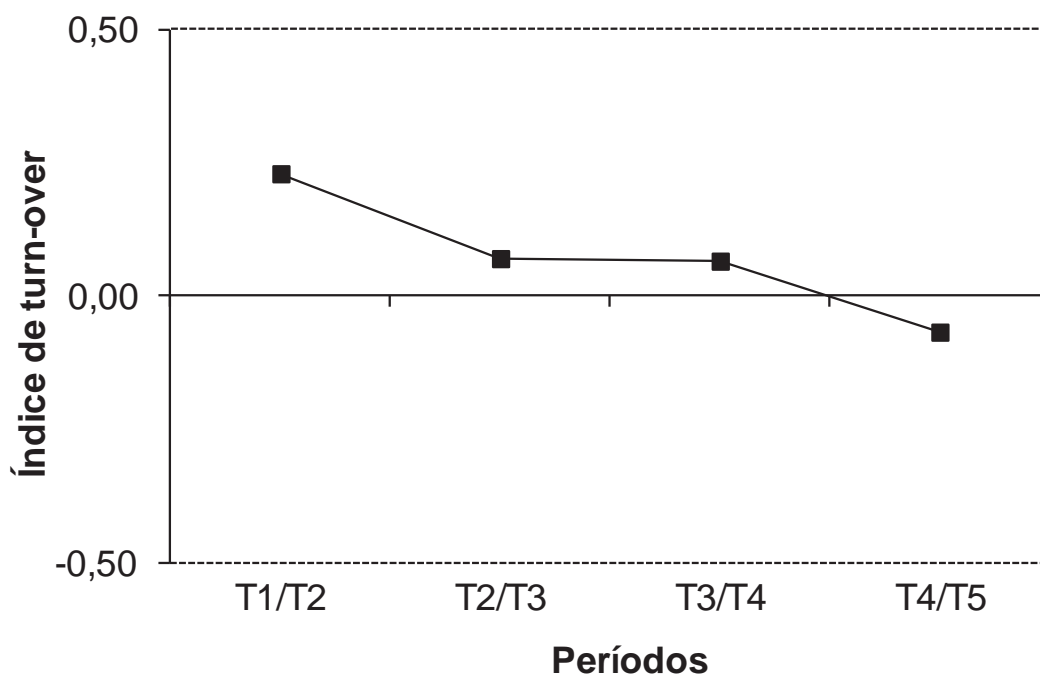


Figura 16. “*Turn-over*” de espécies de braquiuros associados aos substratos artificiais durante o período de amostragem no Ilhote das Couves.

Durante o período T1 foram registradas 10 espécies de caranguejos braquiuros, entre as quais, apenas cinco foram registradas no período T2, *M. forceps*, *C. ruber*, *H. caribbaeus*, *H. paulensis* e *P. harttii*. Além dessas, em T2 foram registradas outras oito espécies. Em T3, oito espécies já haviam sido registradas anteriormente, além de duas espécies registradas pela primeira vez, *H. angustifrons* e *?C. parvulus* (Tabela 7).

Em T4, apenas cinco espécies já haviam sido registradas em T1, T2 ou T3, *H. caribbaeus*, *P. harttii*, *P. rugosus*, *?C. parvulus* e *M. sculptipes* e duas espécies foram registradas pela primeira vez, *M. bicornutus* e *P. austrobesus*. Em T5, nove espécies já haviam sido registradas em algum dos períodos anteriores, além de três espécies registradas pela primeira vez, *P. algicola*, *S. seticornis* e *Pilumnus reticulatus* (Tabela 7).

Tabela 7. Adição (+) e subtração (-) das espécies de braquiuros associados aos substratos artificiais durante o período amostral no Ilhote das Couves.

	T1	T2	T3	T4	T5
<i>Menippe nodifrons</i>	+	-			
<i>Acanthonyx scutiformis</i>	+	-			
<i>Epialtus bituberculatus</i>		+			-
<i>Apiomithrax violaceus</i>		+			-
<i>Podochela algicola</i>					+
<i>Podochela gracilipes</i>		+			
<i>Stenorhynchus seticornis</i>					+
<i>Microphrys bicornutus</i>				+	-
<i>Mithraculus forceps</i>	+				
<i>Mithrax tortugae</i>	+	-	+	-	
<i>Teleophrys ornatus</i>		+	-		
<i>Pilumnus reticulatus</i>					+
<i>Pilumnus spinosissimus</i>	+	-	+	-	+
<i>Cronius ruber</i>	+				-
<i>Acantholobulus schmitti</i>		+	-	+	-
<i>Hexapanopeus angustifrons</i>			+	-	
<i>Hexapanopeus caribbaeus</i>	+				
<i>Hexapanopeus paulensis</i>	+		-	+	
<i>Panopeus austrobesus</i>				+	
<i>Panopeus harttii</i>	+				
<i>Panopeus occidentalis</i>		+		-	+
<i>Panopeus rugosus</i>		+			
<i>?Cataleptodius parvulus</i>			+		-
<i>?Micropanope nuttingi</i>		+	-	+	
<i>Micropanope sculptipes</i>	+	-	+		

2.2) Variação temporal dos parâmetros ecológicos - Abundância absoluta

A abundância absoluta variou de 7 a 88 indivíduos entre as réplicas, sendo observados em T3 e T5, respectivamente (Tabela 8 e Figura 17). O menor valor mediano de abundância absoluta foi registrado em T3, com 8 indivíduos, e o maior valor foi registrado em T5, com 63 indivíduos (Tabela 8 e Figura 17). A menor e a maior variância foram registradas em T1 (Var = 1,33) e T5 (Var = 258,33), respectivamente (Tabela 8).

O valor de abundância absoluta em T1 apresentou diferença significativa em relação aos valores de T2, T4 e T5 (K-W; $p=0,077$). O valor de abundância absoluta de T5 apresentou diferença significativa quando comparado aos valores de T1 (K-W; $p=0,077$), T2, T3 e T4 (K-W; $p=0,081$). O valor de abundância absoluta em T3 não diferiu dos valores de T1 e T2 ($p>0,10$) (Figura 17).

Tabela 8. Resultados da análise descritiva dos valores de abundância absoluta entre as réplicas. (Rep = número de réplicas, Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Med = Mediana; Var = Variância; Sim = Simetria).

	Rep	Mín	Máx	Med	Var	Sim
T1	3	10	12	12	1,33	-1,73
T2	3	19	28	21	22,33	1,39
T3	3	7	24	8	91,00	1,71
T4	3	29	34	32	6,33	-0,59
T5	3	58	88	63	258,33	1,55

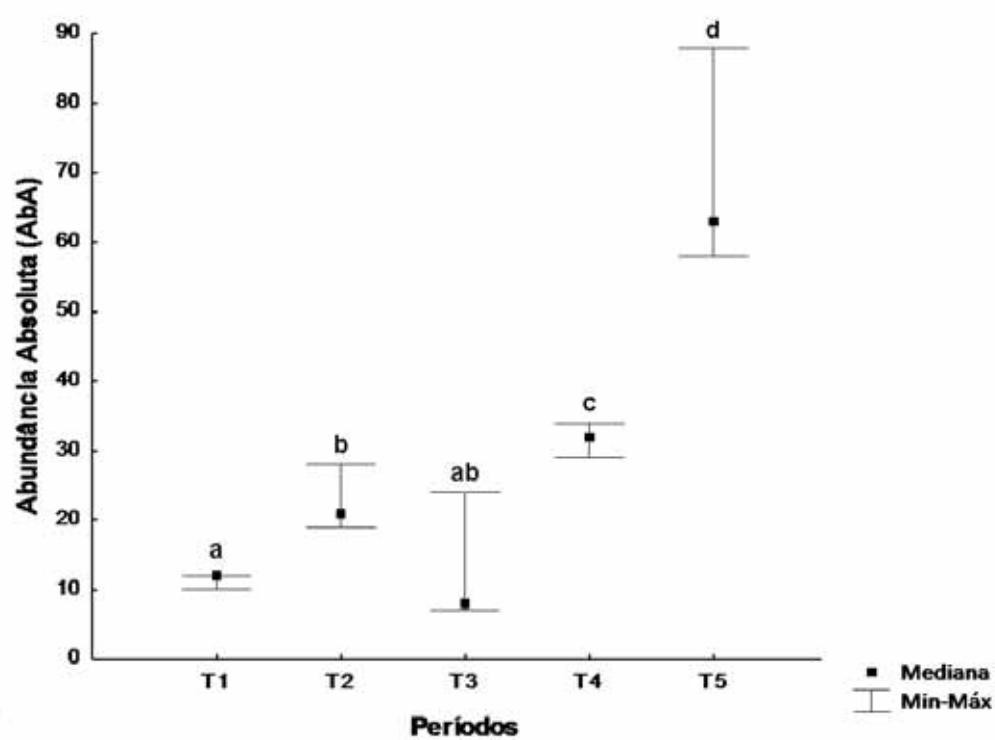


Figura 17. Variação da abundância absoluta entre as réplicas ao longo do período de amostragem, nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Valores com pelo menos uma letra em comum não diferem entre os períodos ($p > 0,10$).

- Riqueza e curva de espécies acumuladas

A riqueza variou de 3 a 11 espécies entre as réplicas, sendo três espécies registradas em T1 e 11 espécies registradas em T4 e T5 (Tabela 9 e Figura 18). O menor valor mediano de riqueza foi registrado nos períodos T1 e T3, cinco espécies, enquanto o maior valor foi registrado em T5, correspondendo a 10 espécies (Tabela 9 e Figura 18). A menor variância foi registrada em T2 e T5 (Var = 0,33) e a maior variância em T3 (Var = 10,33) (Tabela 9).

O valor de riqueza em T1 apresentou diferença significativa em relação aos valores verificados para T2 (K-W; $p=0,072$), T4 (K-W; $p=0,076$) e T5 (K-W; $p=0,072$). O valor de riqueza em T2 apresentou diferença significativa somente quando comparado a T5 (K-W; $p=0,072$) (Figura 18).

A partir de T3 o ingresso de novas espécies foi reduzido, porém não foi verificada estabilidade na curva de espécies acumuladas, durante o período de estudo (Figura 19).

Tabela 9. Resultados da análise descritiva dos valores de riqueza entre as réplicas. (Rep = número de réplicas; Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Med = Mediana; Var = Variância; Sim = Simetria).

	Rep	Mín	Máx	Med	Var	Sim
T1	3	3	5	5	1,33	-1,73
T2	3	6	7	6	0,33	1,73
T3	3	4	10	5	10,33	1,55
T4	3	7	11	8	4,33	1,29
T5	3	10	11	10	0,33	1,73

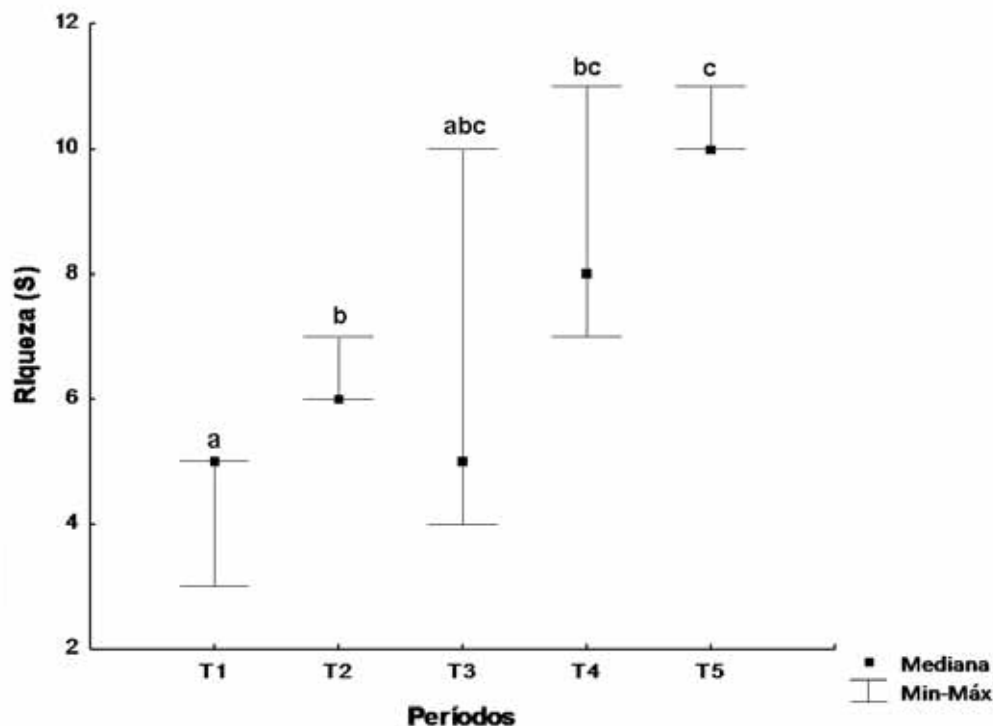


Figura 18. Variação da riqueza entre as réplicas ao longo do período de amostragem, nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Valores com pelo menos uma letra em comum não diferem entre os períodos ($p > 0,10$).

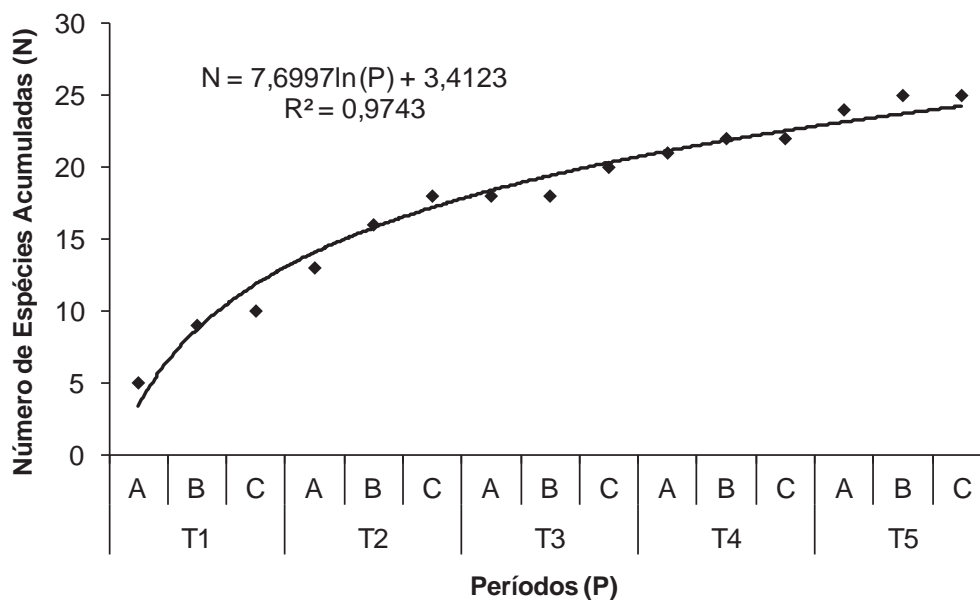


Figura 19. Número de espécies acumuladas de braquiuros associados aos substratos artificiais ao longo do programa amostral no Ilhote das Couves. As letras maiúsculas no eixo X representam as réplicas.

- Diversidade de Shannon-Wiener e Índice de Rarefação

Os valores de diversidade variaram de 1,49 bits/ind. a 2,95 bits/ind. entre as réplicas, sendo 1,49 bits/ind. registrado em T1 e 2,95 bits/ind. em T5 (Tabela 10 e Figura 20). A menor mediana de diversidade foi registrada em T1, 1,58 bits/ind. e a maior registrada em T5, 2,91 bits/ind. (Tabela 10 e Figura 20). A menor variância foi registrada em T5 (Var = 0,01) e a maior variância em T3 (Var = 0,31) (Tabela 10).

Os valores de diversidade de T1 e T2 apresentaram diferença significativa com os valores de T4 e T5 (K-W; $p=0,081$) (Figura 20).

Os resultados obtidos a partir do índice de rarefação indicam que os cinco períodos amostrais apresentam diferentes níveis de heterogeneidade, os quais podem ser observados pela presença de diferentes inclinações nas linhas de tendências, as quais não alcançaram a assíntota (Figura 21).

Tabela 10. Resultados da análise descritiva dos valores de diversidade entre as réplicas. (Rep = número de réplicas; Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Med = Mediana; Var = Variância; Sim = Simetria).

	Rep	Mín	Máx	Med	Var	Sim
T1	3	1,49	2,05	1,58	0,09	1,56
T2	3	1,66	2,18	1,96	0,07	-0,45
T3	3	1,84	2,93	2,16	0,31	1,12
T4	3	2,29	2,90	2,63	0,09	-0,34
T5	3	2,75	2,95	2,91	0,01	-1,46

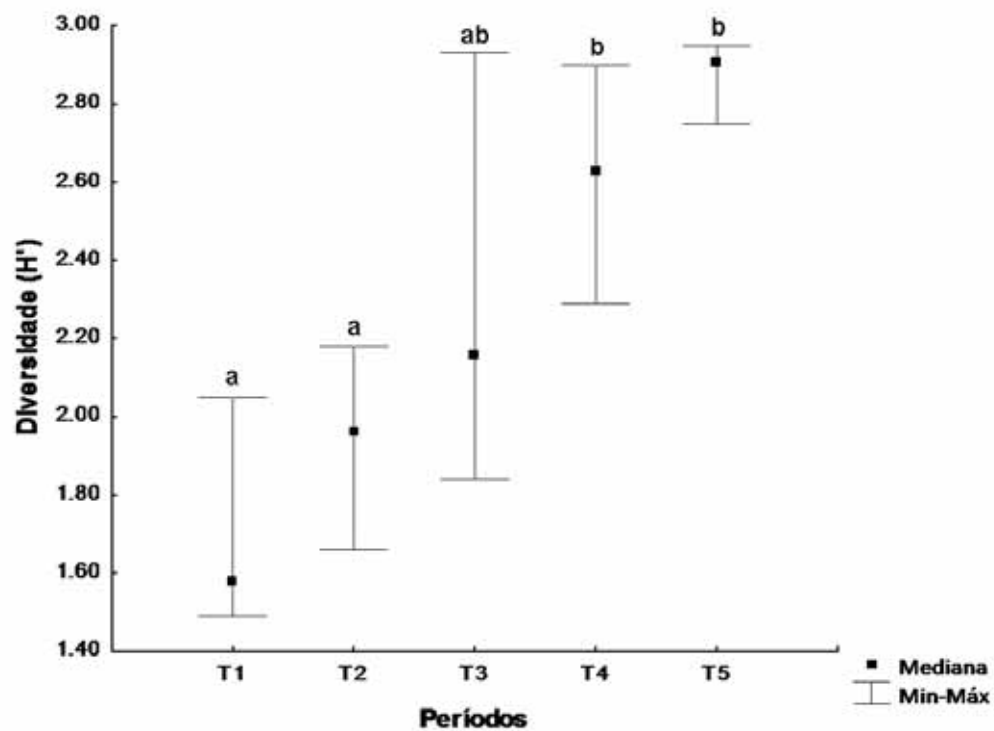


Figura 20. Variação da diversidade entre as réplicas ao longo do período de amostragem, nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Valores com pelo menos uma letra em comum não diferem entre os períodos ($p > 0,10$).

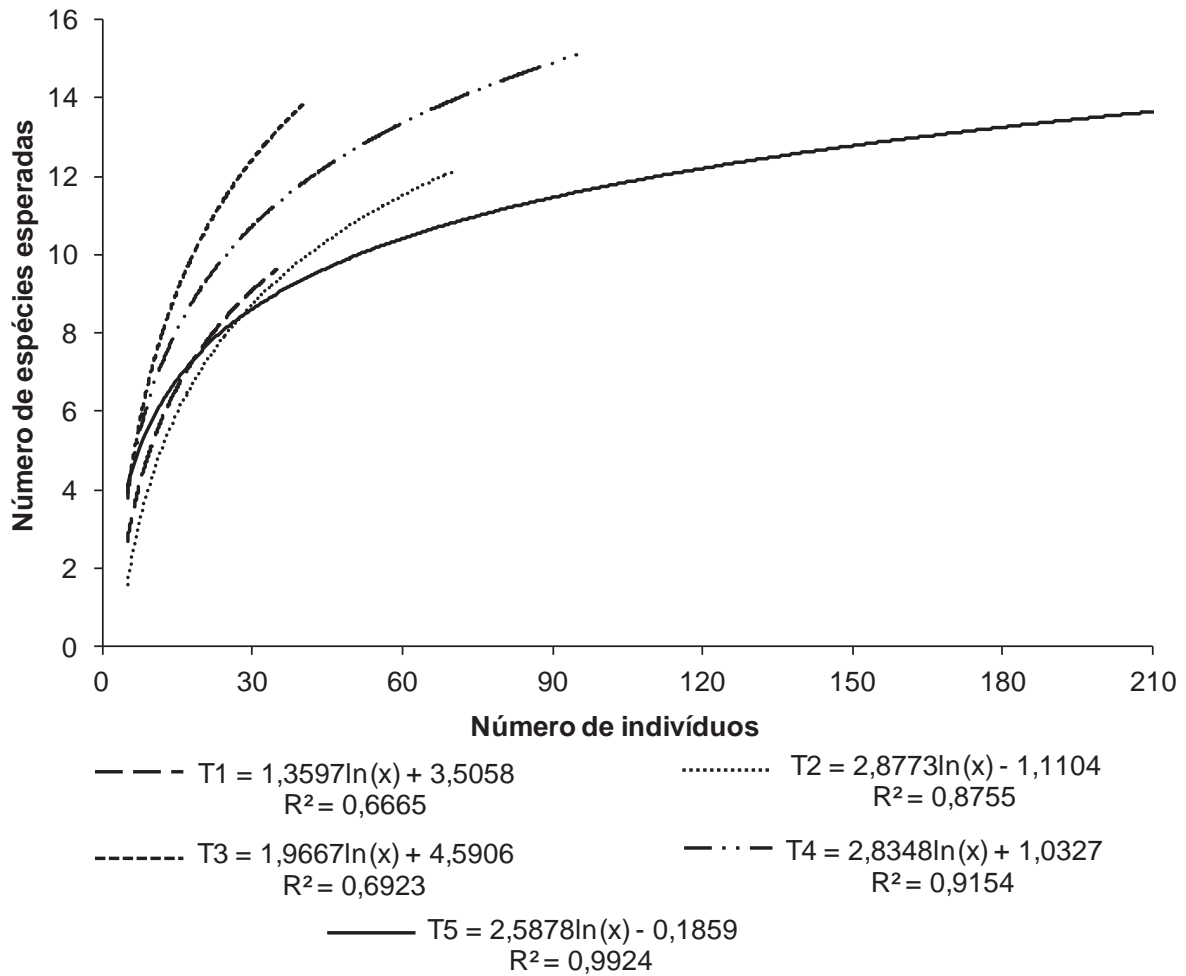


Figura 21. Linhas de tendências obtidas por meio da aplicação do índice de rarefação, para cada período de amostragem, nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista.

- Equitabilidade de Pielou

Os valores de equitabilidade variaram de 0,64 a 0,94 entre as réplicas dos períodos analisados, sendo 0,64 registrado em T2 e 0,94 em T1 e T4 (Tabela 11 e Figura 22). O menor valor mediano de equitabilidade foi registrado em T2, 0,76 e o maior registrado em T3, 0,92 bits/ind (Tabela 11 e Figura 22). A menor variância foi registrada em T3 e T5 (Var = 0,00) e a maior variância em T1 (Var = 0,02) (Tabela 11).

Foram observadas diferenças significativas somente entre os valores de equitabilidade de T2 com T3 e T5 (K-W; $p=0,081$) (Figura 22).

Tabela 11. Resultados da análise descritiva dos valores de equitabilidade entre as réplicas. (Rep = número de réplicas; Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Med = Mediana; Var = Variância; Sim = Simetria).

	Rep	Mín	Máx	Med	Var	Sim
T1	3	0,68	0,94	0,89	0,02	-1,44
T2	3	0,64	0,78	0,76	0,01	-1,61
T3	3	0,88	0,93	0,92	0,00	-1,58
T4	3	0,76	0,94	0,84	0,01	0,38
T5	3	0,83	0,89	0,84	0,00	1,37

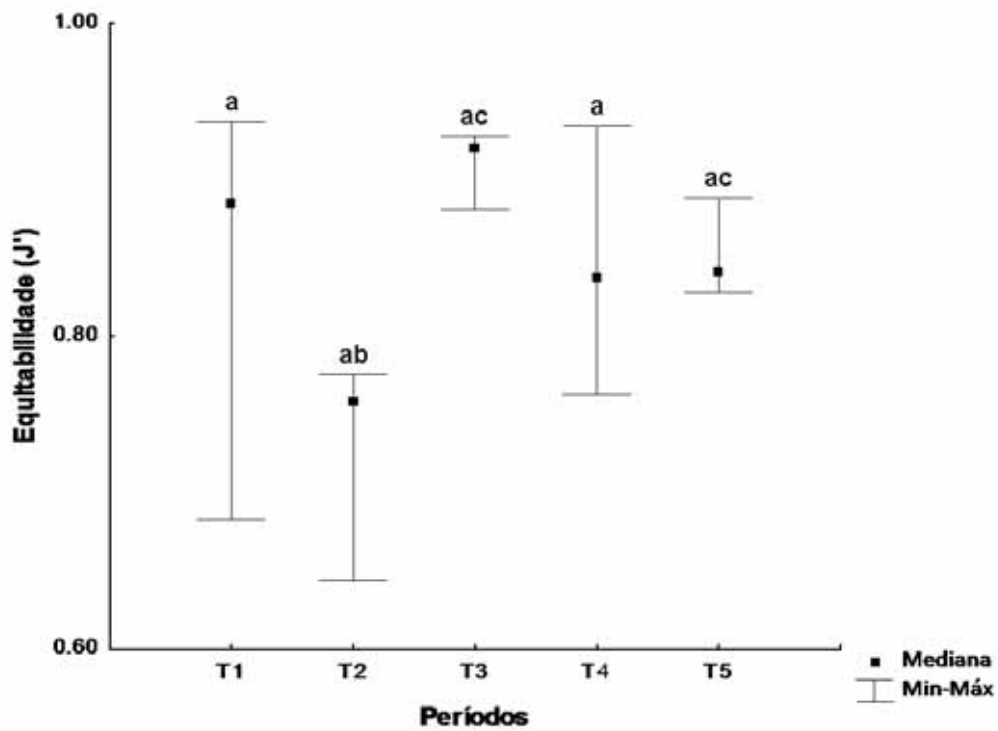


Figura 22. Variação da equitabilidade ao longo do período de amostragem, nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Valores com pelo menos uma letra em comum não diferem entre os períodos ($p > 0,10$).

- Dominância de Berger-Parker

Os valores de dominância variaram de 0,21 a 0,67 entre as réplicas, sendo 0,21 registrado em T5 e 0,67 em T1 e T2. (Tabela 12 e Figura 23). A menor mediana para a dominância foi registrada em T5, 0,24 e o maior registrado em T2, 0,54. (Tabela 12 e Figura 23). A menor variância foi registrada em T5 (Var = 0,00) e a maior variância em T1 e T2 (Var = 0,02) (Tabela 12).

Foram observadas diferenças significativas somente entre os valores de dominância de T5 em relação a T1 e T2 (K-W; $p=0,081$) (Figura 23).

Tabela 12. Resultados da análise descritiva dos valores de dominância entre as réplicas. (Rep = número de réplicas; Mín = valor mínimo; Máx = valor máximo; Med = Mediana; Var = Variância; Sim = Simetria).

	Rep	Mín	Máx	Med	Var	Sim
T1	3	0,42	0,67	0,50	0,02	0,94
T2	3	0,37	0,67	0,54	0,02	-0,37
T3	3	0,25	0,43	0,38	0,01	-1,08
T4	3	0,28	0,50	0,38	0,01	0,16
T5	3	0,21	0,33	0,24	0,00	1,28

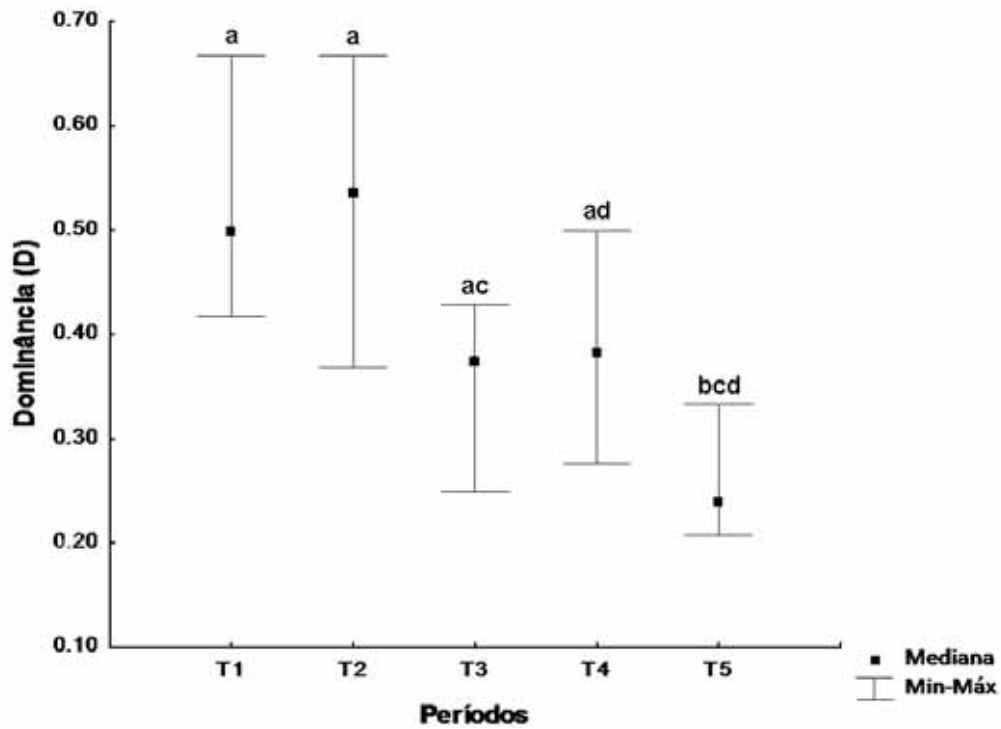


Figura 23. Variação da dominância ao longo do período de amostragem, nos substratos artificiais, no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Valores com pelo menos uma letra em comum não diferem entre os períodos ($p > 0,10$).

- Correlação entre os parâmetros ecológicos

Observou-se correlação positiva entre a diversidade e abundância absoluta ($r_s = 0,751$; $p = 0,001$), entre a diversidade e riqueza ($r_s = 0,889$; $p = <0,001$), entre a riqueza e a abundância absoluta ($r_s = 0,904$; $p = <0,001$). Por outro lado, foi observada uma correlação negativa entre a diversidade e dominância ($r_s = -0,868$; $p = <0,001$), entre a riqueza e dominância ($r_s = -0,631$; $p = 0,011$), entre a dominância e abundância absoluta ($r_s = -0,508$; $p = 0,053$) e entre a dominância e equitabilidade ($r_s = -0,472$; $p = 0,075$) (Tabela 13).

Tabela 13. Resultado da análise de correlação de *Spearman's rs* entre os parâmetros ecológicos utilizados durante o período de amostragem Ilhote das Couves. (H' = diversidade; AbA = abundância absoluta; S = riqueza; J' = equitabilidade; D = dominância). A diagonal inferior esquerda da matriz refere-se aos valores de correlações e a diagonal superior direita refere-se aos valores de p dessas correlações.

	H'	AbA	S	J'	D
H'	0	0,001*	<0,001*	0,639	<0,001*
AbA	0,751	0	<0,001*	0,354	0,053*
S	0,889	0,904	0	0,408	0,011*
J'	0,132	-0,257	-0,230	0	0,075*
D	-0,868	-0,508	-0,631	-0,472	0

* Valores significativos < 0,10

- Relação entre parâmetros ecológicos e ambientais

Não foram evidenciadas relações significativas entre a temperatura da água e os parâmetros ecológicos analisados neste estudo (Tabela 14). Por outro lado, foram registradas relações negativas entre salinidade e abundância absoluta ($p = 0,003$), riqueza ($p = 0,001$) e diversidade ($p = 0,001$) e relação positiva entre a salinidade e dominância ($p = 0,018$) (Figura 24 e Tabela 14). Observaram-se relações positivas entre o tempo de exposição e a abundância absoluta ($p = 0,002$), riqueza ($p = 0,001$) e diversidade ($p = 0,010$); enquanto houve relação negativa entre o tempo de exposição e dominância ($p = 0,012$) (Figura 24 e Tabela 14).

Os valores de temperatura da água variaram de 18°C a 25°C entre os períodos amostrados, sendo 18°C registrado em T4 e 25°C em T5. Os valores de salinidade variaram de 30 a 34 entre os períodos amostrados, em T1 e T2 e em T4 e T5, respectivamente (Figura 24). O tempo que os SA ficaram expostos foi 37 a 400 dias, em T1 e T5, respectivamente (Figura 24).

Tabela 14. Resultados da análise de regressão linear simples da associação entre os parâmetros ecológicos e os fatores ambientais e tempo de exposição dos substratos artificiais instalados no Ilhote das Couves, litoral norte paulista. Legenda: AbA = abundância absoluta; S = riqueza; H' = diversidade (bits/indivíduo); J' = equitabilidade; D = dominância.

	Temperatura (°C)		Salinidade		Tempo de exposição (dias)	
	t(2)	p	t(2)	p	t(2)	p
AbA	0,275	0,608	-0,746	0,003*	0,640	0,002*
S	0,143	0,671	-0,719	0,001*	0,735	0,001*
H'	0,120	0,320	-0,775	0,001*	0,786	0,010*
J'	0,005	0,984	-0,259	0,351	0,195	0,485
D	-0,333	0,225	0,598	0,018*	-0,627	0,012*

* Valores significativos < 0,10

Ocupação de substratos artificiais por caranguejos braquiúros

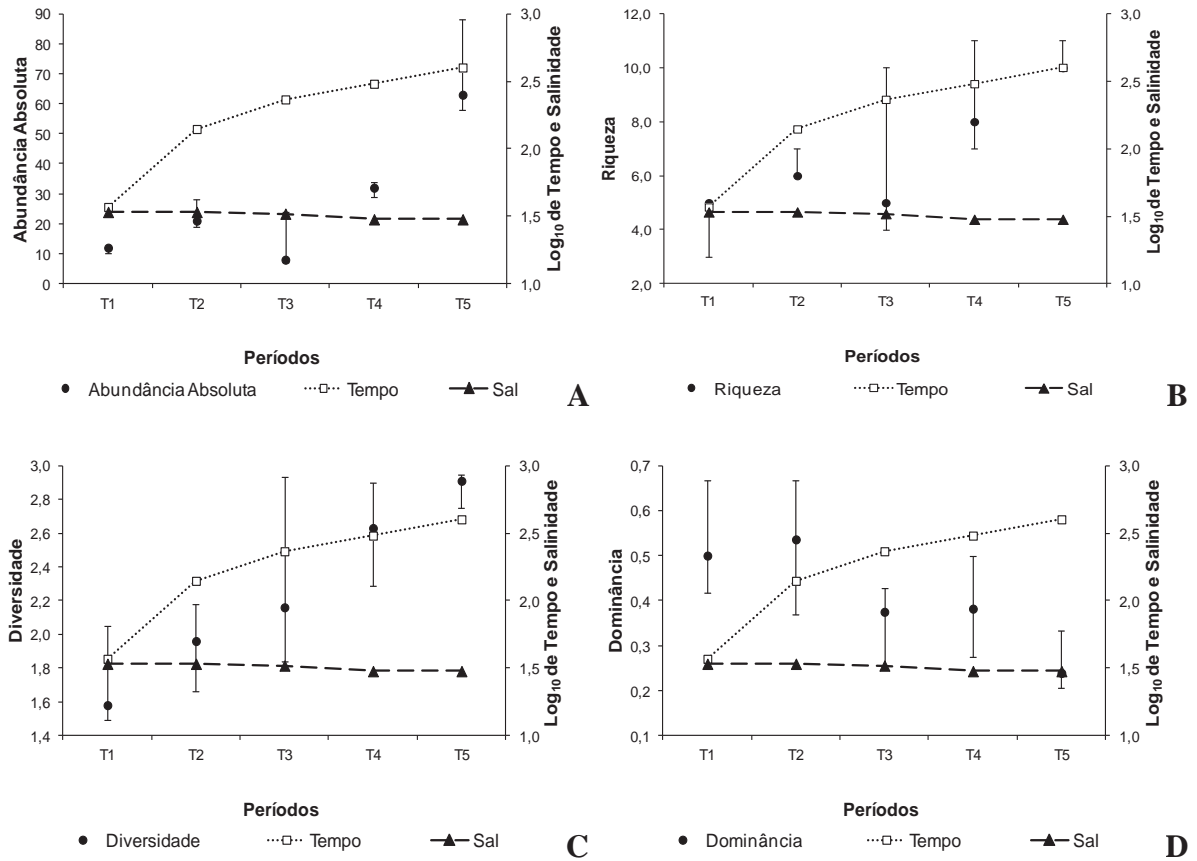


Figura 24. Relação da salinidade e tempo de exposição dos substratos artificiais com os parâmetros ecológicos avaliados neste estudo. A. Abundância Absoluta; B. Riqueza; C. Diversidade; D. Dominância. Legenda: Tempo = Tempo de exposição (dias); Sal = Salinidade.

Discussão



1.) Estrutura da comunidade

1.1) Composição das espécies

Caranguejos de distintas superfamílias de Brachyura foram encontrados explorando os substratos artificiais (SA), destacando-se as espécies das superfamílias Xanthoidea e Majoidea, as quais representaram mais de 80% das espécies de caranguejos amostrados. Este fato está de acordo com outro estudo realizado, anteriormente, no sublitoral rochoso de regiões insulares, como Alves *et al.* (2012a) na Ilha da Vitória, em que essas superfamílias, também, representaram cerca de 80% das espécies de caranguejos amostradas nessa localidade. Assim, é sugerido que a estrutura oferecida nos SA pode ser comparada ao substrato rochoso natural, sendo explorados, em sua maior parte, por organismos das mesmas superfamílias.

Embora a representatividade dessas superfamílias, Xanthoidea e Majoidea, seja observada, o número de espécies de caranguejos braquiuros (25 espécies) registrado nos SA deste estudo é menor quando comparado com o registrado em estudos realizados em regiões insulares do litoral norte paulista, como reportado por Mantelatto *et al.* (2004a) para a Ilha Anchieta e, também, Alves *et al.* (2012a) para a Ilha da Vitória, em que foram registradas 37 e 42, respectivamente. A composição de espécies obtida neste estudo apresenta em torno de 30% de similaridade com o estudo de Alves *et al.* (2012a), sendo que 20 espécies são registradas em ambos os estudos, porém 22 espécies que não foram observadas neste estudo. Esta baixa similaridade na composição das espécies entre as duas regiões pode estar relacionada com a distância entre as ilhas, de aproximadamente 40 km, porém, acredita-se que as metodologias de coleta distintas podem favorecer para a captura de um maior número de espécies na Ilha da Vitória.

No estudo de Mantelatto *et al.* (2004a), realizado na Ilha Anchieta, a composição das espécies registradas apresentou menos de 40% de similaridade com o presente estudo (Figura 25), sendo que 15 espécies foram comuns em ambos os estudos. Esse resultado pode expressar o fato que a Ilha Anchieta é localidade próxima à região costeira (Mantelatto *et al.*, 2004a), recebendo, portanto, supostamente, maior ação antropogênica que as demais ilhas, o que pode alterar a composição das espécies. Vale ressaltar que no estudo de Mantelatto *et al.* (2004a) houveram diferenças devido à maior abrangência de locais de coleta, sublitoral consolidado e não consolidado, resultando na obtenção de diferentes espécies, de acordo com sua área de ocorrência, como por exemplo, *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1785), *Calappa gallus* (Herbst, 1803), *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867), entre outras, que são comumente encontradas nos sublitoral não consolidado.

O número de espécies registrado nos SA foi maior quando comparado com substratos biogênicos, como as 17 espécies registradas por Mantelatto & Souza-Carey (1998) para a composição dos caranguejos associados ao briozoário *Schizoporella unicornis* (Johnston, 1847); as 16 espécies registradas por Camargo (2011) que avaliou a biodiversidade de caranguejos braquiuros associada ao cultivo do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758); as 19 espécies de braquiuros registrados por Alves *et al.* (*in press*), em que analisaram a estrutura da comunidade de caranguejos que também habitavam colônias de *S. unicornis* na região de Ubatuba; e, ainda, as 23 espécies registradas por Barros-Alves *et al.* (*in prep.*) no estudo com espécies associadas aos bancos da alga *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820). A maior seletividade desses ambientes biogênicos, uma vez que o tamanho parece ser um agente limitador para a ocupação desses substratos, pode contribuir, ao menos em parte, com um menor número de espécies aptas a explorar esses tipos de microhabitats.

No entanto, a composição das espécies registradas neste estudo apresentou menos de 30% de similaridade (Figura 25) com a composição registrada para os substratos biogênicos

citados acima. Esta diferença observada no número de espécies e na composição das mesmas pode estar relacionada com a estrutura e tamanho dos refúgios formados pelos diferentes substratos biogênicos e, ainda, por alguns estudos terem sido realizados em regiões intertidais, como em Barros-Alves *et al.* (in prep.) podendo selecionar diferentes espécies que habitam tais substratos, como por exemplo, *Eriphia gonagra* (Fabricius, 1781), *Acanthonyx dissimulatus* Coelho, 1993, *Epialtus brasiliensis* Dana, 1852 e *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850).

De acordo com a figura 25, pode-se afirmar que o SA utilizado neste estudo apresentou a composição de espécies mais semelhante com o estudo de Alves *et al.* (2012b), com os braquiuros associados à esponja-verde *Amphimedon viridis* Duchassaing & Michelotti, 1864. Essa composição representou em torno de 55% de similaridade com o presente estudo, sendo que das 19 espécies registradas no estudo de Alves *et al.* (2012b), 12 foram também registradas no presente estudo, das quais *M. nodifrons*, *E. bituberculatus*, *A. violaceus*, *P. gracilipes*, *S. seticornis*, *M. bicornutus*, *M. forceps*, *P. reticulatus*, *P. spinosissimus*, *C. ruber*, *H. paulensis* e *P. rugosus*. A semelhança observada na composição das espécies nas duas regiões pode estar relacionada, principalmente, com as características dos substratos em questão, os quais oferecem refúgios de tamanhos milimétricos.

Os braquiuros registrados nesta investigação foram caracterizados pelo pequeno porte, com menos de 5 mmLC, tanto para alguns adultos (*e.g.* *M. forceps*, *M. sculptipes*) e/ou para os juvenis (*e.g.* *M. nodifrons*, *M. tortugae*, *C. ruber*), representando cerca de 65% dos caranguejos capturados. Outros estudos evidenciaram a presença de decápodos de pequeno porte vivendo em associação aos recifes de areia *Phragmatopoma lapidosa* Kinberg, 1867 publicado por Pinheiro *et al.* (1997) e, ainda, em associação com o briozoário *S. unicornis* estudado por Mantelatto & Souza-Carey (1998).

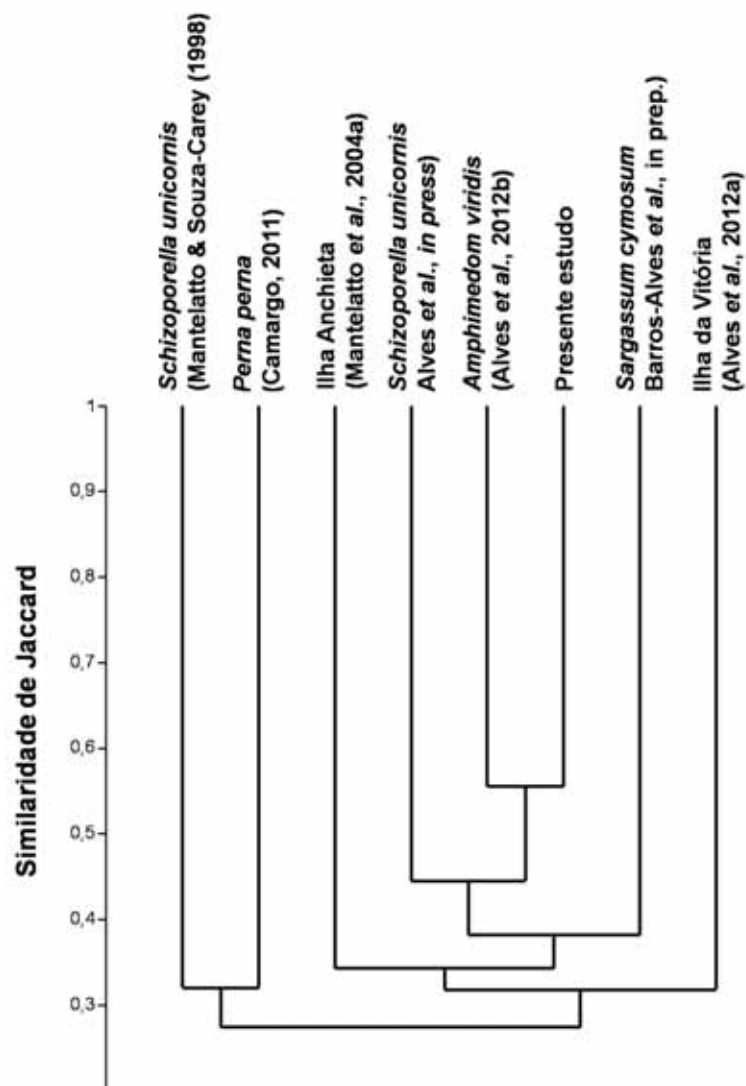


Figura 25. Dendrograma de agrupamento (UPGMA – Jaccard; $r_c = 0,855$) de similaridade entre a composição de braquiuros e presença-ausência de espécies registradas nos estudos de Mantelatto & Souza-Carey (1998); Mantelatto *et al.* (2004a); Camargo (2011); Alves *et al.* (2012a); Alves *et al.* (2012b); Alves *et al.* (*in press*); Barros-Alves *et al.* (*in prep.*) e presente estudo.

De modo geral, a relação de tamanho dos caranguejos e esses diferentes substratos aos quais estão associados é esperada, julgando o tamanho reduzido dos interstícios nesses substratos biogênicos, os quais atuam como um critério de seleção para a ocupação e exploração dos microhabitats. Assim, os organismos de diferentes tamanhos podem selecionar o local para habitar em diferentes escalas espaciais (May, 1978; Morse *et al.*, 1985; Nee *et al.*, 1991; Shorrocks *et al.*, 1991). Com isso, pode-se sugerir que os SA utilizados neste estudo fornecem refúgios com amplitude de tamanho comparável aos substratos biogênicos, tais como os bancos de algas (Stoner, 1979; Heck & Thoman, 1981; Peterson, 1982; Barros-Alves *et al.*, in prep.), recifes de areia (Woodin, 1981), costões rochosos inter e subtidais (Menge *et al.*, 1983; Witman, 1985), o que permite formar estruturas complexas e, ainda, explicar alguns padrões de distribuição dos organismos (Crowder & Cooper, 1982).

A utilização de microhabitats pode oferecer vantagens aos organismos, como a oferta de refúgio em relação a condições ambientais desfavoráveis (Abele, 1974), e/ou contra predadores (Wieters *et al.*, 2009), e, então, esses caranguejos de pequeno porte procuram os substratos biogênicos, uma vez que o tamanho dos espaços fornecidos são considerados em escala milimétrica.

Os microhabitats formados por substratos biogênicos e/ou artificiais de uma forma geral, além de refúgio, podem providenciar fonte indireta de alimento (Amarasekare, 2003). Assim, algumas espécies que vivem associadas aos SA utilizados neste estudo podem explorar modos alternativos na obtenção de alimento, como predação, herbivoria e detritivoria. Para os predadores, como *M. nodifrons*, Madambaschi *et al.* (2005) mencionaram que tais substratos passaram a abrigar uma variada fauna de pequenos invertebrados como moluscos, poliquetos, crustáceos entre outros. Para os herbívoros, como *M. forceps*, podem consumir algas colonizadas nestes SA (Rhyne *et al.*, 2005). Para os detritívoros, como alguns caranguejos do gênero *Panopeus* (Bosa & Masunari, 2002), esses substratos podem reter

matéria orgânica trazida pela água circundante e, ainda, da decomposição dos próprios organismos estabelecidos nesses substratos.

Nos SA utilizados neste estudo registrou-se apenas uma megalopa do siri *C. ruber*, enquanto que o menor espécime dos braquiuros *M. forceps* e *M. sculptipes* foi registrado com 1,40 e 1,10 mm LC, respectivamente. A presença de megalopa de braquiuros em estudos com substratos biogênicos, também, é comum, como registrado por Flores & Negreiros-Fransozo (1999), a presença da megalopa de *Pachygrapsus transversus* associados aos recifes de areia de *P. lapidosa* e em bancos do mexilhão *Brachidontes solisianus* (Orbigny, 1846). Ainda, megalopas com tamanhos aproximados aos menores indivíduos de *M. forceps* e *M. sculptipes* foram registradas nos estudos de Penha-Lopez *et al.* (2005) e Andryszak & Gore (1981), com 1,10 e 1,20 mm LC, respectivamente.

Megalopas de *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758) foram registradas em todos habitats estruturalmente complexos, como os bancos de mexilhões ou algas, enquanto que no substrato arenoso eram escassas (Moksnes, 2002). Assim, bem como nos substratos biogênicos, à medida que aumenta a complexidade dos SA, estes podem servir como local de assentamento para larvas de uma variedade de braquiuros, pois também providenciam refúgio e/ou alimento, ou ainda, essas larvas dirigem-se a esses locais após o assentamento à procura desses recursos (Dionne *et al.*, 2003; Moksnes *et al.*, 2003; van Montfrans *et al.*, 2003).

A sugestão de que os substratos biogênicos e/ou artificiais oferecem condições adequadas para o estabelecimento de espécies durante todos os estágios de desenvolvimento pós-larval pode ser observado neste estudo, para algumas espécies, como *P. gracilipes*, *M. forceps*, *H. paulensis*, *M. nuttingi* e *M. sculptipes*, no qual foram registrados indivíduos de todas as categorias demográficas. Nos estudos de Alves *et al.* (2012a) e Alves *et al.* (2012b) essas condições também foram verificadas para *M. forceps* e *P. gracilipes*, respectivamente.

Para a maioria das espécies registradas com no mínimo 10 indivíduos, razões sexuais iguais foram observadas para *E. bituberculatus*, *P. gracilipes*, *M. forceps*, *H. caribbaeus*, *H. paulensis*, *P. rugosus* e *M. nuttingi*. Esse resultado corrobora com outros estudos para algumas espécies de braquiuros, como *P. gracilipes* e *M. forceps* estudado por Alves *et al.* (2012b) e *M. bicornutus* por López-Greco *et al.* (2000). De acordo com o padrão proposto por Fisher (1930), para essas espécies que apresentam sexos separados, a teoria de alocação sexual prevê produção igual no número de machos e essas razões sexuais iguais para ambos.

Por outro lado, diferenças significativas na razão sexual a favor das fêmeas, foram registradas neste estudo para *P. hartii* e *M. sculptipes*. Barros-Alves *et al.* (2012) também não registraram diferença significativa entre machos e fêmeas de *E. bituberculatus* nos bancos de *S. cymosum* da Praia Grande, Ubatuba, SP. Por outro lado, Cobo (2006), reportou desvio em direção aos machos de *M. forceps*, durante investigação realizada na mesma área deste estudo realizado no mesmo local deste estudo. As principais causas para essas diferenças na razão sexual podem estar relacionadas com a ocupação diferencial de habitats entre os sexos (Berglund, 1981) e, ainda, com as diferentes taxas de mortalidade entre os sexos (Wenner, 1972). Porém, estudos adicionais que visam entender a biologia populacional de tais espécies devem ser realizados para que se possa avaliar a razão sexual dessas espécies no ambiente natural.

1.2) Hierarquização das espécies

O primeiro grupo “A” é formado por uma única espécie, *M. forceps*, podendo esta ser considerada de maior importância ecológica nos SA, uma vez que seus valores de abundância e ocorrência relativa foram maiores em comparação com as demais espécies. Ainda, *M. forceps*, apresentou um alto valor de equidade (0,94), indicando que sua abundância foi praticamente constante durante todo o processo sucessional. Outros estudos sugerem que *M. forceps* é uma das espécies mais abundantes no sublitoral rochoso do litoral norte do Estado de São Paulo, onde representam mais de 50% dos espécimes registrados (Mantelatto *et al.*, 2004a, b; Alves *et al.*, 2012a). Em outras localidades, como reportado por Carmona-Suárez (2000) na Ilha Morrocoy (Venezuela), este majóideo também é abundante, e, ainda, neste estudo, este majóideo representou em torno de 25% do total de braquiuros amostrados, cuja proporção é menor do que a observada no ambiente natural.

O tamanho médio verificado para esta espécie foi de $5,4 \pm 3,06$ mmLC, enquanto que no estudo de Cobo (2006), no Ilhote das Couves, foi de $11,7 \pm 3,11$ mmLC. Assim, uma maior média de tamanho para esta espécie foi observada no estudo de Cobo (2006), o que pode estar relacionado com o tamanho dos refúgios que os SA proporcionam, os quais podem selecionar somente os indivíduos menores dessa espécie e com isso a menor abundância foi verificada para *M. forceps* nos SA quando comparados com os ambientes naturais (*e.g.* Mantelatto *et al.*, 2004a, b; Carmona-Suárez, 2000; Alves *et al.*, 2012a). Além disso, os SA utilizados neste estudo foram instalados como um substrato estéril e a abundância de *M. forceps* pode aumentar com a maior complexidade da comunidade, ou seja, quando outros invertebrados e algas passam a ser encontrados nesses substratos. Segundo McKindsey & Bourget (2001), comunidades mais antigas formam habitats estruturalmente mais complexos, fornecendo maior número de microhabitats e com isso favorecendo a permanência de algumas espécies.

O segundo grupo “B” constitui-se por espécies que apresentaram valores de abundância e ocorrência relativas menores do que as verificadas para *M. forceps*. Algumas espécies desse grupo, como *H. paulensis* e *M. sculptipes* podem ser caracterizadas como sendo residentes permanentes, pois foram registradas em pelo menos quatro das amostras e em todas as categorias demográficas. Além disso, *M. sculptipes* foi a segunda espécie mais abundante neste estudo, representando mais de 10% dos indivíduos amostrados. Neste sentido, como discutido anteriormente, o tamanho dos refúgios oferecidos nesse modelo de SA pode favorecer os caranguejos menores, favorecendo espécies como *M. sculptipes*, já que o maior indivíduo capturado mediu 5.30 mmLC. Esta relação é comumente observada entre os braquiuros e o tipo de substrato no qual eles estão associados (*e.g.* Boulding, 1984; Mantelatto & Souza-Carey, 1998; Alves *et al.*, 2012b).

Além disso, *M. sculptipes* possui duas características, hábito críptico e tamanho reduzido, que nos permite imaginar que esta espécie seja territorialista, uma vez que este comportamento é frequentemente observado para os crustáceos (Stein, 1976; Caldwell, 1979; Steger, 1987). O comportamento críptico, principalmente em caranguejos pequenos, pode aumentar a sobrevivência da espécie, pois a detecção de predadores é reduzida pela estrutura do habitat (Lima & Dill, 1990). Ainda, essas espécies de tamanho pequeno e territorialista tendem a fazer apenas pequenos deslocamentos, evitando a predação, uma vez que estão vulneráveis em ambiente exposto. Assim, com base nas características da espécie, mencionadas acima e na grande abundância de indivíduos de *M. sculptipes*, principalmente nos últimos períodos e em todas as fases do desenvolvimento pós-embrionário, considera-se a hipótese de que esta espécie tenha ocupado os SA, principalmente, via assentamento larval, uma vez que os deslocamentos devem ser limitados para os indivíduos desta espécie. Porém, não deve ser desconsiderada a hipótese de que alguns indivíduos de *M. sculptipes* chegaram

aos SA durante deslocamento em busca de novos sítios de refúgio e/ou alimentação. Entretanto, tais hipóteses ainda precisam ser testadas em estudos futuros.

Por outro lado, outras espécies pertencentes ao grupo B, como *C. ruber* e *P. rugosus* puderam ser caracterizadas como sendo residentes temporárias, uma vez que não foram registradas em todas as amostras e categorias demográficas, tendo sido registradas exclusivamente em sua forma juvenil. Apesar da baixa abundância registrada para o siri *C. ruber*, o mesmo pode ser considerado uma espécie residente temporária, pois esteve presente em quase todas as amostras (80%). A baixa abundância desta espécie pode estar relacionada com o tamanho que este animal pode atingir durante sua forma adulta que, de acordo com Williams (1984), pode ser superior a 90 mm LC e novamente, ser consequência da relação tamanho do indivíduo *versus* tamanho do refúgio, sendo este último adequado para *C. ruber* somente na fase juvenil do seu desenvolvimento. Sugere-se, também, que estas espécies, *C. ruber* e *P. rugosus* possam habitar SA, primariamente, durante o estágio juvenil e posteriormente, migram para outros microhabitats no qual apresentam registros, como reportado por Braga *et al.* (2005) para o substrato não consolidado, Bouzon & Freire (2007) e Alves *et al.* (2012a) para o substrato consolidado.

O terceiro grupo “C” compôs-se por espécies com menores valores de abundância e ocorrência relativas, ou seja, as que desempenham um papel ecológico de menor valor para a comunidade de caranguejos associados aos SA. As baixas ocorrência e abundância relativas das espécies podem classificá-las como acidentais ou raras. Os braquiuros verificados neste estudo, tais como *E. bituberculatus*, *A. scutiformis* e *P. spinosissimus*, representam um bom exemplo de espécie de ocorrência acidental, pois apesar dessas três espécies serem comumente encontradas em regiões adjacentes, como nas intertidais associadas aos bancos de alga, incluindo do gênero *Sargassum*, *Padina* Adanson, 1763 e *Hypneia* Lamouroux, 1813 e, ainda, em bancos de esponja, tais como *Amphimedon viridis* (Hiyodo & Fransozo, 1995;

Széchy *et al.*, 2001; Teixeira *et al.*, 2009; Alves *et al.* (2012b), neste estudo foram observados apenas alguns exemplares das mesmas. Assim, o registro de espécies acidentais pode estar associado à busca de alimento no SA ou algum outro comportamento, como a fuga de predadores, favorecendo a migração a partir de substratos adjacentes.

Por outro lado, as espécies de ocorrência rara, geralmente, formam populações pequenas, com um número reduzido de indivíduos (Primack & Rodrigues, 2011). Um bom exemplo disso é o majóideo *T. ornatus*, pois esta espécie teve seu registro, recentemente, ampliado por Alves *et al.* (2006) na região de Ubatuba, porém, esta região apresenta, ainda, populações pequenas dessa espécie que pode ser consequência das características ambientais da região.

Além disso, algumas espécies registradas no grupo C, como *S. seticornis*, *M. nodifrons* e *M. tortugae*, são comuns em regiões insulares da costa brasileira, como registrado por Mantelatto *et al.* (2004a) e Alves *et al.* (2012a). Porém, foram registradas com baixos valores de abundância e ocorrência relativa neste estudo. De acordo com Mantelatto *et al.* (2004a) e Alves *et al.* (2012a), *S. seticornis* é a segunda espécie mais abundante no sublitoral rochoso. Contudo, aqui se observou apenas um indivíduo em todo programa amostral.

A baixa abundância dessa espécie nos modelos dos SA pode estar relacionada com dois aspectos: a forma do corpo de *S. seticornis*, que apesar dos juvenis dessa espécie serem considerados de tamanho milimétrico, suas patas ambulatórias podem atingir 10 vezes a largura da carapaça (Melo, 1996). Um exemplar de 2 mm LC pode alcançar com suas patas esticadas, aproximadamente, 2 cm de comprimento (observação pessoal), de modo que os refúgios oferecidos nesses SA parecem ser desfavoráveis para tais caranguejos.

Outro aspecto que pode tentar explicar a baixa abundância de *S. seticornis* é a preferência por outro tipo de microhabitat, não encontram refúgios adequados nos SA. De acordo com Wieters *et al.*, (2009), o tipo de refúgio ou preferência por algum habitat pode

constituir uma vantagem para cada espécie, sendo que a preferência por habitats diferentes pode ser selecionada e a competição interespecífica pode não ser necessária para manter as diferenças na utilização desses microhabitats. Neste sentido, estudos que visam analisar a preferência de microhabitats já foram realizados para alguns braquiuros, nos quais foram observados resultados positivos para esta questão, como por exemplo, nos estudos de Navarrete & Castilla (1990) e Wieters *et al.*, (2009). Ambos os artigos avaliaram a preferência de habitat de refúgio para *Acanthocyclus gavi* H. Milne Edwards & Lucas, 1844 e *Acanthocyclus hassleri* Rathbun, 1898, em laboratório. Assim, cabe ressaltar que estudos visando analisar a preferência de microhabitats para *S. seticornis* não são conhecidos e as causas para a baixa abundância registrada nos AS necessitam de confirmação.

O caranguejo *M. nodifrons* possui grande porte quando comparado com outros braquiuros que vivem no costão rochoso no litoral brasileiro, com até 130 mmLC (Williams, 1984), podendo ser encontrada desde o intertidal até 10 metros de profundidade, em reentrâncias rochosas ou em associação com substratos biogênicos (ver Melo 1998; Fransozo *et al.*, 2000; Alves *et al.*, *in press*) e neste estudo, foi registrada somente um indivíduo jovem desta espécie. Os indivíduos dessa espécie, geralmente, utilizam distintos microhabitats em diferentes fases do seu ciclo de vida, como *P. lapidosa*, *S. cymosum* e *S. unicornis* (Pinheiro *et al.*, 1997; Fransozo *et al.*, 2000; Alves *et al.*, *in press*; Barros-Alves *et al.*, *in prep.*), principalmente, em sua fase juvenil.

Assim como para *M. nodifrons*, a utilização de diferentes microhabitats tem sido comumente relatada entre os crustáceos (*e.g.* Hines *et al.*, 1987; Meyer, 1994; Beck, 1995; Flores & Negreiros-Fransozo, 1999; Micheletti-Flores & Negreiros-Fransozo, 1999; Pardo *et al.*, 2007). Essa partilha de habitat, ao longo da ontogenia, é utilizada, então, principalmente na fase inicial de vida bentônica desses crustáceos, no qual procuram habitat que oferece refúgio contra os predadores, abrigo e alimento disponível (MacArthur & Levins, 1967;

Edgar, 1983; Schoener, 1983; Corona *et al.*, 2000; Guisande *et al.*, 2003). Nesse sentido, sugere-se que os SA podem ser utilizados enquanto fornecerem recursos, por *M. nodifrons*, *C. ruber*, principalmente em sua fase juvenil e, assim, que esses animais atingirem tamanho maior do que o refúgio que o SA oferece, podem migrar para de ambientes adjacentes.

Com base nos resultados obtidos, os SA utilizados neste estudo parecem providenciar sítios de refúgio, assentamento, recrutamento e desenvolvimento, principalmente das formas juvenis de várias espécies de braquiuros, no qual é selecionada pelo tamanho dos refúgios disponíveis nessas estruturas.

2.) Dinâmica da comunidade

2.1) Processo sucessional

Segundo Margalef (1968), a entrada e/ou saída de novas espécies ao longo do processo sucessional à comunidade pode ocorrer por longos períodos de exposição, devido ao aumento de nichos proporcionados no ambiente, os quais podem ser ocupados pelas espécies da fauna acompanhante. Isso pode explicar, ao menos em parte, a presença e/ou ausência de uma determinada espécie, ao longo do período deste estudo, apesar de não terem sido observadas correlações entre os braquiuros e a biomassa da fauna acompanhante.

Nesse sentido, as diferenças observadas e a formação de dois grupos, A e B, com relação aos períodos analisados, parecem estar associadas com o período que os SA ficaram submersos, uma vez que, quanto mais longo for o tempo de exposição, maior é a complexidade estrutural do SA (Hutchinson & MacArthur, 1959; Huston, 1979; Tsuchiya, 1982).

A complexidade estrutural do habitat, que pode ser formada pela fauna acompanhante, pode desempenhar um papel importante na estrutura da comunidade (Schluter & Ricklefs, 1993; Rahbek & Graves, 2001), pois pode fornecer um maior número de nichos, de diferentes formas e tamanhos, e, ainda, podem representar fonte de alimento para algumas espécies de ambientes adjacentes que buscam alimento nesses substratos (Menge, 1976; Stoner & Lewis, 1985; Davenport & Moore, 1996; Harmelin & Bellan-Santini, 1997; Taylor, 1998), como os caranguejos braquiuros.

O maior número de nichos formados, também, pode providenciar refúgio contra predadores (Heck & Orth, 1980; Herrnkind & Butler, 1986; Whale & Steneck, 1991; Eggleston, 1995), pois muitas espécies, como passam parte do seu tempo dentro ou perto de refúgios (Sih, 1997), aumentando a probabilidade de sobrevivência da presa (*e.g.* Witter & Lee, 1995; Caley & Stjohn, 1996; Pyron *et al.*, 1999; Corona *et al.*, 2000; Manatunge *et al.*,

2000), uma vez que a maior predação, em habitats não estruturados, como registrado em substratos arenosos, está ligada à falta de refúgio nesses habitats (Corona *et al.*, 2000). Nesse sentido, a heterogeneidade ambiental pode afetar o comportamento e a densidade de predador e presa, porém poucos estudos têm abordado essa relação (*e.g.* Persson & Eklov, 1995; Caley & Stjohn, 1996; Manatunge *et al.*, 2000; Anderson, 2001). Portanto, a maior abundância de braquiuros em T5 pode estar relacionada com a presença de maior número de nichos providos ao longo do processo de sucessão, devido ao aumento da fauna acompanhante.

Então, a entrada de algumas espécies de braquiuros em um período do processo de sucessão pode estar relacionada com a abertura de um novo nicho, pois se sabe que os caranguejos, geralmente, apresentam o hábito críptico e, muitas vezes, encontram refúgio sobre ou dentro de estrutura fornecida por outras espécies (Dayton, 1971; Lee & Ambrose, 1989; Lohse, 1993), como por exemplo, o mexilhão *Mytilus californianus* (Conrad, 1837) que fornece substrato mais forte do que o substrato rochoso (Suchanek, 1994) e as cracas que podem triplicar a área da superfície do substrato que ocupam (Osman & Whitlatch, 1995).

A presença das macroalgas nos SA, mesmo não tendo sido quantificada neste estudo, parece ter favorecido a presença de algumas espécies nos SA, como o caranguejo-aranha *E. bituberculatus*, considerando que essa espécie vive em associação com bancos da alga *Sargassum* (Barros-Alves *et al.*, 2012). Não só a presença de algas, mas também, outros organismos incrustantes, como briozoários e poríferos, pode ter favorecido a instalação de outras espécies de braquiuros, como *P. gracilipes*, uma vez que este caranguejo é comumente registrado em bancos da esponja-verde *A. viridis* e, ainda, em colônias do briozoário *S. unicornis* estudados, respectivamente por Alves *et al.* (2012b) e Alves *et al.* (*in press*).

Além dos novos nichos formados, os organismos da fauna acompanhante vágil (pequenos camarões, anfípodos, poliquetos e moluscos), registrados ao longo do período de estudo, pode representar alimento para alguns braquiuros predadores (Carqueija & Gouvêa,

1998; Brousseau *et al.*, 2001; Santana *et al.*, 2009). Nesse sentido, a maioria dos caranguejos pertencentes à superfamília Xanthoidea são avaliados como predadores (Silliman *et al.*, 2004) e provavelmente, algumas espécies dessa superfamília, como *H. caribbaeus*, *H. paulensis* e *P. rugosus*, podem ter procurado os SA em busca de alimento e uma vez que encontram, podem permanecer nesses substratos.

Apesar da complexidade do habitat que os SA podem oferecer a presença e/ou o estabelecimento de uma espécie ao longo do período sucessional depende da habilidade de colonização e competição de uma determinada espécie (Ricklefs & Miller, 1999). Com isso, as primeiras espécies que passam a colonizar áreas desocupadas são consideradas pioneiras, as quais permanecem até que sejam substituídas por um melhor competidor (Collin, 2004; Odum & Barrett, 2007). Segundo Ricklefs & Miller (1999), as espécies pioneiras apresentam uma série de características, alta fecundidade; dispersão por longas distâncias e crescimento rápido quando os recursos são abundantes e crescimento lento quando os recursos são escassos. Considerando apenas as espécies obtidas neste estudo, *M. forceps*, *C. ruber* e *H. caribbaeus* podem ser consideradas como pioneiras, pois essas espécies foram as primeiras a colonizarem rapidamente os SA.

Adicionalmente, as características de uma espécie pioneira podem definir a r-seleção de MacArthur (MacArthur & Wilson, 1967). Deste modo, sugere-se aqui que *M. forceps* seja considerada como uma espécie r-estrategista, a qual apresenta vantagem competitiva, que de certa forma, fornece sucesso na colonização (Pickett & White, 1985; Krebs & Davies, 1996; Ricklefs, 2003), pois permaneceram nos SA ao longo de todo período sucessional. *Mithraculus forceps*, por ser uma espécie oportunista, possui facilidade em explorar os SA utilizados neste estudo, encontrando ali características propícias para o seu estabelecimento e, ainda, no primeiro momento encontra uma menor competição pelos recursos fornecidos.

Por outro lado, algumas espécies começaram a colonizar os SA a partir de T1 ou T2, como *H. paulensis*, *M. nuttingi*, *M. sculptipes*, *P. hartti*, *P. rugosus* e *P. gracilipes*, porém, só conseguiram se estabelecer a partir de T4, podendo essas espécies ser consideradas tardias, com características típicas, como a fecundidade relativamente baixa, dispersão por curtas distâncias, crescimento lento e uma maior capacidade de sobreviver e competir em condições nas quais os recursos são escassos e com isso, podem até excluir as espécies pioneiras (Stiling, 2001). Neste caso, essas características podem definir a K-seleção de MacArthur (MacArthur & Wilson, 1967). Com base nos resultados obtidos neste estudo, pode-se sugerir que *M. sculptipes* é uma espécie K-estrategista, pois apesar de ter aparecido nos SA em T1, só conseguiu se estabelecer a partir de T4, passando ser a espécie dominante em T5.

Outras espécies, como *A. violaceus*, *A. schmitti*, *P. occidentalis* foram registradas somente a partir de T2, porém, não estiveram presentes em nenhum dos demais períodos analisados. Provavelmente, essas espécies não tiveram êxito em se estabelecer nos SA pela sua baixa abundância no ambiente natural ou ainda pelo SA não ter oferecido condições adequadas para a manutenção de *A. schmitti* e *P. occidentalis*.

Contudo, é possível sugerir que a comunidade de braquiuros associada aos SA apresentou períodos de instabilidade ao longo do período de sucessão, o que pode ser observado com os resultados obtidos na análise de “turn-over”, no qual ganhos e perdas de espécies foram registrados. Porém, a entrada ou saída de novas espécies é esperada, pois se trata primeiramente de um substrato inerte e ao longo do período de sucessão a complexidade do ambiente aumenta e os nichos formados nesses substratos podem se tornar favoráveis ou não, para determinadas espécies (Svane & Petersen, 2001).

2.2) Variação temporal dos parâmetros ambientais

Com base nos resultados obtidos neste estudo, verificou-se uma tendência ao acréscimo dos valores da abundância absoluta, riqueza e diversidade ao longo do período amostral e uma tendência inversa para os valores de dominância. Acredita-se que o tempo de exposição dos SA e a salinidade sejam os principais fatores que contribuem para essas tendências, uma vez que não foram evidenciadas correlações com a temperatura. Tal fato está de acordo com a teoria de Pianka (1988), que afirma que as comunidades que têm existido por períodos mais prolongados necessitam de um tempo maior para ocorrer a colonização de organismos e, portanto, mais espécies migram para essas comunidade, aumentando os parâmetros ecológicos, como a abundância absoluta, diversidade, riqueza.

Com o maior tempo de exposição, um ambiente estruturalmente mais complexo será formado ao longo do processo de sucessão, podendo favorecer o estabelecimento de um maior número de espécies e desta forma causar o aumento da diversidade de uma determinada comunidade (MacArthur & MacArthur, 1961; Menge & Sutherland, 1976; Biggs, 1988; McKindsey & Bourget, 2001; Charbonnel *et al.*, 2002; Sherman *et al.*, 2002), conforme verificado no presente estudo. Os interstícios formados pela fauna acompanhante aumentam a diversidade dos organismos em relação às de áreas adjacentes, de acordo com Suchanek (1985), Witman (1985) e Tsuchiya & Nishihira (1985 e 1986). Neste sentido, o aumento gradual dos parâmetros ecológicos observados neste estudo indica que a comunidade de braquiuros associados aos SA tende a se estabilizar e tornar-se cada vez mais semelhante à comunidade natural.

Por outro lado, T3 foi o único período no qual essa tendência não foi observada, quando foi registrado um decréscimo nos valores de abundância absoluta e riqueza. O SA referente à T3 foi recuperado no inverno, deste modo, acredita-se que as condições ambientais, tanto bióticas quanto abióticas, que prevalecem nesta época do ano tenham sido

responsáveis por esse decréscimo no valor de abundância absoluta e riqueza. Vários autores (e.g. Mantelatto & Fransozo, 2000; Mantelatto *et al.*, 2004a), também, registraram maior abundância e riqueza durante o período de primavera e verão, que segundo Castro-Filho *et al.* (1987) nessas épocas pode haver a entrada da massa de Água Central do Atlântico Sul (ACAS) nas áreas costeiras dessa região. A presença de ACAS pode provocar grandes variações sazonais (Pires-Vanin, 1993), modificando a composição e abundância dos organismos, uma vez que a produtividade primária aumenta (Matsuura, 1986; Castro-Filho *et al.*, 1987; Mantelatto & Fransozo, 2000; Odebrecht & Castello, 2001), afetando a desova de invertebrados marinhos (Thorson, 1950; Sastry, 1983; Bauer, 1992; Bauer & Vega, 1992). Esta pode ser considerada com uma das principais razões para T3 ter apresentado um decréscimo nos valores dos parâmetros ecológicos.

Com base nos resultados obtidos de riqueza, não foi possível alcançar a assíntota da curva de espécies acumulada. Este resultado pode estar relacionado com os seguintes fatores: 1) o tamanho total da área dos SA amostrados foi insuficiente. Segundo Gray (2002), a curva geralmente não alcança a assíntota quando são amostradas pequenas frações da área; 2) por se tratar de um substrato novo, que foi mantido por um curto período de tempo no ambiente, é possível sugerir que a comunidade estabelecida nos SA ainda não atingiu o clímax, ou seja, a comunidade presente nesses SA não chegou ao estágio final do processo sucessional, como definido por Connell & Slatyer (1977); 3) os SA utilizados neste estudo providenciam refúgio, disponibilizam alimento e nichos para espécies de regiões adjacentes se estabelecerem; porém o ambiente natural apresenta características e tamanhos diferentes dos SA, o que garante às espécies um habitat mais complexo de uma forma geral, o que pode ser corroborado com os estudos de Wendt *et al.* (1989); Carr & Hixon (1997), Glasby (1997), Wilhelmsson *et al.* (1998); Glasby & Connell (1999) e Perkol-Finkel & Benayahu (2004), nos quais se observam que os SA abrigam uma biota diferente daquela verificada no ambiente

natural. As comparações com o ambiente natural são imprescindíveis, porém são complexas, na medida em que diferenças são observadas no tamanho, na heterogeneidade e na idade dos habitats naturais (Pratt, 1994; Carr & Hixon, 1997).

Os resultados de rarefação não proporcionaram interpretações similares àquelas originadas pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener. Assim, como observado em outros estudos (*e.g.* Soares-Gomes & Pires-Vanin, 2003) a curva de rarefação, também, não alcançou a assíntota para nenhum dos períodos analisados, o que indica que o número total de espécies esperadas para a comunidade de braquiuros nos SA não foi registrada em nenhum dos períodos analisados. Novamente, o tamanho dos SA utilizados neste estudo podem não terem sido suficientes para a captura do número de indivíduos necessários, que representasse a diversidade real em cada período amostral.

Observou-se correlações positivas entre a diversidade com a abundância absoluta e riqueza e correlações negativas da diversidade com a dominância, situações comumente observadas e, anteriormente, reportadas para McKindsey & Bourget (2001), que avaliaram a diversidade na sucessão de uma comunidade intertidal rochosa no estuário Saint Lawrence, no Canadá e Alves *et al.* (2012b) no qual avaliaram a comunidade de braquiuros associados com *A. viridis*, na costa sudeste do Brasil.

Com a instalação de um substrato, inerte, ao longo do tempo, esses passam a disponibilizar maior quantidade de alimento, aumentando a disponibilidade de refúgios contra a predação, além de aumentar o espaço para o assentamento larval (Bohnsack, 1989). Com a progressão no número de nichos, o aumento do número de indivíduos é esperado, fazendo com que a riqueza e a diversidade também aumentem (Duedall & Champ, 1991; Svane & Petersen, 2001; Perkol-Finkel *et al.*, 2008). Essa progressão foi observada neste estudo ao longo do processo sucessional nos SA. Além disso, outro fator que pode ter atuado nessas correlações positivas com a diversidade foi o recrutamento de novas espécies ao longo do

período de estudo, como também observado no estudo de Perkol-Finkel & Benayahu (2004), que por sua vez pode estar relacionado com a migração de substratos adjacentes ou ainda, com o assentamento larval das espécies presentes.

A correlação negativa da diversidade com a dominância observada neste estudo pode estar relacionada com o período inicial, no qual as espécies pioneiras dominaram rapidamente os SA, como por exemplo, *M. forceps*, uma vez que o espaço primário pode ser monopolizado por uma espécie dominante (Dayton, 1971; Lee & Ambrose, 1989; Lohse, 1993). Com o passar do tempo, essa dominância observada nos SA diminuiu na medida em que outras espécies passaram a competir por espaço e pelos recursos fornecidos, considerando que o espaço é um dos fatores mais importante e resultam interações competitivas entre diferentes populações (Odum & Barrett, 2007).

A correlação entre a diversidade e equitabilidade é esperada quando se estuda uma comunidade de uma determinada região (Begon *et al.*, 2007), corroborando com o observado nos estudos de Mantelatto *et al.* (2004a) com majóideos do infralitoral rochoso da Ilha Anchieta, Ubatuba, litoral norte paulista e no estudo de Alves *et al.* (2012b) com a diversidade dos braquiuros de Ubatuba, litoral norte paulista do Brasil. Porém, neste estudo esta correlação não foi observada e uma possível explicação para esses resultados pode ser a idade da comunidade formada nos AS, ou seja, por ainda não ter atingido o clímax sucessional. Neste sentido, a entrada e saída de novas espécies parece ser as principais responsáveis pela modulação da diversidade dessa comunidade.

Com base nos resultados obtidos, pode-se sugerir que as variações temporais observadas na comunidade de caranguejos associados aos SA são derivadas de um processo sucessional inicial, uma vez que esta comunidade apresentou períodos de instabilidade, com a chegada e saída de novos indivíduos e/ou espécies e a competição por espaço ainda se encontra em fase de estabelecimento.

Considerações Finais



Considerações Finais

Habitats marinhos, principalmente os costeiros, vêm sendo modificados com a instalação de mariculturas, plataformas para extração de petróleo, terminais portuários, marinas, ocupação ilegal da linha de costa, entre outras ações antropogênicas. Tais modificações afetam diretamente a biota local, pois fornece de uma maneira direta ou indireta, um substrato artificial (SA) que passa a ser ocupado por uma variedade de organismos bentônicos (Relini *et al.*, 2007). Neste sentido, estudar os processos de desenvolvimento de comunidades em tais habitats é de grande importância ecológica, para entender os processos relacionados com o desenvolvimento de regiões costeiras (Pinn *et al.*, 2005; Bulleri, 2006; Airoidi & Beck, 2007).

Neste sentido, com os resultados do presente estudo é possível verificar que um SA, consolidado e inerte, instalado no sublitoral rochoso é rapidamente ocupado por espécies do ambiente natural adjacente. Fica claro, também, que a fauna de braquiuros, que passa a utilizar tal SA, é selecionada pelas características oferecidas por esse SA, particularmente, relacionando-se com a estrutura etária e de tamanho dos indivíduos e espécies, as quais são consequência do tamanho dos refúgios disponíveis. Além disso, pode-se observar que a comunidade presente nesses SA passa por um processo de colonização em períodos sucessionais bem marcados e de acordo, com o estabelecimento da fauna acompanhante nesses substratos.

Ao comparar-se a estrutura da comunidade de caranguejos registrada neste estudo, com a registrada para o sublitoral rochoso da mesma região, é possível sugerir que o modelo de SA utilizado oferece condições de heterogeneidade similares às do ambiente natural, porém, privilegiando o estabelecimento de indivíduos e espécies de pequeno porte, além de servir como modelo a ser utilizado para a restauração de habitats degradados.

Porém, cabe ressaltar que estudos complementares são fundamentais, tais como, melhor avaliação dos materiais utilizados para a confecção desses SA, tamanho desses substratos, tamanho dos refúgios oferecidos, entre outros. Tais estudos poderão fornecer parâmetros iniciais no planejamento de instalação de estruturas artificiais na região costeira, visando à preservação das características naturais da fauna na região em questão e, conseqüentemente, auxiliando na conservação das espécies nativas. Porém, para a aplicação dessa tecnologia em questões de conservação ainda precisa de maiores esclarecimentos.

Ressalta-se, ainda, que esta é a primeira contribuição na literatura para o conhecimento da colonização de SA por caranguejos na região sublitoral insular do litoral paulista.

Referências



Referências

- Abele, L.G. 1974. Species diversity of decapod crustaceans in marine habitats. *Ecology*, 55: 156-161.
- Airoidi, L. & Beck, M.W. 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology*, 45: 345-405.
- Alves, D.F.R.; Cobo, V.J. & Melo, G.A.S. 2006. Extension of the geographical distribution of some brachyuran and porcellanid decapods (Crustacea) to the coast of the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 280-283.
- Alves D.F.R.; Barros-Alves, S.P.; Cobo, V.J.; Lima, D.J.M. & Fransozo, A. 2012a. Checklist of the brachyuran crabs (Crustacea, Decapoda) in the rocky subtidal of Vitória Archipelago, southeast coast of Brazil. *Check List*, 8(5): 940-950.
- Alves, D.F.R.; Carvalho, M.C.R.; Barros-Alves, S.P. & Cobo, V.J. 2012b. Brachyuran crabs (Decapoda, Brachyura) associated with the green sponge *Amphimedon viridis* (Demospongiae) from Itaguá beach, south-eastern coast of Brazil. *Crustaceana*, 85(4-5): 497-512.
- Alves, D.F.R., Barros-Alves, S.P., Lima, D.J.M., Cobo, V.J. & Negreiros-Fransozo, M.L. (*in press*) Brachyuran and Anomuran crabs associated with *Schizoporella unicornis* (Ectoprocta, Cheilostomata) from southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*.
- Amarasekare, P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecology Letters*, 6: 1109-1122.
- Anderson, T.W. 2001. Predator responses, prey refuges, and density-dependent mortality of a marine fish. *Ecology*, 82: 245-257.

- Andryszak, B.L. & Gore, R.H. 1981. The complete larval development in the laboratory of *Micropanope sculptipes* (Crustacea, Decapoda, Xanthidae) with a comparison of larval characters in western Atlantic xanthid genera. *Fishery Bulletin*, 79: 487-506.
- Ardizzone, G.D.; Somaschini, A. & Belluscio, A. 1996. Biodiversity of European artificial reefs. Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network, p. 39-59.
- Azevedo, F.B.B.; Carloni, G.G. & Carvalheira, L.V. 2006. Colonization of benthic organisms on different artificial substratum in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives Biology and Technology*, 49(2): 263-275.
- Bachalet, G.; Montaudaoin, X. & Dauvin, J.C. 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 371-391.
- Baine, M. 2001. Artificial reefs: a review or their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management*, 40: 241-259.
- Balgos, M.C. 1995. Evaluation of artificial reef development on an artificial reef in Hawaiian waters. *Bulletin of Marine Science*, 44: 580-591.
- Barnabé, G.; Charbonnel, E.; Marinaro J.Y.; Ody, D. & Francour, P. 2000. Artificial reefs in France: Analysis, assessments and prospects. In: Jensen, A.C. & Collins, K.J. & Lockwood, A.P.M. (Eds.) *Artificial reefs in European seas*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 167-184.
- Barros-Alves, S.P.; Alves, D.F.R. & Cobo, V.J. 2012. Comparison of the population biology of *Epialtus bituberculatus* from two rocky shores with distinct hydrodynamic patterns. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, on line: 1-10.

- Barros-Alves, S.P.; Alves, D.F.R. & Cobo, V.J. (in prep.) Estrutura da comunidade de caranguejos (Decapoda, Brachyura) associados à alga *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820): dominância em distintas condições hidrodinâmicas.
- Bauer, R.T. 1992. Testing generalizations about latitudinal variation in reproduction and recruitment patterns with sicyoniid and caridean shrimp species. *Invertebrate Reproduction and Development*, 22(1-3): 193-202.
- Bauer, R.T. & Vega, W.R. 1992. Pattern of reproduction and recruitment in two sicyoniid shrimp species (Decapoda, Penaeoidea) from a tropical seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 223-240.
- Beck, M.W., 1995. Size-specific shelter limitation in stone crabs: a test of the demographic bottleneck hypothesis. *Ecology*, 76: 968–980.
- Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 752p.
- Berger, W.H. & Parker, F.L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347.
- Berglund, A. 1981. Sex dimorphism and skewed sex ratios in the prawn species *Palaemon adspersus* and *P. squilla*. *Oikos*, 36(2): 158-162.
- Bertness, M.D. 1999. *The Ecology of Atlantic Shorelines*. Sunderland: Sinauer Associates, 417p.
- Bertness, M.D.; Gaines, S.D. & Hay, M.E. 2001. *Marine community ecology*. Sunderland: Sinauer Associates, 550p.
- Biggs, B.J.F. 1988. Artificial substrate exposure times for periphyton biomass estimates in Rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 22(4): 507-515.
- Bohnsack, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 631-645.

- Bohnsack, J.A. & Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science*, 37(1): 11-39.
- Bombace, G. 1989. Artificial reefs in the Mediterranean. *Bulletin of Marine Science*, 44: 1023-1032.
- Borges, R.P. 2002. Recrutamento em substrato artificial consolidado no estuário de Santos (Santos-SP): um estudo em médio prazo. 92p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Bosa, C.R. & Masunari, S. 2002. Crustáceos decápodos associados aos bancos de *Phragmatopoma caudata* (Kröyer) (Polychaeta, Sabellariidae) na Praia de Caiobá, Matinhos, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(Supl.1): 117-133.
- Boulding, E.G. 1984. Crab-resistant features of shells of burrowing bivalves, decreasing vulnerability by increasing handling time. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 76: 201-223.
- Bouzon, J.L. & Freire, A.S. 2007. The Brachyura and Anomura fauna (Decapoda; Crustacea) in the Arvoredo Marine Biological Reserve on the southern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2): 321-325.
- Braga, A.A.; Fransozo, A.; Bertini, G. & Fumis, P.B. 2005. Composition and abundance of the crabs (Decapoda, Brachyura) off Ubatuba and Caraguatatuba, northern coast of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica*, 5(2): 1-34.
- Branden, K.L.; Pollard, D.A. & Reimers, H.A. 1994. A review of recent artificial reef developments in Australia. *Bulletin of Marine Science*, 55: 982-994.
- Brandini, F.P.; Silva, A.S. 2000. Recifes artificiais vs biodiversidade marinha: o exemplo do Estado do Paraná. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, p. 299-300.

- Brousseau, D.J.; Filipowicz, A. & Baglivo, J.A. 2001. Laboratory investigations of effects of predator sex and size on prey selection by the Asian crab *Hemigrapsus sanguineus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 262: 199-210.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. 1984. *Field & laboratory methods for general ecology*. Duddle: W.C. Brown Publishers, 226p.
- Brown, J.H. & Lomolino, M.V. 2006. *Biogeografia*. 2 ed. (rev. e ampl.) Ribeirão Preto: FUNPEC, 691p.
- Bulleri, F. 2006. Is it time for urban ecology to include the marine realm? *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 658-659.
- Caldwell, R.L., 1979. Cavity occupation and defensive behavior in the stomatopod *Gonodactylus festae*: evidence for chemically mediated individual recognition. *Animal Behaviour*, 27: 194-201.
- Caley, M.J. and Stjohn, J. 1996. Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. *Journal of Animal Ecology*, 65: 414-428.
- Camargo, F.V. 2011. Biodiversidade de caranguejos Braquiúros (Crustacea: Decapoda) associada ao cultivo comercial de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Molusca: Bivalvia) no Litoral Norte do Estado de São Paulo. 95p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Carmona-Suárez, C.A. 2000. Differences between *Mithraculus* spp. communities in exposed and sheltered shallow-water *Thalassia* beds in Venezuela. *Crustacean Issues*, 12: 419-429.
- Carqueija, C.R.G. & Gouvêa, E.P. 1998. Hábito alimentar de *Callinectes larvatus* (Crustacea, Decapoda, Portunidae) no manguezal de Jiribatuba, Baía de Todos os Santos, Bahia. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(1): 273-278.

- Carr, M.H. & Hixon, M.A. 1997. Artificial reefs: The importance of comparisons with natural reefs. *Fisheries*, 22: 28-33.
- Carvalho, E.M. & Uieda, V.S. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(2): 287-293.
- Castro-Filho, B.M.; Miranda, L.B. & Myao, S.Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 35(2): 135-151.
- Charbonnel, E.; Serre, C.; Ruitton, S.; Harmelin, J.G. & Jensen, A. 2002. Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S208-S213.
- Chua, C.Y.Y. & Chou, L.M. 1994. The use of artificial reefs in enhancing fish communities in Singapore. *Hydrobiologia*, 185: 177-187.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 190p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 144p.
- Cobo, V.J. 2006. Population biology of the spider crab, *Mithraculus forceps* (A. Milne-Edwards, 1875) (Majidae, Mithracinae) on the southeastern Brazilian coast. *Crustaceana*, 78(9): 1079-1087.
- Cobo, V.J.; Pinheiro, A.P.; Freire, F.A.M. & Martins, I.A. 2002. Range extension of the geographic distribution of lobsters (Palinuroidea) and crabs (Xanthoidea) in Brazilian coast. *Nauplius*, 10(2): 155-158.

- Collin, P.H. 2004. Dictionary of environment & ecology. 5 ed. London: Bloomsbury Publishing Plc, 228p.
- Conceição, R.N.L. & Pereira, J.A. 2006. Comunidades de peixes em recifes artificiais do Estado do Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 39: 99-109.
- Connell, S.D. & Jones, G.P. 1991. The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 151: 271-294.
- 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.
- Corona, A.; Soto, L.A. & Sanchez, A.J. 2000. Epibenthic amphipod abundance and predation efficiency of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in habitats with different physical complexity in a tropical estuarine system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 253: 33-48.
- Crowder, L.B. & Cooper, W.E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63: 1802-1813.
- Dajoz, R. 1983. *Ecologia geral*. 4 ed. Petrópolis: Editora Vozes, 472p.
- Dajoz, R. 2005. *Princípios de ecologia*. Porto Alegre: Artmed Editora, 519p.
- Davenport, J. & Moore, P.G. 1996. Observations on defensive interactions between predatory dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.) and mussels, *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 206: 133-147.
- Dayton, P.K. 1971. Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41: 351-389.
- De Grave, S.; Pentcheff, N. D.; Ahyong, S. T.; Chan, T. Y.; Crandall, K. A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Franssen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.;

- Low, M. E. Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzler, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, 21: 1-109.
- Dionne, M.; Sainte-Marie, B.; Bourget, E. & Gilbert, D. 2003. Distribution and habitat selection of early benthic stages of snow crab *Chionoecetes opilio*. *Marine Ecology Progress Series*, 259: 117-128.
- Duedall, I.W. & Champ, M.A. 1991. Artificial reefs: emerging science and technology. *Oceanus*, 34: 94-101.
- Edgar, G.J. 1983. The ecology of south-east Tasmanian phytal animal communities. III. Patterns of species diversity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 70: 181-203.
- Eggleston, D.B., 1995. Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Marine Ecology Progress Series*, 124: 9-22.
- Ekman, S. 1953. *Zoogeography of the sea*. London: Ed. Sidgwick & Jackson, 417p.
- FAO. 1990. Report of the Indo-Pacific Fisheries Commission Symposium on Artificial Reefs and FADs as Tools for the Management and Enhancement of Marine Resources. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome.
- Fisher, R.A. 1930. *The Genetical Theory of Natural Selection*. Oxford: Clarendon Press, 291p.
- Flores, A.A.V. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1999. On the population biology of the mottled shore crab *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura, Grapsidae) in a subtropical area. *Bulletin of Marine Science*, 65(1): 59-73.
- Foster, M.S. 1975. Algal Succession in a *Macrocystis pyrifera* Forest. *Marine Biology*, 32: 313-329.

- Fransozo, A.; Bertini, G. & Corrêa, M.O.D. 2000. Population biology and habitat utilization of the stone crab *Menippe nodifrons* Stimpson, 1859 (Decapoda, Xanthidae) in Ubatuba region, Brazil. In: Vaupel-Klein, J.C. & Schram, F.R. (Eds.) The Biodiversity Crisis and Crustacea. A.A. Balkema/Rotterdam: Crustacean Issues, p. 275-281.
- Fransozo, A.; Costa, R.C.; Mantelatto, F.L.M.; Pinheiro, M.A.A. & Santos, S. 2002. Composition and abundance of shrimp species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza Bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. *Modern Approaches to the Study of Crustacea*, 117-125.
- Giller, P.S. 1984. Community structure and niche. London: Chapman & Hall, 176p.
- Giordano, F. 2001. Colonização de placas de fouling no estuário de Santos (Santos-SP): análises transicional e de sensibilidade complementando a abordagem baseada em recobrimentos específicos e diversidade. 199f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Glasby, T.M. 1997. Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: A case study of epibiota on marinas. *Australian Journal of Ecology*, 22: 448-459.
- Glasby, T.M. & Connell, S.D. 1999. Urban structures as marine habitats. *Ambio*, 28: 595-598.
- Gomez-Buckley, M.C. & Haroun, R.J. 1994. Artificial reefs in the Spanish coastal zone. *Bulletin of Marine Science*, 55: 1021-1028.
- Gore, R.H.; Gallaher, E.E.; Scotto, L.E. & Wilson, K.A. 1981. Studies on Decapod Crustacea from the Indian River Region of Florida. XI. Community composition, structure, Biomass and Species-Areal Relationships of Seagrass and Drift Algae-Associated Macrocrustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12: 485-508.
- Gray, J.S. 2002. Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 285-297.

- Guisande, C.; Bartumeus, F.; Ventura, M. & Catalan, J. 2003. Role of food partitioning in structuring the zooplankton community in mountain lakes. *Oecologia*, 136: 627-634.
- Haefner, Jr.P.A. 1990. Morphometry and size at maturity of *Callinectes ornatus* (Brachyura, Portunidae) in Bermuda. *Bulletin of Marine Science*, 46: 274-286.
- Harmelin, J.G. & Bellan-Santini, D. 1997. Assessment of biomass and production of artificial reef communities. In: Jenses, A.C. (Ed.) *European Artificial Reef Research*. Italy: Proceedings of the first EARRN Conference, p. 305-322.
- Heck, Jr., K.L. & Orth, R.J., 1980. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake bay-fishes. *Estuaries*, 3:289-295.
- Heck, K.L. & Thoman, T.A. 1981. Experiments on predator-prey interactions in vegetated aquatic habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 53: 125-134.
- Hedgpeth, J.W. 1957. Marine biogeography. In: Hedgpeth, J.W. (Ed.) *Treatise on Marine ecology and paleontology*. New York: Geological Society of America Memoir, p. 359-382.
- Herrnkind, W.F. & Butler, M.J. 1986. Factors regulating postlarval settlement and juvenile microhabitat use by spiny lobsters *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series*, 34: 23-30.
- Hines, A.H.; Lipcius, R.N. & Haddon, M. 1987. Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a subestuary of central Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 36: 55-64.
- Hiyodo, C.M. & Fransozo, A. 1995. Relative growth of spider crab *Acanthonyx scutiformis* (Dana, 1851) (Crustacea, Decapoda, Majidae). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 38(3): 969-981.

- Hunter, W.R. & Sayer, M.D.J. 2009. The comparative effects of habitat complexity on faunal assemblages of northern temperate artificial and natural reefs. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 691-698.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 113(1): 81-101.
- Hutchinson, G.E. & MacArthur, R. 1959. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *American Naturalist*, 93: 117-126.
- Ino, T. 1974. Historical review of artificial reef activities in Japan. In: Colunga, L. & Stone, R. (Eds.) Texas A & M University: Proceedings of the Artificial Reef Conference, p. 21-23.
- Keough, M.J. & Raimondi, P.T. 1995. Responses of settling invertebrate larvae to bioorganic films: effects of different types of films. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 185: 235-253.
- Kim, W.K.; Son, Y.S.; Lee, J.H.; Hong, J.P.; Kim, Y.S.; Lee, J.W. & Jo, Q. 2008. Macrobenthic community at type and age-different artificial reefs located along the Korean coast of the East Sea. *Journal of Environmental Biology*, 29(4): 501-505.
- Kopp, M.M.; De Souza, V.Q.; Coimbra, J.L.M.; Luz, V.K.; Marini, N. & Oliveira, A.C. 2007. Melhoria da correlação cofenética pela exclusão de unidades experimentais na construção de dendogramas. *Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia*, 14(2): 46-53.
- Krebs, C.J. 1998. *Ecological methodology*. 2 ed. New York: Benjamin, 620p.
- Krebs, C.J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 5 ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 695p.
- Krebs, J.R. & Davies, N.B. 1996. *Introdução à ecologia comportamental*. São Paulo: Athenel, 420p.

- Lee, H.I. & Ambrose, W.G. 1989. Life after competitive exclusion: an alternative strategy for a competitive inferior. *Oikos*, 56: 424-427.
- Legendre, P. & Legendre, L. 2003. *Numerical Ecology*. 2 ed. Amsterdam: Elsevier, 853p.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge: Cambridge University Press, 269p.
- Lim, T.M. & Khoo, H.W. 1995. Sampling properties of Gower's general coefficient of similarity. *Ecology*, 66(5): 1682-1685.
- Lima, S.L. & Dill, L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 619-640.
- Lohse, D.P. 1993. The importance of secondary substratum in a rocky intertidal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 166: 1-17.
- Looi, C.K. & Thomas, C. 1991. Artificial reef program in Malaysia. *ICLARM Conference Proceedings*, 22: 305-309.
- López-Greco, L.S.; Hernández, J.E.; Bolaños, J.; Rodríguez, E.M. & Hernández, G. 2000. Population features of *Microphrys bicornutus* Latreille, 1825 (Brachyura, Majidae) from Isla Margarita, Venezuela. *Hydrobiologia*, 439: 151-159.
- MacArthur, R. & Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, 101(921): 377-385.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 207p.
- Madambaschi, A.M.; Christofolletti, R.A. & Pinheiro, M.A.A. 2005. Natural diet of the crab *Menippe nodifrons* Stimpson, 1859 (Brachyura, Menippidae) in Paranapuã Beach, São Vicente (SP), Brazil. *Nauplius*, 13(1): 77-82.

- Manatunge, J., Asaeda, T. and Priyadarshana, T. 2000. The influence of structural complexity on fish–zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 425-438.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, 27: 209-220.
- Mantelatto, F.M.L. & Souza-Carey, M.M. 1998. Brachyura (Crustacea, Decapoda) associated to *Schizoporella unicornis* (Bryozoa, Gymnolaemata) in Ubatuba Bay (SP), Brazil. *Brazilian Archives Biology and Technology*, 41(2): 212-217.
- Mantelatto, F.L.M. & Fransozo, A. 2000. Brachyuran community in Ubatuba bay, northern coast of São Paulo State, Brazil. *Journal of Shellfish Research*, 19(2): 701-709.
- Mantelatto, F.L.M.; Faria, F.C.R.; Garcia, R.B. & Melo, G.A.S. 2004a. Majoid crabs community (Crustacea: Decapoda) from infralittoral rocky/sandy bottom of Anchieta Island, Ubatuba. *Brazilian Archives Biology and Technology*, 47(2): 273-279.
- Mantelatto, F.L.M.; Biagi, R.; Faria, F.C.R.; Meireles, A.L. & Melo, G.A.S. 2004b. Checklist on brachyuran fauna (Decapoda) from infralittoral rocky/sandy bottom of Anchieta Island, São Paulo State, Brazil. *Nauplius*, 12(2): 135-142.
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. Chicago: Univ. Chicago Press, 111p.
- Matsuura, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciência & Cultura*, 38(8): 1439-1450.
- May, R.M. 1978. The dynamics and diversity of insect faunas. In: Mound, L.A. & Waloffs, N. (Eds.) *Diversity of insect faunas*. London: Blackwell Scientific, p. 188-204.
- McCloskey, L.R. 1970. The dynamics of the community associated with a marine scleractinian corals. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 55: 13-81.

- McGurrin, J.M.; Stone, R.B. & Sousa, R.J. 1989. Profiling United States artificial reef development. *Bulletin of Marine Science*, 44: 1004-1013.
- McIntosh, R.P. 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48: 392-404.
- McKindsey, C.W. & Bourget, E. 2001. Diversity of a northern rocky intertidal community the influence of body size and succession. *Ecology*, 82(12): 3462-3478.
- McManus, J.W. 1995. Future prospects for artificial reefs in the Philippines. In: Munro, J.L. & Balgos, M.C. (Eds.) *Artificial reefs in the Philippines. ICLARM Conference Proceedings*, 49: 33-39.
- Melo, G.A.S. 1996. *Manual de Identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro*. São Paulo: Plêiade/FAPESP, 604p.
- Melo, G.A.S. 1998. Malacostraca-Eucarida. Brachyura. Oxyrhyncha and Brachyrhyncha. In: Young, P.S. (Ed.) *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional (Série Livros No. 6), p. 455-515.
- Menge, B.A. 1976. Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs*, 46: 355-393.
- Menge, B.A. & Sutherland, J.P. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *American Naturalist*, 110: 351-369.
- Menge, B.A.; Ashkenas, L.R. & Matson, A. 1983. Use of artificial holes in studying community development in cryptic marine habitats in a tropical intertidal region. *Marine Biology*, 77: 129-142.
- Meyer, D.L. 1994. Habitat partitioning between the xanthid crabs *Panopeus herbstii* and *Eurypanopeus depressus* on intertidal oyster reefs (*Crassostrea virginica*) in Southeastern North Carolina. *Estuaries*, 17(3): 674-679.

- Micheletti-Flores, C.V. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1999. Porcellanid crabs (Crustacea, Decapoda) inhabiting sand reefs built by *Phragmatopoma lapidosa* (Polychaeta, Sabellariidae) at Paranapuã beach, São Vicente, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(1): 63-73.
- Moksnes, P.O. 2002. The relative importance of habitat-specific settlement, predation and juvenile dispersal for distribution and abundance of young juvenile shore crabs *Carcinus maenas* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 271: 41-73.
- Moksnes, P.O.; Hedvall, O. & Reinwald, T. 2003. Settlement behavior in shore crabs *Carcinus maenas*: why do postlarvae emigrate from nursery habitats? *Marine Ecology Progress Series*, 250: 215-230.
- Moreno, I. 2002. Effects of substrate on the artificial reef fish assemblage in Santa Eulalia Bay (Ibiza, western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S144-S149.
- Moreno, I.; Roca, I.; Renones, O.; Coll, J. & Salamanca, M. 1994. Artificial reef program in Balearic waters (Western Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, 55: 667-671.
- Morgado, E.H. & Tanaka, M.O. 2001. The macrofauna associated with the bryozoan *Schizoporella errata* (Walters) in southeastern Brazil. *Scientia Marina*, 65(3): 173-181.
- Morse, D.R.; Lawton, J.H.; Dodson, M.M. & Williamson, M.H. 1985. Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*, 314: 731-733.
- Mottet, M.G. 1986. Enhancement of the marine environment for fisheries and aquaculture in Japan. In: D'Itri, F.M. (Ed.), *Artificial reefs: marine and freshwater applications*. Michigan: Lewis Publications, p. 13-112.
- Murray, J.D. 1994. A policy and management assessment of US artificial reef programs. *Bulletin of Marine Science*, 55: 960-969.
- Myers, A.A. 1997. Biogeographic Barriers and the development of Marine Biodiversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 241-248.

- Navarrete, S.A. & Castilla, J.C. 1990. Resource partitioning between intertidal predatory crabs: interference and refuge utilization. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 143: 101-129.
- Nebra, A.; Caiola, N. & Ináñez, C. 2011. Community structure of benthic macroinvertebrates inhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. *Scientia Marina*, 75(3): 577-584.
- Nee, S.; Read, A.F.; Greenwood, J.J.D. & Harvey, P.H. 1991. The relationship between abundance and body size in British birds. *Nature*, 351: 312-313.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. 2008. Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. *Raffles Bulletin of Zoology*, 17: 1-208.
- Odebretch, C. & Castello, J.P. 2001. The convergence Ecosystem in the Southwest Atlantic. In: Seeliger, U. & Kerjve, B. (Eds.) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Berlin: Springer, p. 147-165.
- Odum, P.E. & Barrett, G.W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. 5 ed. São Paulo: Thomson, 632p.
- Oren, U. & Behayahu, Y. 1997. Transplantation of juvenile corals: a new approach for enhancing colonization of artificial reefs. *Marine Biology*, 127: 499-505.
- Osman, R.W. & Whitlatch, R.B. 1995. The influence of resident adults on recruitment: a comparison to settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 190: 169-198.
- Pardo, L.M.; Palma, A.T.; Prieto, C.; Sepulveda, P.; Valdivia, I. & Ojeda, F.P. 2007. Processes regulating early post-settlement habitat use in a subtidal assemblage of brachyuran decapods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 344: 10-22.
- Penha-Lopez, G.; Rhyne, A.L.; Lin, J. & Narciso, L. 2005. The larval rearing of the marine ornamental crab, *Mithraculus forceps* (A. Milne Edwards, 1875) (Decapoda: Brachyura: Majidae). *Aquaculture Research*, 36: 1313-1321.

- Perkol-Finkel, S. & Benayahu, Y. 2004. Community structure of stony and soft corals on vertical unplanned artificial reefs in Eilat (Red Sea): comparison to natural reefs. *Coral Reefs*, 23: 195-205.
- Perkol-Finkel, S. & Benayahu, Y. 2005. Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: Shifts in community structure one decade post deployment. *Marine Environmental Research*, 59: 79-99.
- Perkol-Finkel, S. & Benayahu, Y. 2009. The role of differential survival patterns in shaping coral communities on neighboring artificial and natural reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 369: 1-7.
- Perkol-Finkel, S.; Zilman, G.; Sella, I.; Miloh, T. & Benayahu, Y. 2008. Floating and fixed artificial habitats: Spatial and temporal patterns of benthic communities in a coral reef environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77: 491-500.
- Persson, L. & Eklov, P. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology*, 76: 70-81.
- Peterson, C.H. 1982. Clam predation by whelks (*Busycon* sp.): experimental tests of the importance of prey size, prey density, and seagrass cover. *Marine Biology*, 66: 159-170.
- Pianka, E.R. 1988. *Evolutionary ecology*. 4 ed. New York: Harper & Row, 468p.
- Pickering, H. & Whitmarsh, D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the “attraction versus production” debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31: 39-59.
- Pickering, H.; Whitmarsh, D. & Jensen A. 1998. Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: Investigating the potential. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 505-514.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance as patch dynamics*. New York: Academic Press, 472p.

- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Pinheiro, M.A.A.; Bertini, G.; Fernandes-Góes, L.C. & Fransozo, A. 1997. Decapod crustaceans associated to sand reefs of *Phragmatopoma lapidosa* Kinberg, 1867 (Polychaeta, Sabellariidae) at Praia Grande, Ubatuba, SP, Brazil. *Nauplius*, 5(2): 77-83.
- Pinn, E.H.; Mitchell, K. & Corkill, J. 2005. The assemblages of groynes in relation to substratum age, aspect and microhabitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62: 271-282.
- Pires-Vanin, A.M.S. 1993. A macrofauna bêntica na plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10: 137-158.
- Pollard, D.A. 1989. Artificial habitats for fisheries enhancement in the Australian region. *Marine Fisheries Review*, 5: 11-26.
- Polovina, J.J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. In: Seaman, W. & Sprague, L.M. (Eds.) *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. New York: Academic Press, pp. 153-176.
- Pratt, J.R. 1994. Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. *Bulletin of Marine Science*, 55: 268-275.
- Price, M.V. 1986. Structure of desert rodent communities: a critical review of questions and approaches. *American Zoologist*, 49: 39-49.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina: Vida, 328 p.
- PROBIO, 1999. Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica brasileira. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas. BDT, Porto Seguro.

- Pyron, M.; Covich, A.P. & Black, R.W. 1999. On the relative importance of pool morphology and woody debris to distributions of shrimp in a Puerto Rican headwater stream. *Hydrobiologia*, 402: 207-215.
- Rahbek, C. & Graves, G.R., 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(8): 4534-4539.
- Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala & Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293: 650-655.
- Relini, G.; Relini, M.; Palandri, G.; Merello, S. & Beccornia, E. 2007. History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian sea, Italy. *Hydrobiologia*, 580: 193-217.
- Rhyne, A.L.; Penha-Lopes, G. & Lin, J. 2005. Growth, development, and survival of larval *Mithraculus sculptus* (Lamarck) and *Mithraculus forceps* (A. Milne Edwards) (Decapoda: Brachyura: Majidae): economically important marine ornamental crabs. *Aquaculture*, 245: 183-191.
- Ricklefs, R.E. 2003. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 542p.
- Ricklefs, R.E. & Miller, G.L. 1999. *Ecology*. 4ed. New York: Freeman and Company, 822p.
- Rilov, G. & Benayahu, Y. 1998. Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Marine Environmental Research*, 45: 431-451.
- Rilov, G. & Benayahu, Y. 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: The rehabilitation perspective. *Marine Biology*, 136: 931-942.
- Romesburg, H.C. 1985. *Cluster analysis for researchers*. Belmont: Lifetime Learning Publications, 334p.
- Sanders, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*: 102(925): 243-282.

- Santana, G.X.; Fonteles-Filho, A.A.; Bezerra, L.E.A. & Cascon, H.M. 2009. Comportamento predatório ex situ do caranguejo *Menippe nodifrons* Stimpson, 1859 (Decapoda, Brachyura) sobre moluscos gastrópodes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4: 326-338.
- Santos, D.H.C. & Passavante, J.Z.O. 2007. Recifes artificiais marinhos: modelos e utilizações no Brasil e no mundo. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE*, 15(1): 113-124.
- Sastry, A.N. 1983. Ecological aspects of reproduction. In: Vernberg, F.J. & Vernberg, W.B. (Eds.) *The Biology of Crustacea: Environmental adaptations*. New York: Academic Press, p. 179-269.
- Schluter, D. & Ricklefs, R. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (Eds.) *Species diversity in ecological communities: Historical and geographical perspectives*. Chicago: The University of Chicago Press, Chicago, p. 1-12.
- Schoener, T.W. 1983. Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, 122(2): 240-285.
- Seaman, W., Jr. 2002 Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evaluation. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 514-516.
- Seaman, W., Jr. & Jensen, A.C. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: Seaman, W., Jr. (Ed.) *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. Boca Raton: CRC Press, p. 1-19.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.
- Sherman, R.L.; Gilliam, D.S. & Spieler, R.E. 2002. Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S196-S200.

- Shorrocks, B.; Marsters, J.; Ward, I. & Evennett, P.J. 1991. The fractal dimension of lichens and the distribution of arthropod body lengths. *Functional Ecology*, 5: 457-460.
- Sih, A. 1997. To hide or not to hide? Refuge use in a fluctuating environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 12: 375-376.
- Silliman, B.R.; Layman, C.A.; Geyer, K. & Zieman, J.C. 2004. Predation by the black-clawed mud crab, *Panopeus herbstii*, in Mid-Atlantic salt marshes: further evidence for top-down control of marsh grass production. *Estuaries*, 27(2): 188-196.
- Soares-Gomes, A. & Pires-Vanin, A.M.S. 2003. Padrões de abundância, riqueza e diversidade de moluscos bivalves na plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil: uma comparação metodológica. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(4): 717-725.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1962. The comparison of dendrograms by objective methods. *Taxon*, 11: 33-40.
- Spieler, R.E.; Gilliam, D.S. & Sherman, R.L. 2001. Artificial substrate and coral reef restoration: what do we need to know to know what we need. *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 1013-1030.
- Steger, R. 1987. Effects of refuges and recruitment on gonodactylid stomatopods, a guild of mobile prey. *Ecology*, 68: 1520-1533.
- Stein, R.A. 1976. Sexual dimorphism in crayfish chelae: functional significance linked to reproductive activities. *Canadian Journal of Zoology*, 54: 220-227.
- Stiling, P.D. 1999. *Ecology – theories and applications*. 3ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 638p.
- Stoner, A.W. 1979. The macrobenthos of seagrass meadows in Apalachee Bay, Florida, and the feeding ecology of *Lagodon rhomboides* (Pises: Sparidae). 175p. Ph.D. Dissertation - Florida State Univ., Tallahassee.

- Stoner, A.W. & Lewis, III F.G. 1985. The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical sea-grass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 94: 19-40.
- Suchanek, T.H. 1985. Mussels and their role in structuring rocky intertidal communities. In: Moore, G. & Seed, R. (Eds.) *The ecology of rocky coasts*. England: Hodder and Stoughton, p. 70-96.
- Suchanek, T.H. 1994. Temperate coastal marine communities: biodiversity and threats. *American Zoologist* 34: 100-114.
- Sutherland, J.P. 1980. Dynamics of the epibenthic community on roots of the mangrove *Rizophora mangle* at Bahia the Buche, Venezuela. *Marine Biology*, 58: 75-84.
- Svane, I.B. & Petersen, J.K. 2001. On the problems of epibiosis, fouling and artificial reefs, a review. *Marine Ecology*, 22(3): 169-188.
- Széchy, M.T.M.; Veloso, V.G. & Paula, E.J. 2001. Brachyura (Decapoda, Crustacea) of phytobenthic communities of the sublittoral region of rocky shores of Rio de Janeiro and São Paulo, Brazil. *Tropical Ecology*, 42(2): 231-242.
- Tanner, J.E.; Hughes, T.P.X. & Connell, J.H. 1994. Species coexistence, keystone species, and succession: a sensitivity analysis. *Ecology*. 75(8): 2204-2219.
- Taylor, R.B. 1998. Density, biomass and productivity of animals in four subtidal rocky reef habitats, the importance of small mobile invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 37-51.
- Teixeira, G.M.; Fransozo, V.; Cobo, V.J. & Hiyodo, C.M. 2009. Population features of the spider crab *Acanthonyx scutiformis* (Dana 1851) (Crustacea, Majoidea, Epialtidae) associated with rocky-shore algae from southeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(1): 87-95.

- Thomson, J.R.; Taylor, M.P.; Fryirs, K.A. & Brierley G.J. 2001. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 373-389.
- Thorson, G. 1950. Reproductive and larval ecology of marine invertebrates. *Biological Review*, 25: 1-45.
- Tsuchiya, M. 1982. Catching of organic matter by the mussel *Mytilus edulis* L. on rocky shores. *Bulletin of the Marine Biological Station*, 17: 99-107.
- Tsuchiya, M. & Nishihira, M. 1985. Islands of *Mytilus* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 25: 71-81
- Tsuchiya, M. & Nishihira, M. 1986. Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Marine Ecology Progress Series*, 31: 171-178.
- Valentine, J.W. 1983. Seasonality: effects in marine benthic communities. In: Tevesz, M.J.S. & McCall, P.L. (Eds.) *Biotic interactions in Recent and fossil benthic communities*. New York: Plenum Press, p. 121-156.
- van Montfrans, J.; Ryer, C.H. & Orth, R. 2003. Substrate selection by blue crab *Callinectes sapidus* megalopae and first juvenile instars. *Marine Ecology Progress Series*, 260: 209-217
- van Treeck, P. & Schuhmacher, H. 1999. Mass diving tourism-a new dimension calls for new management approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 499-504.
- Wendt, P.H.; Knott, D.M. & Van Dolah, R.F. 1989. Community structure of the sessile biota on five artificial reefs of different ages. *Bulletin of Marine Science*, 44: 1106-1122.
- Wenner, A.M. 1972. Sex ratio as a function of size in marine Crustacea. *American Naturalist*, 106(949): 321-350.

- Wahle, R.A. & Steneck, R.S. 1991. Recruitment habitats and nursery grounds of the American lobster *Homarus americanus*: a demographic bottleneck? Marine Ecology Progress Series, 69: 231-243.
- Wieters, E.A.; Salles, E.; Januario, S.M. & Navarrete, S.A. 2009. Refuge utilization and preferences between competing intertidal crab species. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 374: 37-44.
- Wilhelmsson, D.; Ohman, M.C.; Stahl, H. & Shlesinger, Y. 1998. Artificial reefs and dive tourism in Eilat, Israel. Ambio, 27: 764-766.
- Williams, A. B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, maine to Florida. Washington: Smithsonian Institution Press, 550p.
- Wilson, K. & Hardy, I.C.W. 2002. Statistical analysis of sex ratios: an introduction. In: Hardy, I.C.W. (Ed.) Sex Ratios - Concepts and Research Methods. Cambridge: Cambridge University Press, p. 366-382.
- Witman, J.D. 1985. Refuges, biological disturbance, and rocky subtidal community structure in New England. Ecological Monographs, 55(4): 421-445.
- Witter, M.S. & Lee, S.J. 1995. Habitat structure, stress and plumage development. Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences, 261: 303-308.
- Woodin, S.A. 1981. Disturbance and community structure in a shallow water sandflat. Ecology, 62: 1052-1066.
- Yan, T. & Yan, W.X. 2003. Fouling of offshore structures in China – a review. Biofouling, 19: 133-138.
- Zalmon, I.R.; Boina, C.D. & Almeida, T.C.M. 2012. Artificial reef influence on the surrounding infauna – north coast of Rio de Janeiro State, Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 92: 1289-1299.
- Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. 5 ed. New Jersey: Prentice-Hall, 944p.