

Universidade Estadual Paulista –UNESP
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
Pós- Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia

**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**

Flávio de Vasconcelos Camargo

Orientador: Prof. Dr. Adilson Fransozo

Botucatu-SP

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**

Flavio de Vasconcelos Camargo

Orientador: Prof. Dr. Adilson Fransozo

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade Estadual
Paulista-UNESP, “Campus” de Botucatu,
Como parte dos requisitos para a obtenção
do título de Mestre em Ciências Biológicas-
Área de zoologia.

**Botucatu-SP
2011**

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Divisão Técnica de Biblioteca e Documentação - Campus De Botucatu - UNESP
Bibliotecária responsável: *Sulamita Selma Clemente Colnago* – CRB 8/4716

Camargo, Flávio de Vasconcelos.

Biodiversidade de caranguejos (Crustacea, Decapoda, Brachyura)
associados ao cultivo comercial de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758)
(Molusca, Bivalvia) no Litoral Norte do Estado de São Paulo / Flávio de
Vasconcelos Camargo. - Botucatu, 2011

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual
Paulista, 2011

Orientador: Adilson Fransozo

Capes: 20400004

1. Caranguejo- Biologia. 2. Biodiversidade. 3. Mexilhão - Criação.

Palavras-chave: Biodiversidade; Brachyura; Comunidade; Ocupação espacial

**“Só podemos ter certeza absoluta das coisas que não
compreendemos.”**

Eric Hoffer

Dedico esta dissertação aos meus pais,
José Eduardo e Rosani Maria, pelo incentivo,
carinho e apoio durante toda minha vida.

Agradecimentos

Primeiramente a Deus “a fê torna todas as coisas possíveis”

Ao meu orientador Prof. Dr. Adilson Fransozo pela oportunidade da realização desse mestrado e pelas ajudas nas orientações e conselhos para que pudesse realiza-lo.

Ao meu Professor e amigo Dr. Valter José Cobo, pelo conhecimento, pela oportunidade de realizar esse mestrado, pela atenção e paciência durante as correções e principalmente pela amizade conquistada durante todos esses anos de convivência.

Aos meus pais, que só posso agradecer do fundo do meu coração por tudo que fizeram por mim. Muito obrigado!

A minha esposa Letícia F. Silva Camargo, que soube compreender as dificuldades por que passei e pelo amor e carinho concedidos gratuitamente quando mais precisei.

A meu filho (a) Maria Julia ou Antônio, que me incentiva a ser cada dia melhor, espero ansioso sua chegada, papai já ama você.

Aos professores e amigos Profs, Drs. Adilson Fransozo, Itamar Martins, Maria lucia N. Fransozo, pelas sugestões e pela amizade conquistada durante o mestrado.

A professora Mesc. Mariza Cardoso pelos conselhos e conversas sempre descontraídas e principalmente pela amizade conquistada.

A Universidade de Taubaté pelo laboratório cedido para as pesquisas e infraestrutura para a realização deste estudo.

Aos amigos e professores da Universitas FEPI em especial ao coordenador da ciências biológicas Alysson Rates e Adriana Nakamura, pela paciência e compreensão durante as disciplinas cursadas

Ao curso de pós graduação Unesp Botucatu e ao grupo de estudo NEBECC.

Aos amigos especiais do LaBbmar Adriano Dias, Marcelo Carvalho, Douglas Alves, Samara Barros, Camila Marion e Daniel Marcondes que estiveram desde o inicio nessa caminhada.

Aos novos amigos LaBbmar Paulinho, João Paulo “obrigado pela ajuda com as fotos”, Mariana “obrigado pela ajuda no difícil mundo do word”, Gabriela “Gabi”, Mariana Rodrigues, “Bruna” Obrigado pela convivência e ajuda durante a realização dos mestrado.

Ao grande amigo Eduardo Teixeira, pela ajuda nos cálculos matemáticos e valorosas discussões acerca das formulas utilizadas nesse estudo.

Aos amigos NEBBEC Thiago “Xuxu”, Ariadine, Douglas Silva em especial aos grandes amigos Gustavo “Guga”, Rafael “Xuxa”, Michele “Mi” e Eduardo “frio” pela ajuda na qualificação e por me receberam em Botucatu.

A Universitas Fepi (Faculdade de ensino e pesquisa de Itajubá), pelo apoio e atenção cedidos durante o período da realização desse mestrado.

Aos amigos e professores da Fepi Alysson, Fabio Lacerda, Fabio Luis, Edson Simão, Gustavo, Valdomiro Wagner, Hugo, Gil Negreiros em especial aos coordenadores Alysson Rattes e Adriana Nakamura.

Aos novos amigos Valdomiro, Hugo e Milena que me ajudaram em varias ocasiões e sempre me deram conselhos úteis.

Aos meus queridos irmãos Danielle, Eduardo e Gabriel, pelo carinho e incentivo durante toda a minha vida.

Aos meus sogros pelo carinho e atenção Benedito Valdir Silva e Maria Aparecida de Faria Silva.

Aos meus avós Catarina, Alfredo, Vicente, Maria Justa, Francisca e Florência por fazerem parte da minha educação e terem educado meus pais... pessoas maravilhosas.

Aos meus padrinhos Regina e Ernesto que sempre me incentivaram e me apoiaram no caminho do estudo.

Aos amigos do laBCam, Gi, Matheus, Sabrina, Chuck, Gari em especial ao Prof. Dr. Rogério Caetano, pelas dicas e comentários da minha monografia que foram utilizadas nessa dissertação e principalmente pela amizade nos cursos de biologia marinha.

Ao amigo Alexandre Novaes, por ceder a balsa de cultivo para que pudesse realizar esse estudo.

Ao meu querido primo Fabrício V. Ferreira que sempre me apoiou e sempre esteve comigo de coração.

A todos que de certa forma fizeram parte desse trabalho e agregaram coisas boas na minha vida.

MUITO OBRIGADO!

Sumário

Resumo	01
Abstract	02
Introdução	03
Objetivos	26
Objetivo geral	26
Objetivos específicos	26
Material & Métodos	27
Parâmetros ecológicos	31
a) Abundância (Ab)	31
b) Abundância relativa (Aj)	31
c) Densidade	32
d) Riqueza (S')	33
e) Equidade (E')	33
f) Diversidade (D')	33
g) Equitabilidade (E'')	34
h) Constância	35
i) Dominância	35
Retorno de espécies	36
Índice de valor ecológico	37
Análise de agrupamento	37
Análise de parâmetros ambientais	38
Resultados	40
Discussão	62
Riqueza	64
Espécies	66
Dominância	68
Índice de retorno	77
Influências ambientais	79
Considerações finais	81
Referências bibliográficas	83

Resumo

O objetivo deste estudo é descrever a composição e a estrutura da comunidade de decápodos braquiúros associada ao cultivo de mexilhão *Perna perna* em Ubatuba, litoral norte paulista (23°27'07 S – 45°02'49 W). Foram realizadas coletas mensais durante o período de março de 2002 a abril de 2003, em sistema “long-line” de cultivo. As amostras das redes de *P. perna* foram triadas e mensuradas quanto ao volume. Os braquiúros amostrados foram identificados quanto a espécie e sexo, mensurados quanto a largura de carapaça (LC) e analisados quanto a diversidade, equidade e equitabilidade. Foi obtido um total de 849 indivíduos distribuídos em 14 gêneros e 16 espécies, sendo que *Panopeus austrobesus* e *Pachygrapsus transversus* apresentaram a maior abundância com 711 e 68 indivíduos respectivamente, correspondendo juntos a 83% do total amostrados, além disso, foram registradas para essas duas espécies os maiores valores de diversidade, constância e abundância. A presença de *P. austrobesus* e *P. transversus* durante todo estudo sugere que essas espécies apresentem maior eficiência competitiva em relação a colonização primária das redes, além disso essas espécies foram consideradas responsáveis pela dinâmica e regulação da comunidade de braquiúros nas redes. A baixa riqueza encontrada nas redes de cultivo quando comparada a ambientes heterogêneos é esperada, devido ao estágio inicial de desenvolvimento da comunidade de caranguejos em relação a um substrato homogêneo e recém-formado e as perturbações por ele sofridas.

Abstract

The main goal of this study is describe the composition and structure of the community of the Decapod Brachyuran associated to the commercial raft of the mussel *Perna perna* in the southeastern Brazilian coast (23°27'07"S–45°02'49"W). Monthly collections of mussels' net culture were carried out from March, 2002 to April, 2003. The crabs were sexed and identified as juvenile and adult, based on the abdomen morphology, and measured as the largest carapace width (CW). The samples were analyzed for some ecologic index as richness, diversity, constancy, evenness and equitability. A total of 849 individuals was obtained, distributed into 14 genera and 16 species. *Panopeus austrobesus* and *Pachygrapsus transversus* were the most abundant species, with 711 and 68 specimens respectively, together corresponding to 68% of the total crab's samples. For these two species were also recorded the largest values for diversity and constancy. The presence of these two species over all sampled period pointing out its high competitive efficiency during the initial phase of the mussel colonization, thereby responsible for the community regulation during this colonization phase. The low values of richness recorded on the mussel rafts are expected for the homogeneous environments, as those created among the mussel shells. So, the crab community established on the mussel raft, in the southeastern Brazilian coast, is dominated for two pioneers' species that are the main pieces for its regulation.

Introdução

A partir do século XIX a fauna marinha começou a ser estudada no Brasil de maneira mais efetiva, pois, antes disso pouco se conhecia sobre sua composição e distribuição. As primeiras contribuições para o conhecimento da composição e distribuição do macrobentos marinho para o Brasil foram dadas por grandes expedições oceanográficas e por colecionadores-viajantes, que coletavam organismos da fauna macrobentônica. Entre as primeiras expedições destacam-se Novara (1857-1859), Branner-Agassiz (1857, 1859, 1899), Hassler (1872), Albatroz (1888) e Terra Nova Expedition (1913) além de Hartt (1867), Challenger (1873, 1876), que foram as pioneiras em investigações faunística marinhas, construindo para a base de futuros estudos acerca dessa fauna (MELO, 1985).

Já no século XX, a partir de meados dos anos 1970, importantes expedições foram realizadas a bordo do navio oceanográfico Almirante Saldanha, durante as operações Norte-Nordeste I e II e Nordeste III, o que mais tarde passaria a ser utilizado como forma de investigações com aspectos ecológicos, principalmente nos âmbitos biogeográfico e registros de espécies, (MELO, 1985)

Investigações mais recentes sobre comunidades ecológicas associadas com o potencial sustentável de recursos vivos, conhecida como programa REVIZE, tiveram como principal intuito descrever a biodiversidade bentônica da plataforma externa e do talude do litoral brasileiro, contribuindo e aprofundando com o

conhecimento sobre a fauna, ecologia e comunidade de invertebrados marinhos (SILVIA *et al.*, 1998).

O entendimento acerca das comunidades bentônicas marinhas parece ser fundamental, uma vez que o ambiente marinho sustenta uma complexa biota que sofre constantes modificações estruturais, em que os crustáceos decápodos se destacam como um dos grupos mais representativos da macrofauna bentônica, tanto em termos de biomassa, além da abundância e riqueza de espécies, participando de maneira importante nas cadeias tróficas marinhas, reforçando a importância da realização de levantamentos taxonômicos acerca dos grupos que compõem essa fauna (FRANSOZO *et al.*, 1992; PIRES-VANIN, 1993).

Segundo MARTIN & DAVIS (2001) e BRUSCA & BRUSCA (2007), um dos grupos mais importantes da fauna bentônica marinha é composto pelos crustáceos decápodos. Esse grupo reúne cerca de 14.700 espécies, entre as quais se encontram algumas das mais populares e importantes economicamente entre os crustáceos, como os caranguejos e siris, as lagostas e os camarões, apresentando uma grande variedade morfológica entre os vários membros deste grupo.

Para os crustáceos decápodos, são descritas duas subordens, os Dendobranchiata BATE, 1888, que reúne a infraordem Penaeidae, representada pelos camarões peneídeos e sergestídeos. A subordem Pleocyemata representada pelas infraordens Stenopodidae (camarões estenopodídeos), Caridea (camarões

carídeos), Astacidae (lagostins de água doce), Thalassinidae (corruptos), Palinuridae (lagostas e lagostins), Anomura (ermitões, galateídeos, porcelanídeos, tatuíras) e a infraordem Brachyura (caranguejos e siris). As principais características que distinguem essas duas infraordens são a presença de dendrobrânquias, primarias e bisseriais ramificadas, a presença de quelas nos três primeiros pares de pereiópodos além de ovos planctônicos, que eclodem como larvas náuplius, para os Dendrobranchiata, enquanto os Pleocyematas, apresentam brânquias do tipo tricobrânquias, e encubam os ovos no abdome das fêmeas, eclodindo larvas posteriores ao náuplius, como zoea e thoé, entre outras formas (WILLIAMS, 1984).

Os caranguejos da infraordem Brachyura apresentam uma grande diversidade biológica além de larga distribuição biogeográfica, a qual se dá principalmente nas regiões tropicais e subtropicais, com uma diminuição significativa em direção às regiões temperadas-frias e frias. Podem ser encontrados em todas as profundidades e em diversos habitats marinhos, salobro e de água doce; sua distribuição vai desde o entre-marés até profundidades abissais próximas dos 6.000 metros de profundidade (MELO, 1985).

Segundo NG *et al.* (2008) e DE GRAVE, *et al.* (2009), são conhecidas 38 superfamílias de caranguejos Brachyura distribuídas em 93 famílias em todo o mundo, reunindo pelo menos 1.270 gêneros e subgêneros, totalizando mais de 6.800 espécies. No litoral brasileiro, são conhecidas pelo menos 24 famílias que

abrangem 170 gêneros e 300 espécies, enquanto que para o litoral do estado de São Paulo são registradas 15 famílias distribuídas em 108 gêneros e 193 espécies de caranguejos braquiúros (DALL'OCCHO, 2004).

Os crustáceos braquiúros são considerados um dos grupos dominantes em relação a macrofauna bêntica, apresentando notável sucesso adaptativo, refletido no número de espécies e em sua diversidade morfológica, estratégias reprodutivas e ciclos de vida, representando uma importante etapa na evolução dos crustáceos, apresentando diferentes hábitos e ocupando habitats extremamente diversificados. Porém, o sucesso dos Brachyura se deve principalmente pela sua capacidade de distribuição ecológica evidenciada pela conquista dos habitats marinhos, estuarinos e pela invasão ao ambiente terrestre podendo ser encontrados até 2.000 metros acima do nível do mar ou nas fossas abissais a 6.000 metros de profundidade (RICE 1980; BOWMAN & ABELE, 1982; SASTRY, 1983; MELO *et al.*, 2000).

Neste sentido, os caranguejos Brachyura desempenham, em suas comunidades, um papel ecológico importante, participando em vários níveis da cadeia trófica, se alimentando da matéria orgânica, algas e pequenos organismos invertebrados e sendo utilizados como alimentos por vários grupos de invertebrados e vertebrados, o que o torna um componente importante nas ações detritívoras, de aeração, remobilização, reciclagem de matéria em decomposição, auxiliando na deposição de matéria orgânica e conseqüentemente aos processos

de produção e constituição da biota marinha (RHOADS, 1974; THRUSH, 1986; FLORES *et al.* 2002; DUBIASKI- SILVA & MASUNARI, 2008).

Desse modo, o declínio da abundância desses crustáceos pode afetar as demais comunidades marinhas, uma vez que esses animais disponibilizam uma importante concentração de energia para os demais níveis tróficos, ao extraírem uma variedade de recursos alimentares como bactérias, protozoários, fungos, diatomáceas e matéria orgânica, processando um grande volume do sedimento, sendo importante investigações acerca das comunidades de Brachyura bem com sua dinâmica relacionada a fauna bentônica (FRANSOZO, 1992 e BERTENESS, 1999).

Os Brachyura podem ser classificados, com base morfológica, em três grandes grupos de acordo com base na posição da abertura genital dos machos e fêmeas, sendo conhecidos como: Podotremata, no qual machos e fêmeas são caracterizados por abertura genital coxal, por exemplo, os caranguejos dromiídeos; os Heterotremata, em que os machos apresentam abertura genital esternal enquanto nas fêmeas a abertura genital é coxal ou esternal, entre os quais são encontrados os majóideos, xantóideos e portunóideos; e os caranguejos Thoracotremata, a qual machos e fêmeas são caracterizados por apresentarem abertura genital esternal, como por exemplo, os caranguejos grapsóideos (GUINOT, 1978).

Estudos a respeito de comunidades contribuem com a construção do conhecimento básico acerca da diversidade biológica, de suas relações qualitativas e quantitativas, ou seja, as propriedades da comunidade que providenciam a caracterização de sua dinâmica temporal e espacial (PIRES, 1992).

O termo comunidade pode ser caracterizado de varias maneiras, ou receber várias interpretações. Em um sentido mais simples, uma comunidade pode ser definida como o conjunto de todas as populações, de uma dada área geográfica, que interagem de maneira direta dentro de um ecossistema (KREBS, 2001 & PIRES-VANIN, 2003).

Neste sentido, MÖBIUS (1877), foi um dos primeiros cientistas a caracterizar e reconhecer a importância de uma comunidade. Estudando bancos de bivalves ostreídeos em regiões litorâneas, verificou a existência de uma interdependência com outros organismos, definindo assim comunidade biológica como agrupamento de organismos de diferentes espécies que ocorrem simultaneamente em determinado tempo e espaço, interagindo com o ambiente de forma inter e intraespecífica em busca de recursos comuns, características essas que também são adotadas para conceituar uma biocenose.

De acordo com CLARK (1954) e ODUM (1985), o termo biocenose se refere diretamente a comunidade e suas propriedades bióticas e abióticas. Alternativamente, outros autores utilizam características como a riqueza e

abundância da biocenose para criar diferentes definições como assembleia e agrupamento (*e.g.* KREBS, 2001 e RICKLEFS, 2003). Apesar de diferenças conceituais, todos esses termos se referem a unidades fundamentais das comunidades e sua dinâmica espaço temporal (*e.g.* MAY, 1994; BEGON *et al.*, 2006).

Por serem componentes fundamentais da diversidade biológica, as comunidades naturais são avaliadas, em especial, quanto a sua estrutura, a qual pode ser definida com base em algumas de suas propriedades como a riqueza de espécies e abundância de indivíduos, além de características morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies que a compõem, e de características populacionais assessorias como densidade, proporção sexual e estrutura etária (PRICE, 1986; BEGON *et al.*, 2006).

Deve-se ainda ressaltar que nem todas as espécies são igualmente importantes na determinação da estrutura da comunidade, sendo que algumas, dessas espécies, podem ser mais abundantes que outras dentro da comunidade. Essa característica é na realidade, muito comum, o que deve ser o reflexo de diferenças ecofisiológicas relacionadas ao tamanho, posição trófica ou atividade metabólica dos organismos na comunidade (DAJOZ, 1983).

Desse modo, as comunidades exibem propriedades estruturais e funcionais que a caracterizam. Entre essas propriedades se encontram o conjunto espécies de uma determinada área, ou seja, a riqueza, que apesar de parecer simples é uma

propriedade importante, pois providencia uma análise qualitativa das espécies que compõe a comunidade; a recorrência dessa "comunidade" no tempo e no espaço além de mecanismos homeostáticos como a estabilidade da comunidade (RICKLEFS, 2003).

Outra propriedade importante é a diversidade, um parâmetro fundamental da comunidade que pode expressar a variação no número de espécies, suas frequências relativas, variação no fluxo gênico ou ainda pelas interações interespecíficas dentro de uma localidade ou ao longo de escalas geográficas ou temporais (SOARES-GOMES & PIRES-VANIN, 2003 e BROWN & LOMOLINO, 2006).

Portanto, o estudo acerca da diversidade biológica providencia importantes informações sobre a dinâmica das comunidades naturais. Assim como a diversidade as comunidades também sofrem variações espaço temporais que podem ser calculadas a partir da riqueza de espécies na amostra e a abundância relativa das espécies presentes na mesma (GILLER, 1984).

Existem também as propriedades da comunidade relacionadas a diversidade e sua dinâmica espacial e temporal como a densidade, que mede o número de indivíduos por área amostrada, fornecendo informações sobre o modelo de ocupação espacial da comunidade; a equidade, um índice que representa a maneira como a ocorrência espécies está distribuída entre as amostras; a constância, semelhante a equidade, demonstra também a distribuição da ocorrência,

caracterizando as espécies em categorias hierárquicas; a dominância, que mede a proporção entre o número de indivíduos de uma dada espécie em relação ao número total de indivíduos na amostra da comunidade, além da equitabilidade, ou igualdade, que providencia informações sobre a heterogeneidade da comunidade (WITMAN, 1985; BEGON *et al.*, 1986, KREBS, 1998).

Desse modo, o entendimento da estrutura e funcionamento de uma comunidade está condicionado a sua caracterização, reconhecendo-a como uma unidade ecológica por meio de suas propriedades amostrais ou mensuráveis, como a riqueza, equitabilidade, equidade, diversidade, associações tróficas além da dinâmica espaço temporal (PINTO-COELHO, 1996 e BROWN & LOMOLINO, 2006).

No estudo das comunidades as espécies são consideradas unidades primárias a partir das quais se pode iniciar a avaliação das suas principais características. Assim, para compreender conexões existentes entre as espécies que compõe uma comunidade, dois modelos têm sido propostos. No primeiro modelo a maior parte das espécies é composta de fortes associações com outras espécies, formando uma vasta rede de interações e inter-relações; por exemplo, o modelo competitivo, em que as espécies interagem negativamente, de tal maneira que haja exclusão de outras espécies. No segundo modelo a dominância de uma espécie exclui a entrada de outras espécies na comunidade. Desse modo, esses dois modelos podem provocar alterações estruturais na composição das espécies o que

poderá causar consequências na dinâmica de outras espécies, por consequência na comunidade (ODUM, 1985 e KREBS, 2001).

Segundo WATANABE (1984), estudos sobre comunidades também requerem conhecimento amplo sobre sua dinâmica, para que se possa identificar a influência de fatores bióticos e abióticos que afetam a coexistência dos organismos em escala espaço-temporal que, de modo geral, pode ser observada em todas as comunidades, principalmente na regulação dos recursos internos, que geralmente estão associadas a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies.

A compreensão da estrutura de uma comunidade também pode se basear em evidências de que o crescimento e a regulação das populações também são afetados por alterações nos parâmetros abióticos, causadas pelos efeitos da variação dos fatores físicos, químicos além de geológicos do ambiente, o que pode modificar a composição das espécies temporalmente (WARWICK & RUSWAHYUNI, 1987; HEBLING *et al.* 1994; BACHELET, *et al.* 1996).

Desse modo, a estrutura de uma comunidade pode ser influenciada por características físicas e químicas prevalentes na área em que está inserida. Ao longo de toda a costa brasileira predominam as condições climáticas tropicais e subtropicais, que favorecem o desenvolvimento e crescimento de várias comunidades de invertebrados marinhos (SILVA *et al.* 1980 e AMARAL *et al.* 2005).

O desenvolvimento de uma comunidade bem como das populações que dela fazem parte, juntamente com o seu papel ecológico, parece ser fundamentada a partir da regulação de seus componentes bióticos como, crescimento populacional e capacidade reprodutiva, que são os componentes ou fatores que regulam a riqueza e abundância da comunidade. Tipicamente esses fatores associadas a parâmetros abióticos como temperatura, salinidade e substrato, que podem influenciar a diretamente a composição da comunidade (PIRES-VANIN, 1993; BACHELET, *et al.* 1996; SANTOS & PIRES-VANIN, 1999).

Além disso, componentes estruturais de uma comunidade como a disponibilidade de espaço e alimento, se destacam durante o processo de ocupação espacial. Além desses recursos, o tipo do substrato também tem sido apontado como um fator que pode influenciar diretamente a seleção para organismos bentônicos durante o período de assentamento ou estabelecimento no processo de ocupação espacial (FRESI *et al.*, 1983 e BEGON *et al.*, 2006).

O ambiente bentônico pode ser subdividido em consolidado natural, como rochas e recifes, e artificial de origem animal, vegetal ou mineral como colunas de embarcadouros, cais e piers, e ainda não consolidado, como por exemplo, a areia, lama, silte e cascalho. Tanto o substrato consolidado como o não consolidado, apresentam características exclusivas, de composição mineral, maleabilidade,

disponibilidade de espaço, entre outras, que podem afetar a biota que ocupa esses diferentes substratos (RHOADS, 1974 e ALVES *et al.* 2010).

O substrato consolidado pode ainda ser classificado como natural e artificial, apresentando várias origens ou tipos. Os substratos de origem animal ou vegetal, também conhecidos como substratos vivos ou biogênicos, que também são explorados por varias espécies de invertebrados marinhos, são caracterizados por apresentarem uma grande variedade de formas e modelos de crescimento. Além desses, os substratos artificiais não vivos são geralmente instalados pelo homem, como atracadouros, cais e ancoradouros, também representam áreas de ocupação para vários grupos animais (THRUST, 1986).

De acordo com CASTRO-FILHO *et al.* (1987) e SEEDE (2006), a distribuição e o tamanho dos organismos bentônicos marinhos estão diretamente associados com o tipo de substrato e a profundidade, contribuindo com a determinação da distribuição das diferentes comunidades bentônicas. Entretanto, alguns autores afirmam que, além da profundidade, a distribuição desses organismos está associada mais diretamente com a variação da temperatura, sendo o substrato uma variável secundária (WENNER & BOESCH, 1979; ALONGI & CHRISTOFFERSEN 1987; ASCHAN, 1990; SATO *et al.* 2000).

Ainda assim, BRAITBURG (1985), afirma que o substrato selecionado e a localidade em que se encontram, são fatores importantes que podem moldar as

características estruturais da diversidade biológica, pois influenciam diretamente a maneira com que os seus componentes bióticos e características abióticas irão interagir.

De acordo com MANTELATTO *et al.* (1998), o alto grau de adaptações desenvolvido pelos organismos no ecossistema marinho tem proporcionado o surgimento de inúmeras associações intra e inter específicas. Em muitos casos, o agrupamento de alguns animais, como briozoários e bivalves, pode gerar novos microhabitats, em que os animais encontram recursos como proteção, alimento e conseqüentemente, um local seguro para a produção e desenvolvimento de suas larvas.

Sendo assim, BERTNESS *et al.*, (2001) sugerem que as investigações em diferentes tipos de habitats devem contribuir de maneira positiva para a compreensão das diversas comunidades bênticas, produzindo importantes informações para o entendimento da dinâmica dessas comunidades.

Dessa maneira, para se estudar a comunidade de um determinado grupo de organismos é necessário conhecer suas variações espaciais relacionadas principalmente ao tipo de substrato e, por conseqüência, a variedade de microhabitats disponíveis, uma vez que as propriedades de uma comunidade também podem variar entre os diferentes tipos de microhabitats formados, além

de fatores ambientais como produtividade, heterogeneidade espacial e distúrbios físicos e químicos do ambiente (RICKLEFS & MILLER, 1999).

Segundo DALY & CONAR (2008), a seleção do substrato durante o assentamento de larvas de invertebrados tem sido constatada por alguns autores (e.g. ABSALÃO, 1993 e CALEY, 1996), que comprovaram a capacidade dessas larvas de detectar, em pequena escala, a heterogeneidade ambiental. Observa-se ainda que substratos consolidados mais heterogêneos tendam a apresentar maiores valores de diversidade, devido sua maior complexidade, como proposto por uma das seis hipóteses que explicam o gradiente de diversidade específica, conhecida como “teoria da heterogeneidade espacial”.

Dessa maneira, áreas mais complexas devem suportar uma maior diversidade, já que apresentam ampla variedade de microhabitats disponíveis para o estabelecimento das espécies, permitindo que muitas delas coexistam. Assim, a diversidade de espécies, em ambientes bentônicos, pode estar relacionada à heterogeneidade espacial, que por sua vez está diretamente associada às características do substrato (WENNER *et al.*, 1983).

Admite-se então que estrutura e complexidade do substrato podem afetar a colonização de organismos marinhos, sendo que a variação na rugosidade, tamanho e forma do substrato pode proporcionar diferentes características, tais como porosidade, capilaridade e espaços intersticiais, como se observa

comumente em costões rochosos. A rugosidade do substrato é relatada como um parâmetro importante que influencia a abundância e riqueza de espécies em comunidades de invertebrados, providenciando microhabitats mais heterogêneos o que contribui para o aumento da diversidade biológica (LUCKHURST & LUCKHURST, 1978; KOSTLEV *et al.*, 2005).

De acordo com WHAL (1989) e SEBENS (1991), a presença de substratos biogênicos também deve afetar localmente o estabelecimento, estrutura e a dinâmica de comunidades de invertebrados marinhos, sendo colonizados, por exemplo, por caranguejos *Brachyura* e *Anomura*, entre outros grupos de invertebrados (*e.g.* COCITO *et al.*, 2000; MORGADO & TANAKA, 2001).

Sendo assim, a maneira como o substrato é colonizado pode indicar os padrões de suprimentos larvais para a comunidade, uma vez que algumas larvas apresentam preferência por determinado tipo de substrato, o que pode produzir influência direta nas taxas de mortalidade pós-assentamento, desse modo modificando algumas características da comunidade como a abundância (MENGE & SUTHERLAND, 1979; ABSALÃO, 1993; ANGER, 2001).

Por essas razões, o estudo sobre as comunidades deixou de representar uma simples lista de espécies para ser entendido como uma investigação mais aprofundada, considerando além da composição, a estrutura e a dinâmica dessas comunidades, o que inclui o fluxo de espécies e abundância, além de permitir

registros de novas espécies e ampliações de distribuição biogeográfica (PIRES-VANIN, 1993; SANTOS & PIRES-VANIN, 1999, CAMARGO *et al.* 2010).

O cultivo de mexilhão apresenta algumas características peculiares, principalmente em relação a sua arquitetura homogênea, além de contribuir como fonte de recursos como abrigo e alimento para vários grupos de invertebrados e vertebrados marinhos, caracterizando um importante microhabitat (ALMEIDA, 2007).

Os bancos naturais de mexilhão são reconhecidos como refúgio para uma variedade de organismos invertebrados de pequeno porte e em estágios larvais, os quais vivem nos espaços intersticiais nesses bancos a procura recursos como espaço e alimento (KOCATAS, 1978; CHINTIROGLOU *et al.*, 2004).

De acordo com GELLI (1997) e CARRARO *et al.* (2007), o cultivo de mexilhão em sistema "long-line" representa um substrato extra para muitos organismos bentônicos, em que se pode encontrar uma variedade de organismos bioincrustantes e vágeis, principalmente invertebrados, associados às redes do cultivo. Esse fato pode estar relacionado a alguns fatores como o baixo hidrodinamismo e as condições de imersão constante, que providenciam condições favoráveis para a colonização de organismos bentônicos.

Nesse sentido, THIEL & ULLRICH, (2002) e ÇINAR *et al.*, (2008), reportaram que os bancos do mexilhão *Mytilus galloprovincialis* formam um substrato de matriz complexa, em que invertebrados marinhos, como poríferos, gastrópodes e

crustáceos, vivem em simbiose, mais precisamente epibiose. Esse tipo de habitat fornece aos organismos epibiontes uma estrutura física estável, favorecendo o estabelecimento e sobrevivência desses organismos.

A avaliação dos parâmetros ambientais representa outro elemento importante para a caracterização do ambiente, bem como suas variações temporais. Assim, a escolha de locais adequados aos cultivos de bivalves obedece a algumas características litorâneas, como por exemplo, temperatura e salinidade médias de aproximadamente 27 C° e 36 UPS, respectivamente, além de localidades específicas com pouca agitação de ondas, de preferência em áreas abrigadas (MARQUES *et al.*, 1991).

Sabe-se que alguns fatores abióticos podem influenciar diretamente a estrutura e na dinâmica de populações e comunidades de invertebrados marinhos, uma vez que esses organismos são susceptíveis a variações de alguns parâmetros ambientais como salinidade e temperatura (PIRES, 1992 e PIRES-VANIN *et al.*, 1993).

Alguns estudos demonstraram que fatores ambientais, como temperatura e salinidade, textura e conteúdo de matéria orgânica do sedimento, devem ser considerados em estudos ecológicos realizados com espécies que apresentam habito bentônico (FRANSOZO *et al.* 1992 e BERTINI *et al.* 2004).

Segundo DIEGUES (1999) e BOSCHI (2000), o litoral brasileiro possui 8.500 km de extensão sendo dividido em duas províncias biogeográficas, a Brasileira e a

Argentina, com características de alta produtividade e também sob o ponto de vista de recursos naturais renováveis bem como sua fauna e flora marinha, o que atrai diversos interesses, desde estudos a utilização e exploração socioeconômica pela população humana.

O litoral norte do estado de São Paulo representa umas das faixas litorâneas mais preservadas do litoral brasileiro, onde varias investigações acerca da biologia e ecologia dos crustáceos vem sendo conduzidas, (*e.g.* Fransozo *et al.*, 2011 e Almeida *et al.*, 2011). Essa região é caracterizada como um litoral bastante recortado, que forma baías e enseadas, delimitadas por maciços isolados e pelos promontórios dos esporões terminais da Serra do Mar, proporcionando a formação de muitas praias de pequenas extensões (AB' SABER, 1955).

De acordo com BOSCHI (2000), o município de Ubatuba está situado em uma zona geográfica denominada litoral de São Sebastião, que faz parte da região sudeste da costa do Brasil, considerada uma área de transição faunística, devido sua condição hidrológica, a qual podem variar sazonalmente, uma vez que sofre a influência de diferentes massas de água em diferentes épocas do ano. Essa sazonalidade das massas de água pode trazer como consequência alterações na estrutura das comunidades, especialmente para a sobrevivência larval nessa região, isso ocorre principalmente devido a variações dos parâmetros abióticos, como salinidade e temperatura, além de alterações na composição das comunidades,

causadas pela chegada de espécies vindas de outras regiões, que acompanham o deslocamento dessas massas de água em condições favoráveis as larvas (MELO, 1990).

Dessa maneira, o hidrodinamismo na região de Ubatuba representa uma condição particularmente importante, pois recebe a influência de três massas de água durante o ano, as águas tropicais (AT), com características de temperatura média superiores a 24°C e salinidade variando entre 36 a 37 UPS; as águas centrais do atlântico sul (ACAS) que ocorrem nos meses de verão, corrente caracterizada por baixos valores de temperatura, inferiores a 15°C e salinidade média de 35 UPS; e as águas costeiras (AC) que apresentam valores de salinidade média de 34 UPS e temperatura média de 24°C (CASTRO FILHO *et al.*, 1987 e PIRES-VANIN *et al.*, 1993).

A presença dessas massas de água pode influenciar diretamente a distribuição de organismos bentônicos e planctônicos, na região, principalmente em relação aos invertebrados que podem sofrer variações em seus períodos reprodutivos e também na dispersão das larvas de varias espécies, afetando diretamente a formação da comunidade, caracterizando a estrutura que pode ser limitada pelas características das massas de águas (BOSCHI, 2000 e MELO *et al.*, 2000).

Os estudos sobre diversidade biológica e dinâmica de comunidades animais representam um conjunto de informações bastante relevantes, uma vez que

forneem os fundamentos básicos para investigações que promovem o desenvolvimento e conservação de áreas costeira. Assim, durante as últimas décadas as informações sobre a diversidade biológica e comunidade de invertebrados marinhos tem apresentado um crescimento significativo. Vale destacar algumas obras como as de WENNER *et al.* (1982), que caracterizaram a composição, abundância e a sazonalidade da comunidade de crustáceos decápodos bentônicos do sul da Carolina do Norte; HARTNOLL *et al.* (1988), que investigaram a composição e reprodução de várias espécies de Brachyura no litoral Inglês, WERDING *et al.* (2003), que mostraram a distribuição e composição de crustáceos Brachyura e Anomura do Atlântico Oeste, entre outros inúmeros estudos que contribuíram para o entendimento da composição e dinâmica das comunidades e comparações sobre a distribuição de crustáceos decápodos, incluindo os Brachyura.

No Brasil se podem destacar alguns estudos sobre comunidades de crustáceos braquiúros como os de MOREIRA (1901), que foi um dos primeiros pesquisadores a se dedicar ao estudo da sistemática dos crustáceos do Brasil; COSTA (1964), que investigou os crustáceos do espírito santo, COELHO & RAMOS (1972), registraram a distribuição dos decápodos do litoral leste da América do Sul, FAUSTO-FILHO (1975), elaboraram a primeira chave de identificação de Brachyura

para o Brasil, assim como MELO (1996), em que publicou um manual de identificação de Brachyura.

Já para o estado de São Paulo ABREU (1975), investigou a distribuição, composição e ecologia dos Decapoda numa área estuarina da região do litoral norte paulista; do mesmo modo, MELO (1985), reconheceu a importância da fauna de Brachyura para o litoral de São Paulo, descrevendo a taxonomia e padrões distribucionais desses organismos, impulsionando uma série de estudos sobre a fauna de caranguejos; FRANSOZO *et al.* (1992), PIRES (1992) e HEBLING *et al.* (1994), estudaram a composição, estrutura, dinâmica, distribuição e biodiversidade de comunidades bentônicas, no substrato não consolidado, em diferentes áreas da região do litoral norte do Estado de São Paulo; COBO *et al.* (1994), verificaram a comunidade dos caranguejos Brachyura que compõe a fauna do manguezal na região de Ubatuba, assim como MANTELATTO & FRANSOZO, (2000); BERTINI *et al.*, (2004); SANTOS & PIRES-VANIN, (2004), que também estudaram crustáceos decápodos da região de Ubatuba com enfoque para a comunidade de caranguejos Brachyura e Anomura.

Alguns estudos mais recentes contribuíram para adicionar informações sobre os crustáceos do litoral norte do estado de São Paulo como FURLAM (2010), que investigou a composição, distribuição e abundância dos crustáceos decápodos do substrato não consolidado da região de Ubatuba, da mesma maneira ALVES

(2010) estudou a estrutura e dinâmica de caranguejos braquiúros do sublitoral não consolidado da ilha vitória.

Além dessas investigações, as comunidades estabelecidas em substratos biogênicos também vêm sendo avaliadas com o objetivo de investigar a composição de Brachyura nesses habitats, como por exemplo, por NEGREIROS-FRANSOZO *et al.* (1992), que estudaram a comunidade de Brachyura em colônias dos poliquetos sabelarideos na região de Ubatuba, MANTELATTO & SOUZA-CAREY (1998), que investigaram a composição de caranguejos associados a bancos de *Schizoporella unicornis*, além de MANTELATTO & CORRÊA (1995/96) e BARROS (2009) investigaram a composição e dinâmica comunidade de Brachyura associada à macroalga *Sargassum cymosum* também no litoral norte paulista, entre outros.

Apesar do crescente desenvolvimento de investigações científicas no litoral sudeste do Brasil, ainda se pode observar uma série de lacunas no conhecimento acerca das comunidades de crustáceos decápodos, em especial quando se consideram habitats restritos, como por exemplo aqueles formados pelo cultivo de bivalves, por meio de redes suspensas, que modificam a paisagem e, portanto, apresentam o potencial de produzir modificações nas relações entre as espécies que formam a biota de uma dada região.

O cultivo de mexilhão representa um substrato homogêneo e recém formado, o que oferece oportunidades de colonização para várias espécies de

invertebrados marinhos que apresentem eficiência competitiva esperando que poucas espécies sejam dominantes e que varias espécies tentem invadir esse novo espaço criado pelas redes de cultivo de mexilhão.

Objetivos

Objetivo geral:

Descrever a comunidade de caranguejos Brachyura (Crustacea: Decapoda), a partir da caracterização de suas propriedades dinâmicas, estabelecida em um cultivo comercial de mexilhão *Perna perna*, na região de Ubatuba litoral norte do estado de São Paulo.

Objetivos específicos

- ✓ Descrever a composição específica de caranguejos Brachyura que compõe a fauna associada em um cultivo comercial de mexilhão *Perna perna*.
- ✓ Caracterizar a estrutura e a dinâmica da comunidade de Brachyura com base na avaliação dos índices ecológicos de riqueza, abundância, diversidade, constância, equidade, equitabilidade, similaridade e índice de valor ecológico.
- ✓ Caracterizar o processo de ocupação temporal da comunidade de Brachyura a partir da instalação das redes de cultivo na enseada de Ubatuba;
- ✓ Avaliar a influência dos parâmetros ambientais temperatura e salinidade na dinâmica de instalação dessa comunidade de Brachyura;

Material & Métodos

Para o desenvolvimento do experimento foram instaladas 12 redes de cultivo de mexilhão, também conhecidas como mexilhoneiras, na praia do Itaguá, Enseada de Ubatuba, litoral norte do estado de São Paulo (23°27'07 S – 45°02'49 W) (Fig. 1). As redes foram dispostas em sistema de "long line", que, de acordo com FAGUNDES *et al.* (2007) (Fig. 2), consiste em modelo de cultivo muito utilizado devido ao seu baixo custo. Esse sistema é caracterizado pela instalação de redes presas a cabos suspensos por flutuadores, os quais são ancorados por cabos imersos, presos ao fundo em estruturas de concreto. Para este estudo as redes foram mantidas distantes do assoalho bentônico, o que preveniu o acesso de predadores, e ainda contaram com uma peça de lastro, de aproximadamente 1kg, presa a extremidade inferior, com o objetivo de diminuir a agitação das redes em função dos movimentos naturais da água.

As redes foram confeccionadas em malha de algodão, revestidas com nylon, as quais foram preenchidas com cerca de 600 mexilhões juvenis, com aproximadamente 6 mm de comprimento da concha, chamados popularmente de "sementes" (Fig. 3). Os juvenis foram coletados em bancos naturais do mesolitoral rochoso na enseada de Ubatuba, posteriormente foram limpos mecanicamente, para a retirada de organismos incrustantes, além de mantidos imersos em água doce por aproximadamente 30 minutos, com o objetivo de eliminar a eventual presença de larvas instaladas nas conchas.



Figura 2- Localização do cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) litoral norte do Estado de São Paulo, em que foi desenvolvido o experimento.



Figura 2- Sistema long-line de cultivo de mexilhão *Perna perna* (23°27'07 S – 45°02'49 W) Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo.

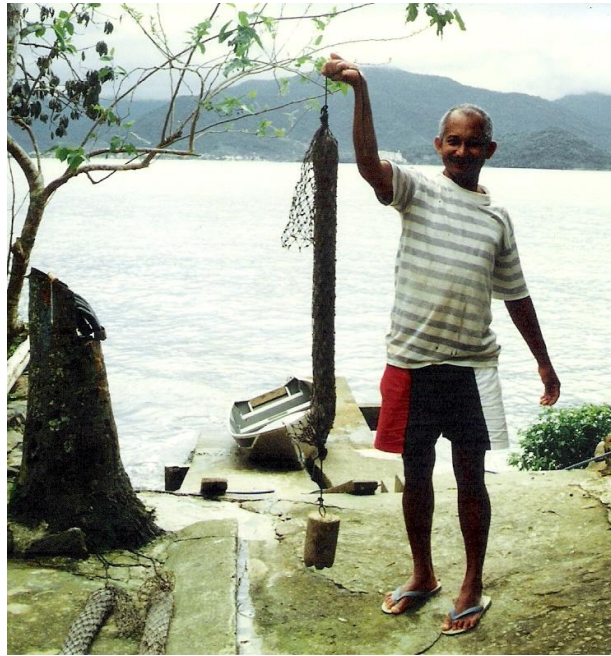


Figura 3- rede utilizada para a montagem do sistema “long-line” de cultivo de mexilhão.

O experimento compreendeu a recuperação mensal de uma rede de cultivo, durante 12 meses, o que teve início em março de 2002, aproximadamente um mês após a instalação das redes. Imediatamente após a recuperação de cada rede, o material foi transferido para o Laboratório de Biologia Marinha - Universidade de Taubaté, em Ubatuba. Em laboratório, as redes foram mensuradas em relação ao seu volume e triadas para a retirada dos caranguejos, os quais foram conservados em álcool 70%, identificados ao nível de espécie, de acordo com MELO (1996), e classificados de acordo com MARTIM & DAVIS (2002) e NG *et al.*, (2008). Os exemplares foram identificados morfológicamente quanto ao sexo, e agrupados nas categorias demográficas macho (M), fêmea (F) e fêmea ovígera (FO). Os exemplares obtidos foram depositados como material testemunho na coleção de Carcinologia da Universidade de Taubaté e na Coleção Carcinológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

Em cada uma das redes amostradas foi retirada uma subamostra de 15 mexilhões os quais foram mensurados quanto o maior comprimento da concha, com paquímetro de precisão (0,01mm), para a avaliação do crescimento dos bivalves, como referência para o tamanho do substrato ocupado pelos caranguejos.

PARÂMETROS ECOLÓGICOS

a) ABUNDÂNCIA (A_b)

Definida como sendo o número de indivíduos amostrados em cada uma das redes.

b) ABUNDÂNCIA RELATIVA (A_j)

Calculada para cada espécie em cada estação de amostragem e para o total amostrado, por meio da expressão:

$$A_j = \frac{N \sum_{i=1}^S a_{i,j}}{\sum_{j=1}^S \sum_{i=1}^N a_{i,j}}$$

em que:

A_j = abundancia relativa

" a_{ij} " = abundância absoluta da espécie "j" na amostra "i"

N = número de amostras contendo a espécie

S= número de espécies contidas em todas as amostras

c) DENSIDADE

Definida como sendo o número de indivíduos amostrados por metro cúbico de rede, de acordo com a expressão:

$$V = \frac{(C.P^2)}{4. \pi}$$

Em que:

V= volume da rede

C=comprimento da rede

P=perímetro da rede

Além disso, foi feita uma análise de regressão linear simples entre o tamanho do mexilhão e a abundância de caranguejos, a fim de obter uma relação de densidade relativa em função do tamanho linear do substrato, em que se utilizou o tamanho médio dos mexilhões em relação ao número de indivíduos amostrados na respectiva rede.

d) RIQUEZA (S)

A riqueza de espécies foi representada pelo número de espécies registradas na comunidade amostrada (Krebs, 1998).

S=número total de espécies

e) EQUIDADE (E')

O índice de equidade representa a distribuição da ocorrência das espécies entre as amostras. Os valores de equidade variam dentro de um intervalo de 0 a 1, em que quanto mais próximo de um, mais uniforme é a distribuição das espécies entre as amostras (BEGON *et al.*, 2006).

A equidade foi estimada pela equação:

$$E' = \frac{H'}{\ln S}$$

Em que:

H' = valor de diversidade

S = número de espécies

f) DIVERSIDADE (H')

A diversidade foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener (1949), assim como seus componentes: riqueza de espécies (S), número de indivíduos e a equidade (E'). O índice de Shannon-Wiener é a ferramenta mais indicada para análises que contenham amostras aleatórias de espécies de uma comunidade ou sub-comunidade de interesse, podendo ser aplicada para unidades com subamostras (KREBS, 1998).

Os valores de diversidade foram estimados por meio da seguinte equação:

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i) (\ln . p_i)$$

Em que:

$$P_i = n_i/N$$

n_i = Número de indivíduos da espécie "i"

H' = Índice de diversidade;

s = Número de espécies;

p_i = Proporção da espécie "i" na amostra.

g) EQUITABILIDADE (E'')

A equitabilidade é uma medida de heterogeneidade da comunidade, importante uma vez que interfere nos resultados do índice de diversidade, assumindo que há uma relação diretamente proporcional entre a heterogeneidade da amostra e a diversidade (Krebs, 1989).

$$E'' = \frac{D - D_{\min}}{D_{\max} - D_{\min}}$$

Em que:

D : índice de diversidade da amostra

D_{\max} : índice máximo de diversidade, sendo S espécies e N indivíduos.

D_{\min} : índice mínimo de diversidade, sendo S e N .

h) CONSTÂNCIA

A constância das espécies durante o experimento foi avaliada como a proporção entre o número de amostras em que a espécie ocorre e o número total

de amostras realizadas e agrupadas em categorias (BATISTA & REGO, 1996), como mostra a tabela 1.

Tabela 1. Categorias de Constância das espécies, segundo Batista & Rego (1996).

Nomenclatura	Abreviatura	Constância (%)
Altamente constante	(Ac)	70 a 100
Constante	(C)	50 a 69
Moderada	(M)	30 a 49
Pouco constante	(Pc)	10 a 29
Raras	(R)	0 a 9

i) DOMINÂNCIA

A relação entre o número de indivíduos de uma dada espécie e o número de indivíduos de todas as espécies amostradas (GOMES, 2004), nas redes de mexilhão durante os 12 meses de estudo.

$$DA (\%) = \frac{N_A}{N_A + N_B + N_C + \dots + N_n} \times 100$$

Em que:

NA= dominância da espécie A

NA, NB, NC... Nn = número de indivíduos de espécies A,B,C.....n.

J) RETORNO DE ESPÉCIES

Expressou a relação aditiva temporal estabelecida entre a perda e o ganho de espécies. Como componentes desse índice, foram somadas duas razões: a primeira, entre o número de espécies perdidas e a riqueza no tempo inicial, e a outra entre o número de espécies ganhas e a riqueza no tempo subsequente. Ficando esses valores entre 0 e 1, a soma dos mesmos situa-se 0 e 2 (GIORDANO, 2001). O resultado, quanto mais próxima de 2 significa que a amostra teve um ganho de espécies entre uma unidade amostral e outra. Para completar o valor descritivo do índice de retorno de espécies, deve-se atribuir sinal negativo ao valor numérico quando a perda relativa supera o ganho relativo.

$$T = \frac{L}{S_{Tn}} + \frac{G}{S_{Tn+1}}$$

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_{Tn} = número de espécies no tempo T_n .

S_{Tn+1} = número de espécies no tempo T_{n+1}

K) ÍNDICE DE VALOR ECOLÓGICO (IVE)

Um índice de natureza quantitativa que definiu o valor relacionado a importância reguladora de cada população dentro da amostra em termos de média geométrica de três componentes: a ocorrência de dada espécie no conjunto das amostras, a equidade das abundâncias relativas nas amostras em que se registrou a dada espécie e a abundância relativa global. Para essa avaliação utilizou-se o índice de amplitude de nicho de Levins. Este índice é quantificado entre um intervalo de 0 e 1, em que os valores máximos são obtidos quando o máximo nos três componentes for atingido, ou seja, a comunidade é constituída exclusivamente por uma única espécie. Portanto, quando mais próximo de 0, menor será a importância da dada espécie em relação a formação da respectiva amostra (GIORDIANO, 2001).

O índice de valor ecológico (IVE) é expresso pela seguinte fórmula:

$$IVE_j = P E_j \sqrt[3]{P_j \cdot E_j \cdot A_j}$$

em que:

$P_j = n_j/N$, para n_j = número de amostras com ocorrência de espécies "j" e N = número total de amostras ou observações (mede a presença da espécie "j");

$E_j = \frac{Levins_j}{\ln(n)}$, para $Levins_j = -\sum p_{ij} \cdot \ln(p_{ij})$ = índice de amplitude de nicho de Levins,

L) ANÁLISE DE GRUPAMENTO

Foi realizada entre as espécies utilizando as distâncias de dissimilaridade, relativas a abundância de indivíduos durante o período amostral, obtidas pelo

índice de BRAY-CURTIS (1957), cujo resultado varia entre 0 (similar) até 1 (dissimilar), de acordo com a seguinte função:

$$B = \frac{\sum |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum X_{ij} + X_{ik}}$$

B = Medida de dissimilaridade de Bray-Curtis;

X_{ij} = Número de indivíduos da espécie i na amostra j;

X_{ik} = Número de indivíduos da espécie i na amostra k.

O índice de Bray-Curtis, ignora casos em que a espécie está ausente em ambas as amostras comunidade e que é dominado pelos abundantes, espécies raras de modo muito pouco a acrescentar ao valor do coeficiente (BRAY & CURTIS, 1957).

M) ANÁLISE DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais temperatura e salinidade foram amostradas ao longo de todos os meses de estudo. Para a variável salinidade foram realizadas amostras diárias e mensuradas, em laboratório, com refratômetro ótico. As medidas de temperatura também foram tomadas diariamente, com termômetro de coluna de mercúrio.

Para as análises da identificação das massas de água, foi construído um diagrama T-S (Temperatura–Salinidade), a partir das médias mensais, de acordo com as características propostas por PIRES (1992) e ODEBRECHT & CASTELLO (2001),

sendo as Águas Tropicais (AT) com temperatura medias acima de 20°C e salinidade médias maiores que 36; Águas Costeiras (AC) com temperaturas médias maiores que 20°C e salinidade média maior que 36°C e as Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS) com características de temperaturas medias menores que 18°C e salinidades menores que 36.

Resultados

Durante o período amostral foi obtido um total de 849 indivíduos, distribuídos em seis superfamílias, 14 gêneros e 16 espécies (figs 2 a 17), a superfamília Xanthoidea reuniu 46% da riqueza da comunidade amostrada, enquanto que Dromioidea, Grapsoidea, Pinnotheroidea e Portunoidea contribuíram, cada uma dessas superfamílias, com apenas 1% da riqueza da comunidade.

Para o xantóideo *Panopeus austrobesus* foi registrada a maior abundância nas redes de mexilhão, nas quais foram obtidos 711 indivíduos, enquanto que para *Dromia erytropus*, *Apiomithrax violaceus*, *Podochela gracilipes*, *Inachoides forceps*, *Mithraculus forceps*, *Mithrax hispidus*, *Libinia spinosa*, *Hexapanopeus paulensis* e *Hexapanopeus schimitt* foram registradas as menores abundâncias, com apenas um indivíduo capturado para cada uma dessas espécies.

De modo geral os caranguejos amostrados nas redes de mexilhão são representantes de espécies de pequeno porte, como observado pela amplitude de tamanho desses animais, em que o menor deles é um exemplar juvenil de *Panopeus austrobesus* com 1,5mm (LC) e o maior, também juvenil, de *Cronius ruber* com 18,8mm (LC). A abundância das espécies, proporção sexual, tamanho médio, máximo e mínimo de largura da carapaça estão representadas na tabela 2.



Figura 4- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Dromia erytropus* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).

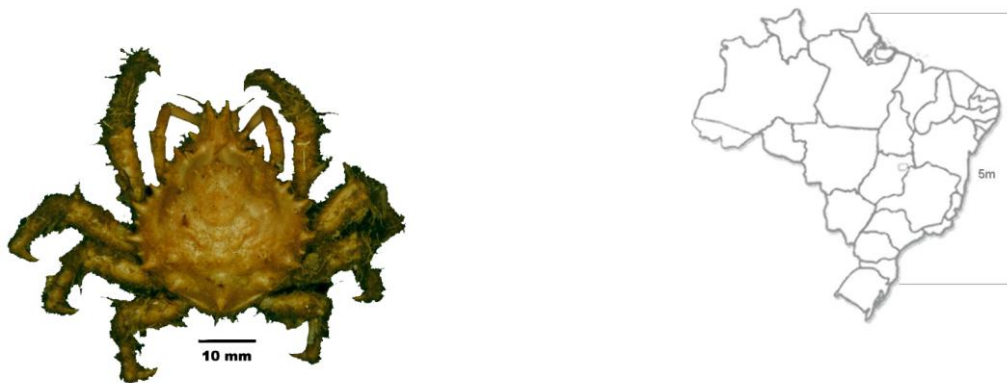


Figura 5- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Apiomithrax violaceus* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).



Figura 6- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Podochela gracilipes* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).



Figura 7- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Inachoides forceps* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).



Figura 8- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Mithraculus forceps* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).

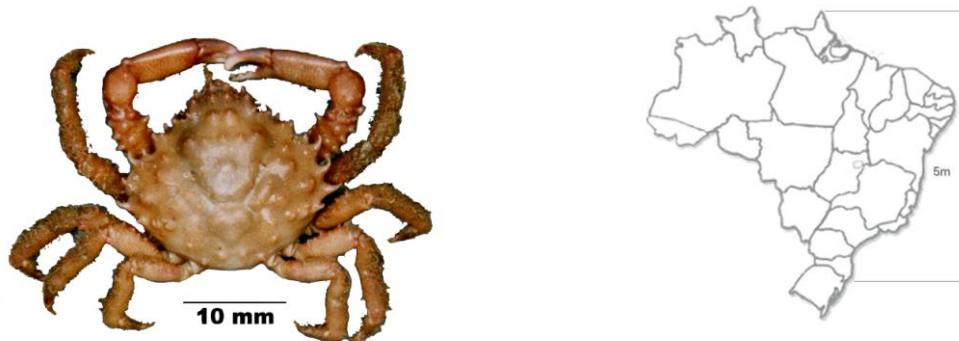


Figura 9- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Mithrax hispidus* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).



Figura 10- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Libinia spinosa* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).



Figura 11- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Cronius ruber* (Lamarck, 1818). Distribuição: Atlântico ocidental – Carolina do Norte até o sul da Flórida, Golfo do México, América Central, Antilhas, norte da América do Sul, Guianas e Brasil (do Amapá ao Rio Grande do Sul) (MELO, 1996).



Figura 12- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Hexapanopeus paulensis* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (MELO, 1996).



Figura 13- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Hexapanopeus schmitti* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Brasil (do Ceará até Santa Catarina) e Uruguai (MELO, 1996).



Figura 14 – Vista dorsal e distribuição geográfica de *Menipe nodifrons* Williams, 1983. Atlântico ocidental – Flórida, Golfo do México, América Central, Antilhas, norte da América do Sul, Guianas e Brasil (do Maranhão até Santa Catarina). Atlântico oriental – de Cabo Verde até Angola (Melo, 1996).



Figura 15 – Vista dorsal e distribuição geográfica de *Panopeus austrobesus* Williams, 1983, Atlântico ocidental – Brasil (do Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul) (Melo, 1996).

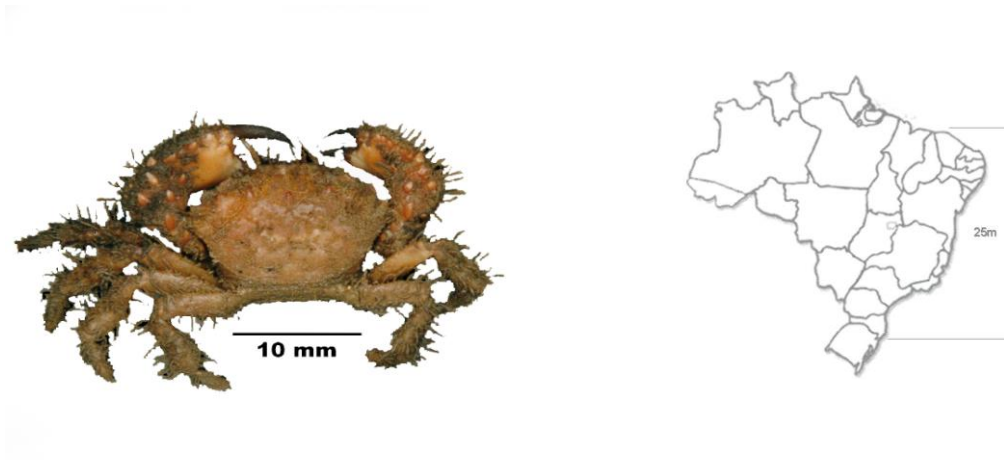


Figura 16- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Pilumnus reticulatus* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Brasil (do Ceará até Santa Catarina) e Uruguai (MELO, 1996).



Figura 17 - Vista dorsal e distribuição geográfica de *Pilumnus spinosissimus* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Brasil (do Ceará até Santa Catarina) e Uruguai (MELO, 1996).

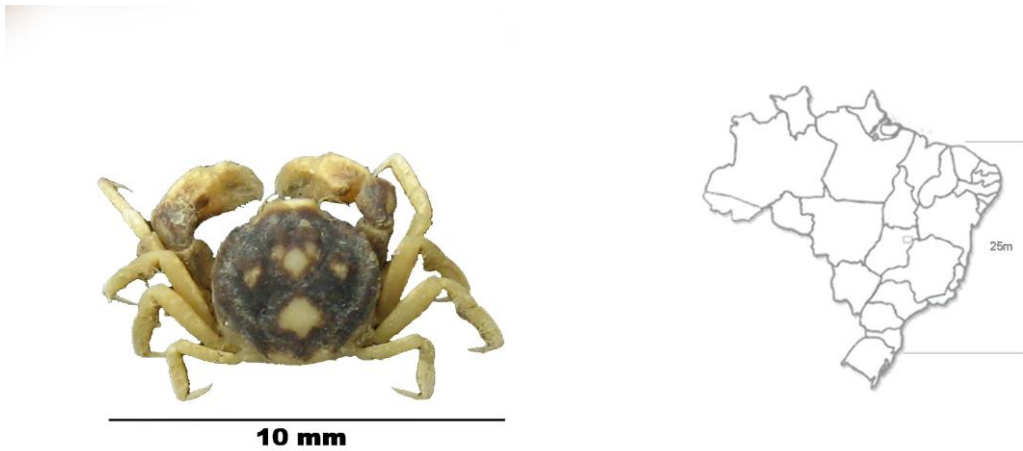


Figura 18 - Vista dorsal e distribuição geográfica de *Tumidotheres maculatus* Rathbun, 1930. Atlântico ocidental – Brasil (do Ceará até Santa Catarina) e Uruguai (MELO, 1996).



Figura 19- Vista dorsal e distribuição geográfica de *Pachygrapsus transversus*, Gibbes, 1850, Atlântico Ocidental – Bermuda, da Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Antilhas, norte da América do Sul, Brasil (Trindade e do Ceará até o Rio Grande do Sul) e Uruguai (MELO, 1996).

Tabela 2. Abundância dos indivíduos (N), Riqueza da espécie (%), proporção sexual (m:f), tamanhos médios, amplitudes de tamanho máxima e mínima para as espécies de caranguejos braquiúros amostrados nas redes de mexilhão.

Super-Família/ Espécie	N	Proporção sexual	Tamanho médio (mm)	Amplitude Min-max (mm)
Dromioidea(8%)				
<i>Dromia erythropus</i>	1	-	10,3*	-
Majoidea (38%)				
<i>Apiomithrax violaceus</i>	1	-	9,6*	-
<i>Podochela gracilipes</i>	1	-	4,2*	-
<i>Inachoides fórceps</i>	1	-	2,6*	-
<i>Mithraculus fórceps</i>	1	-	17,4*	-
<i>Mithrax hispidus</i>	1	-	14*	-
<i>Libinia spinosa</i>	1	-	5,3*	-
Portunoidea(8%)				
<i>Cronius ruber</i>	2	1:1	18,1 ± 2,8	17,4 - 18,8
Xanthoidea (31%)				
<i>Hexapanopeus paulensis</i>	1	-	2,9*	-
<i>Hexapanopeus schimitti</i>	1	-	6,7*	-
<i>Menippe nodifrons</i>	8	1:0,3	6,1 ± 1,8	3,4 - 7,9
<i>Panopeus austrobesus</i>	711	1:0,9	5,7 ± 1,9	1,5 - 10,7
<i>Pilumnus reticulatos</i>	21	1:0,6	9,5 ± 3,9	3,1 - 15
<i>Pilumnus spinisissimus</i>	28	1:0,8	11,5 ± 3,2	2,8 - 14,5
Pinnotheroidea(8%)				
<i>Tumidotheres maculatos</i>	1	-	3,1*	-
Grapsoidea(8%)				
<i>Pachygrapsus transversus</i>	68	1:1,1	6,9 ± 2,6	2,3 - 12,7

* Espécies com apenas um indivíduo amostrado durante o período de estudo.

A abundância dos indivíduos amostrados apresentou uma tendência de aumento durante o período estudado, com pico em março de 2003, com 175 indivíduos, correspondendo a 15% do total amostrado, por outro lado, em maio de 2002 foi registrada a menor abundância, com 44 indivíduos, o que correspondeu a 4% da comunidade amostrada (fig.20).

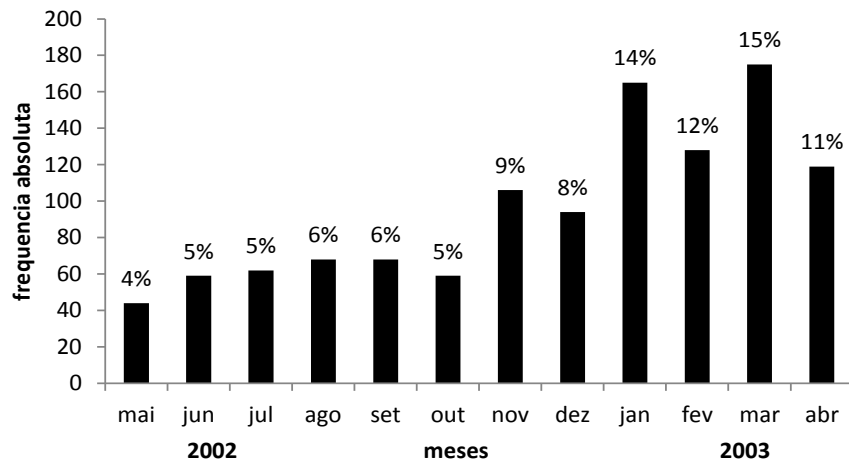


Fig. 20- Abundância mensal de caranguejos amostrados durante o período de estudo

A densidade média das redes de mexilhão foi de 669,8 ind./m³, sendo o maior valor verificado em julho com 815,4 ind./m³ e o menor valor em outubro, 424,2 ind./m³ (fig.21).

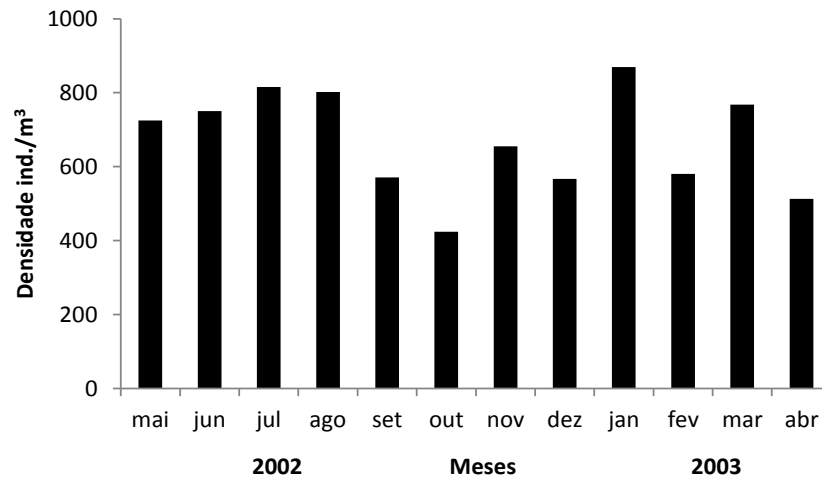


Figura 21- Densidade (ind./m³) de caranguejos ao longo do período de estudo.

Foi verificada uma associação positiva entre a abundância e o tamanho dos mexilhões, que correspondeu ao tamanho do substrato ($r^2 = 0,483$) ($p = 0,001$)(fig 22).

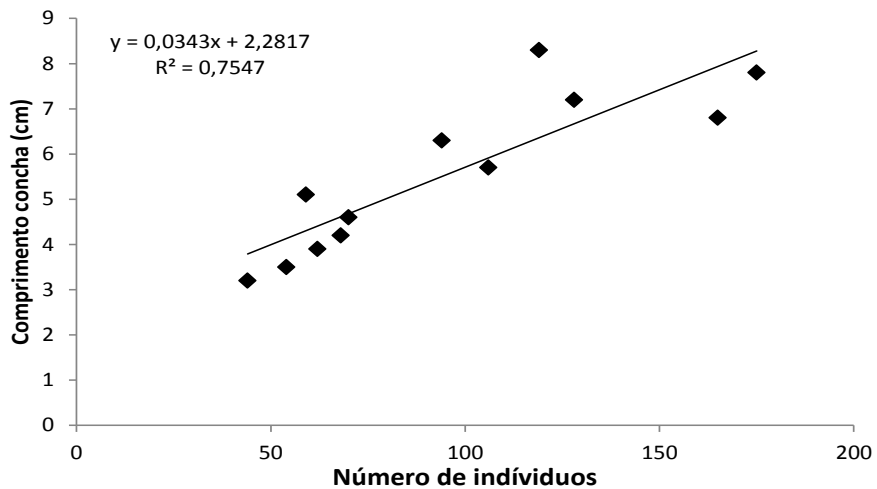


Figura 22 – Correlação linear simples entre o comprimento da concha do mexilhão e a abundância de caranguejos amostrados nas redes de mexilhão.

Em relação a equidade foram registrados valores que variaram entre $J'=0,1937$ em janeiro e $J'=0,6841$ em abril (fig.23).

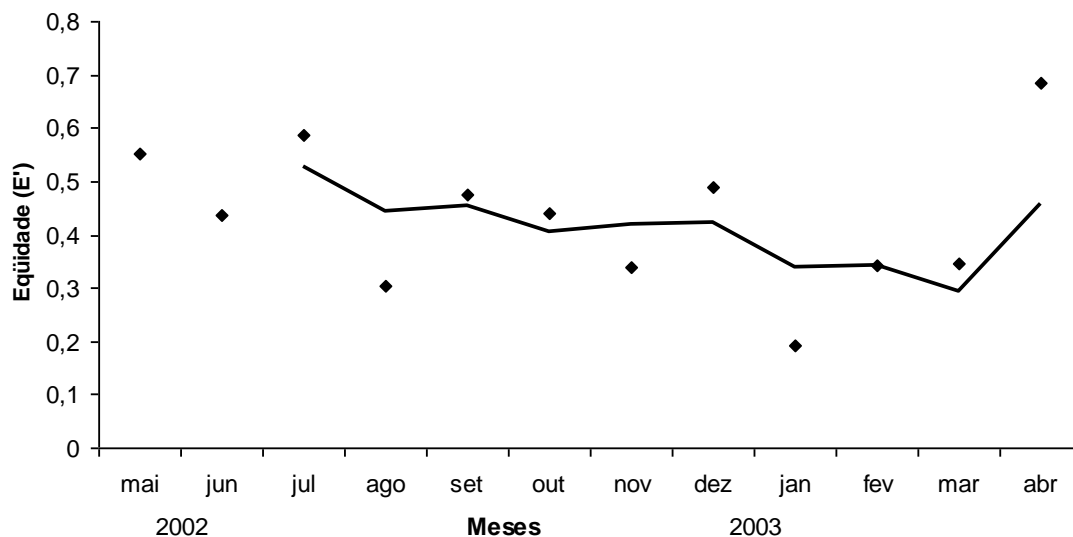


Figura 23- Variação mensal da equidade para a comunidade de caranguejos amostrada nas redes de cultivo de mexilhão e tendência temporal (média móvel).

Com relação a constância das espécies apenas *Panopeus austrobesus* e *Pachygrapsus transversus*, foram altamente constantes, tendo sido registradas todas das amostras, *Mennipe nodifrons* e *Pilumnus reticulatus* foram pouco constantes, presente em 60% das amostras, enquanto que as demais espécies foram consideradas raras (tabela 3).

Tabela 3- Constância das espécies de caranguejos braquiúros amostradas nas redes de mexilhão durante os meses de amostragem. R (raras), Pc (pouco constantes), M (moderada) C (constante), Ac (altamente constante).

Superfamília	Espécie	Constância
Dromioidea	<i>Dromia erythropus</i>	R
Majoidea	<i>Apiomithrax violaceus</i>	R
	<i>Podochela gracilipes</i>	R
	<i>Inachoides fórceps</i>	R
	<i>Mithraculus forceps</i>	R
	<i>Mithrax hispidus</i>	R
	<i>Libinia spinosa</i>	R
Portunoidea	<i>Cronius ruber</i>	R
Xanthoidea	<i>Hexapanopeus paulensis</i>	R
	<i>Hexapanopeus schimitti</i>	R
	<i>Menippe nodifrons</i>	Pc
	<i>Panopeus austrobesus</i>	Ac
	<i>Pilumnus reticulatos</i>	Pc
	<i>Pilumnus spinosissimus</i>	R
Pinnotheroidea	<i>Tumidotheres maculatus</i>	R
Grapsoidea	<i>Pachygrapsus tranversus</i>	Ac

O índice de diversidade para a comunidade estudada foi de $H' = 0,91$ bits/ind⁻¹, variando entre $H' = 0,146$ bits/ind⁻¹, verificado em maio de 2002 e $H' = 1.67$ bits/ind⁻¹, em abril de 2003 (Fig.24).

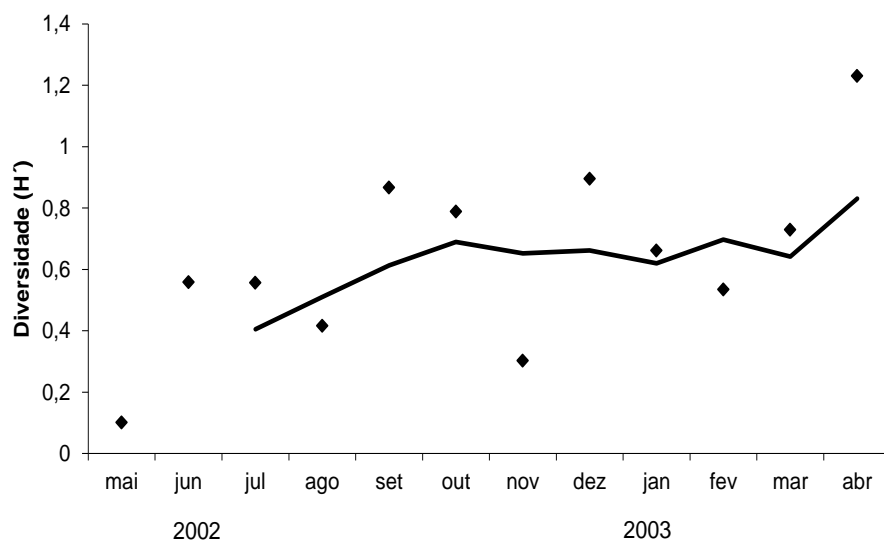


Figura 24- Variação mensal do índice de diversidade ($\text{bits}/\text{ind}^{-1}$) para a comunidade de caranguejos braquiúros amostrada nas redes de cultivo de mexilhão e tendência temporal (média móvel).

O maior valor para a equitabilidade foi registrado em dezembro ($S= 0,538$) e o menor verificado em maio ($S= 0,146$). Os valores de equitabilidade não apresentaram variações significativas durante o período amostrado ($p= 0,327$) (fig.25).

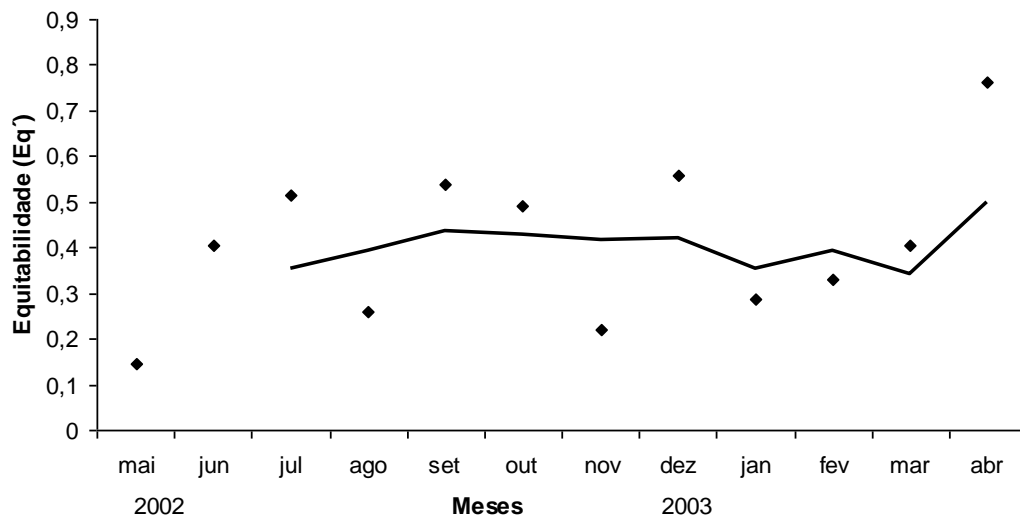


Figura 25- Variação mensal da equitabilidade para a comunidade de caranguejos braquiúros amostrada nas redes de cultivo de mexilhão e tendência temporal (média móvel).

Entre as espécies estudadas o xantóideo *Panopeus austrobesus* foi dominante durante todo período de estudo correspondendo a 82% dos indivíduos amostrados, sendo registrada em 100% das amostras, enquanto *A. violaceus*, *P. gracilipes* e *I. forceps* foram os que apresentaram os menores valores para esse índice, com apenas 1 indivíduo durante toda o período amostral, o que representa apenas 2% de toda amostra, para cada uma dessas espécies (fig. 26).

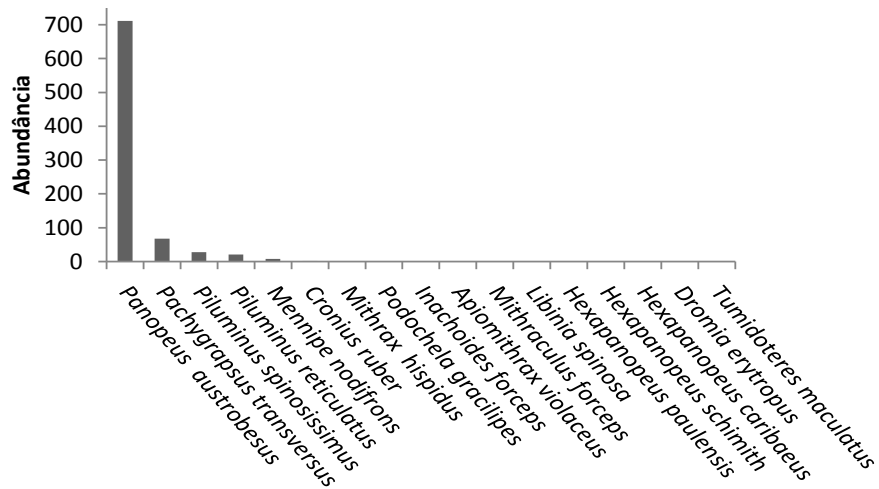


Figura 26- Dominância de espécies para a comunidade de caranguejos amostrada nas redes de cultivo de mexilhão.

A comunidade amostrada foi caracterizada pela ocorrência de pequenas oscilações quanto ao índice de retorno de espécies, sendo verificada a maior entrada entre fevereiro e março (0,5556), com quatro espécies e a menor entre janeiro e fevereiro (-0,5556), o que corresponde a perda de também quatro espécies (fig. 27). Para a primeira amostra da comunidade foram registradas duas espécies, *Panopeus austrobesus* e *Pachygrapsus transversus*, sendo que a adição e subtração de espécies, ao longo do tempo, evidenciadas pelo índice de retorno de espécies está descrita na tabela 4.

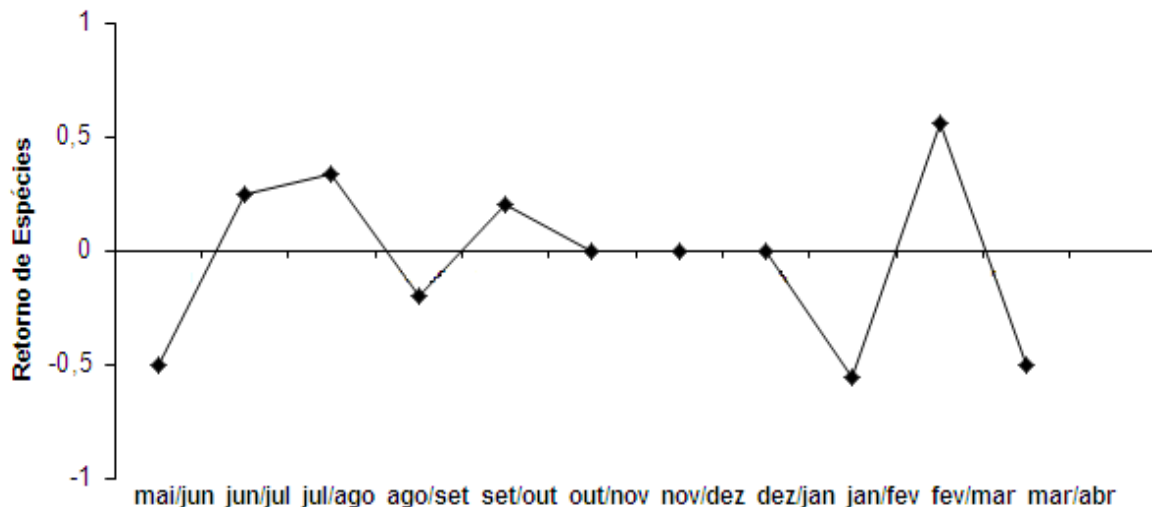


Figura 27- Variação do Índice de retorno das espécies para a comunidade de caranguejos braquiúros amostrada nas redes de cultivo de mexilhão.

Tabela 4- Adição e subtração das espécies de caranguejos braquiúros nas rede de mexilhão durante os meses de estudo. (+) adição e (-) subtração.

Espécie	Meses										
	M/J	J/J	J/A	A/S	S/O	O/N	N/D	D/J	J/F	F/M	M/A
<i>D. eritropus</i>										+	-
<i>P. transversus</i>	+										
<i>M. hispidus</i>										+	-
<i>P. gracilipes</i>			+	-							
<i>I. forceps</i>										+	-
<i>C. ruber</i>							+		-		
<i>M. fórceps</i>										+	-
<i>A. violaceus</i>										+	-
<i>M. nodifrons</i>							+	-	+		
<i>P. reticulatus</i>					+						
<i>P. spinosissimus</i>				+	-	+	-	+		-	+
<i>H. schimiti</i>			+	-							
<i>H. paulensis</i>				+	-						
<i>P. austrobesus</i>	+										
<i>L. spinosa</i>											+
<i>T. maculatus</i>											+

Para o índice de valor ecológico (IVE), foi registrado o maior valor para *P. austrobesus* (0,3078), enquanto que para 11 espécies o valor de IVE foi igual a zero (tabela 5).

Tabela 5- Índices de valor ecológico, constância, abundância relativa das espécies para a comunidade de caranguejos amostrada nas redes de cultivo de mexilhão.

Índice de valor ecológico IVE				
Espécie	Código	N	Constância (pj)	IVE
<i>Dromia eritropus</i>	Dery	1	0,0744	0,0000
<i>Pachygrapsus transversus</i>	Ptra	68	1,0000	0,2442
<i>Mithrax hispidus</i>	Mhis	1	0,0744	0,0000
<i>Podochela gracilipes</i>	Pgra	1	0,0744	0,0000
<i>Inachoides fórceps</i>	Ifor	1	0,0744	0,0000
<i>Cronius ruber</i>	Crub	2	0,0864	0,0067
<i>Mithraculus fórceps</i>	Mfor	1	0,0744	0,0000
<i>Apiomitrax violaceus</i>	Aviol	1	0,0744	0,0000
<i>Mennipe nodifrons</i>	Mnod	8	0,0967	0,0147
<i>Pilumnus reticulatus</i>	Pret	21	0,1567	0,0364
<i>Pilumnus spinosissimus</i>	Pspin	28	0,1784	0,0437
<i>Hexapanopeus schimiti</i>	Hsch	1	0,0744	0,0000
<i>Hexapanopeus paulensis</i>	Hpal	1	0,0744	0,0000
<i>Panopeus austrobesus</i>	Paus	711	1,0000	0,3078
<i>Libinia spinosa</i>	Lspi	1	0,0744	0,0000
<i>Tumidoteres maculatus</i>	Tmac	1	0,0744	0,0000

A partir da análise de agrupamento, para espécies obtidas, foi possível identificar a formação de cinco grupos distintos, A, B, C, D e E, verificando-se 70%

de dissimilaridade entre os cinco grupos (fig. 28). Os grupos foram formados com a seguinte composição:

Grupo A: *Dromia erythropus* (Dery), *Podochela gracilipes* (Pgra), *Mithrax hispidus* (Mhis), *Hexapanopeus paulensis* (Hpal), com 98% de dissimilaridade entre as espécies; Grupo B: *Inachoides forceps* (Ifor), *Cronius ruber* (Crub), *Pilumnus spinosissimus* (Pspi), com 54% de dissimilaridade entre as espécies;

Grupo C: *Mithraculus forceps* (Mfor) e *Hexapanopeus paulensis* (Hpal) com 75% de dissimilaridade entre as espécies;

Grupo D: *Pachygrapsus transversus* (Pgra), *Panopeus austrobesus* (Paust) e *Libinia spinosa* (Lspin) com 100% de dissimilaridade.

Grupo E: *Hexapanopeus caribaeus* (Hcar), *Pilumnus reticulatus* (Pret) e *Tumidoteres maculatus* (Tmac) com 45% de dissimilaridade.

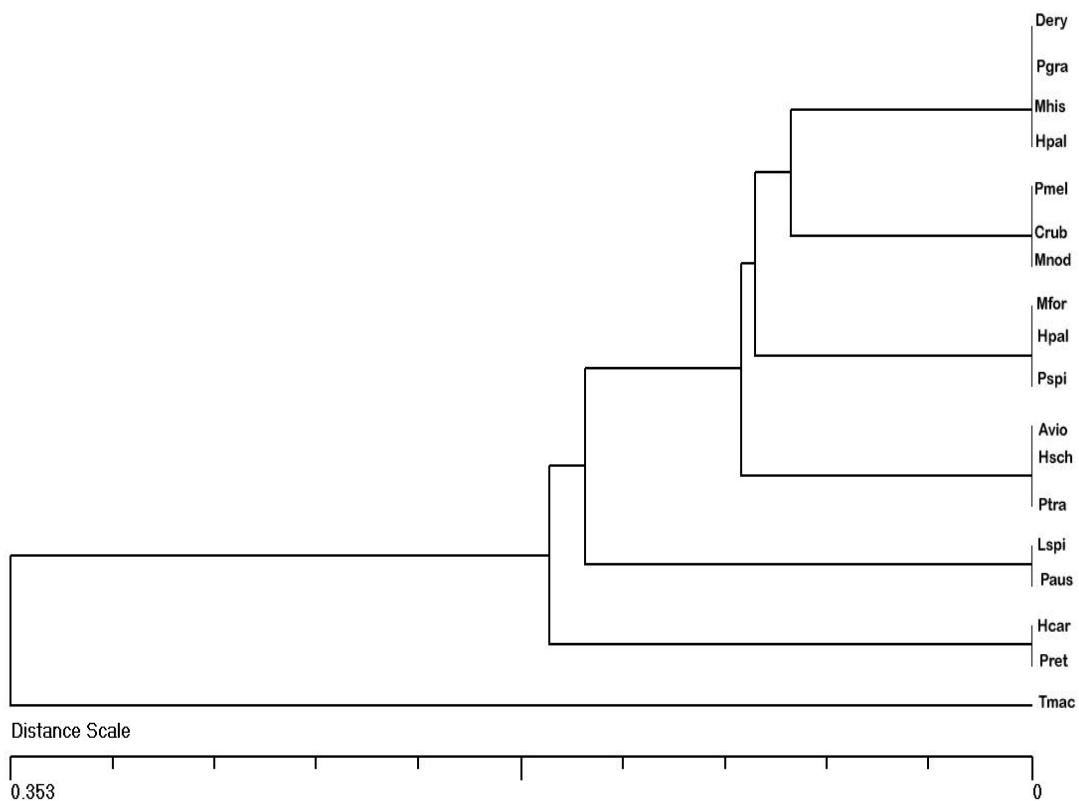


Figura 28- Dendrograma de agrupamento (UPGMA - Bray-Curtis), dissimilaridade entre abundância das espécies de caranguejos braquiúros das redes de mexilhão na região norte paulista. Legenda: Dery (*Dromia erutropos*); Pgra (*Pachygrapsus transversus*); Mhis (*Mitrax hispidus*); Hpal (*Hexapanopeus paulensis*); Ifor (*Inachoide forceps*); Crub (*Cronius ruber*); Mnod (*Mennipe nodifrons*); Mfor (*Mitraculus forceps*); Hpal (*Hexapanopeus paulensis*); Pspi (*Pilumnus spinosissimus*); Avio (*Apiomithrax violaceos*); Hsch (*Hexapanopeus schimiti*); Ptr (*Pachygrapsus transversus*); Lspi (*Libinia spinosa*); Paus (*Panopeus austrobesus*); Hcar (*Hexapanopeus caribaeus*); Pret (*Pilumnus reticulatus*); Tmac (*Tumidotes maculatus*).

Parâmetros ambientais

Para o período amostrado foi registrada a temperatura média de $24,2 \pm 2,65$ C°, variando entre 18,6 C° em agosto de 2002 e 28,5 C° em fevereiro de 2003. Para a salinidade foi registrada uma média de $33,7 \pm 1,6$ UPS, sendo o maior valor registrado em março 36,0 UPS e o menor valor em outubro com 30,3 UPS. Durante o período de estudo pode ser evidenciado, por meio do diagrama T-S, o predomínio de águas costeiras (AC: $T > 20^\circ\text{C}$, $S < 36$) caracterizadas por baixa salinidade e alta temperatura (fig. 29).

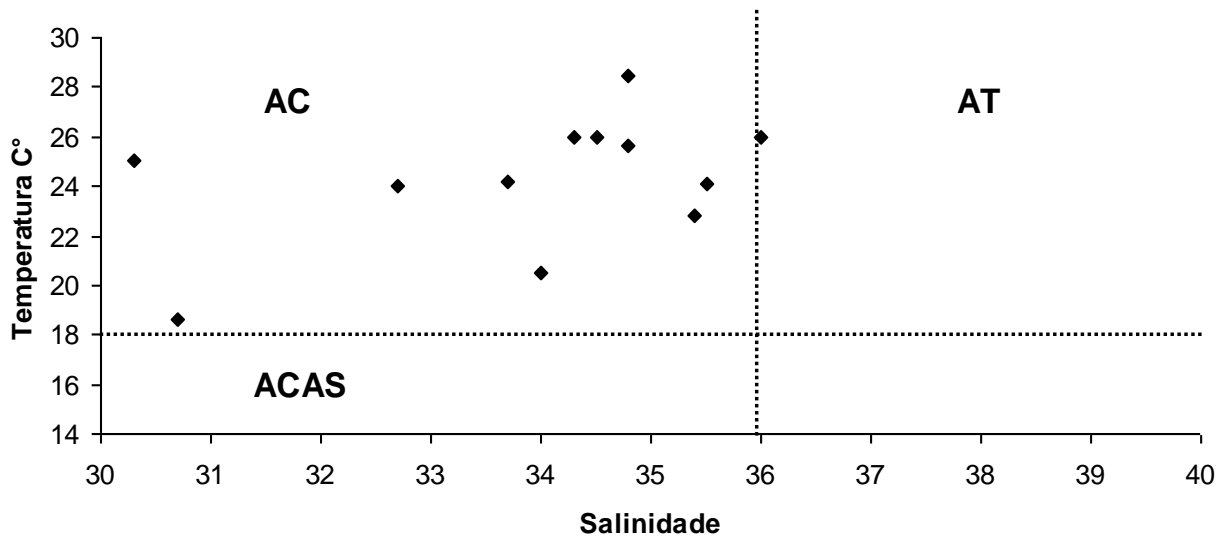


Figura 29- Diagrama T-S indicando a presença das massas de água na região de estudo durante os períodos de maio de 2002 a abril de 2003.

Discussão

A diversidade biológica vem recebendo uma série de ameaças, na maior parte das vezes, de origem antrópica, as quais podem ser detectadas, e até mesmo mensuradas, por meio da avaliação das comunidades em regiões sujeitas a essas ameaças. Nesse sentido, a caracterização desses compartimentos biológicos representa uma ferramenta indispensável em termos de conservação da biodiversidade, uma vez que pode disponibilizar informações acerca dos efeitos que essas intervenções devem causar nas comunidades estabelecidas em áreas de risco. Um dos maiores desafios em se obter avaliações desse porte, é poder contar com informações pretéritas, que caracterizem a estrutura e a dinâmica de uma comunidade em seu estado não impactado, ou seja, antes que sofrer alterações, providenciando assim um referencial que permita avaliar a qualidade e a quantidade dos efeitos, causados por uma dada alteração na comunidade.

De modo geral, a criação de qualquer novo habitat representa uma oportunidade para um grupo de espécies particularmente bem adaptada de invasores. De modo geral as espécies pioneiras, capazes de colonizar e estabelecer-se em uma área, apresentam características como alta capacidade de dispersão, além de altas taxas de fecundidade e crescimento rápido da população quando os recursos são abundantes. Essas espécies, por outro lado, devem apresentar baixas taxas de crescimento populacional quando os recursos se tornam escassos, o que

consequentemente reduz a sua abundância, em comparação com algumas espécies de estabelecimento tardio, que podem aumentar as taxas de crescimento populacional mesmo em situações de escassez de recursos. Em decorrência disso é possível que durante o processo de ocupação de um novo habitat, essas espécies tardias experimentem um crescimento populacional mais vigoroso e venham excluir as espécies pioneiras, por meio de competição, caracterizando um processo de substituição das espécies (REES, *et al.*, 2001 e RICKLEFS, 2003).

Apesar de representar uma atividade antropogênica, que altera a paisagem, a malacocultura ainda é considerada uma atividade de baixo impacto nos ambientes em que se desenvolvem, o que disponibiliza espaço extra para o estabelecimento de uma biota típica do substrato consolidado FAGUNDES *et al.* (1997), biota essa que se caracteriza pela sua natureza efêmera, uma vez que, sendo motivada por razões comerciais, as redes permanecem na água por um curto período de tempo. Essa situação deve determinar um processo de colonização constante, em que a comunidade está permanentemente “se instalando”. Apesar da existência de estruturas fixas do cultivo, como os cabos e flutuadores, os quais podem contribuir como uma fonte de indivíduos adultos, esses elementos são constantemente limpos, como parte do manejo dessa atividade, evitando a presença indesejável de organismos que possam prejudicar o crescimento dessas culturas. Sendo assim, devido ao modo contínuo com que os

crustáceos decápodos se dispersão na água, sua chegada as redes é inevitável mesmo com o manejo da limpeza das redes de cultivo (GONZALES-GURRIARAN, *et al.* 1982 e POHLE *et al.* 1999). Desse modo a identificação das relações entre os braquiúros associados a essa atividade poderá fornecer elementos que contribuam para um entendimento mais amplo dos efeitos que a criação de mexilhões pode causar.

A riqueza de espécies de caranguejos *Brachyura* associadas ao cultivo comercial de mexilhão, é comparável com aquela verificada em habitats restritos ou limitados. Apesar de ainda serem escassas as informações acerca desses habitats, se observa que o número de 16 espécies associadas aos mexilhões é maior que o registrado por MANTELATTO & CORREA (1995), que encontraram 11 espécies de *Brachyura* associadas a bancos de algas *Sargassum cymosum*; PINHEIRO *et al.* (1999), que registraram 12 espécies desses caranguejos associados ao recife do poliqueto *Phragmatopoma lapidosa*, ambos no litoral norte paulista; SZECHY *et al.* (2001), que encontraram 12 espécies associadas também a *S. cymosum* no litoral do Rio de Janeiro e BOSA & MASUNARI (2002), que encontraram oito espécies de braquiúros associados também aos recifes de areia de *P. lapidosa*, no litoral do Paraná. Por outro lado, MANTELATTO & SOUZA-CAREY (1998), registraram 20 espécies de braquiúros associadas a colônias do briozoário *Schizoporella unicornis*, e BARROS (2009), que registrou 23 espécies de *Brachyura* associados a bancos de *S. cymosum*,

ambos na região de Ubatuba. O que caracteriza a riqueza de caranguejos encontrada junto aos mexilhões em uma posição intermediária, em termos numéricos, em relação aos demais habitats restritos dos quais se dispõem de informações.

De acordo com KREBS (2001) e RICKLEFS (2003), espera-se que substratos mais homogêneos abriguem uma riqueza de espécies menor que aquelas verificadas para substratos mais heterogêneos, o que parece ter sido confirmado para o conjunto de espécies de caranguejos registradas nas redes de mexilhão, assim como verificado em outros ambientes com essa característica de substrato homogêneo (e.g. MATELATO & SOUZA-CAREY, 1998; SZÉCHY, 2001 e BARROS, 2009).

Entre os agentes de seleção, TENORE & GONZALES (1976), indicam a disponibilidade de alimento como um dos principais fatores que regulam o estabelecimento de crustáceos junto ao cultivo de mexilhão em Ría de Arosa. Alternativamente, MANTELATTO & SOUZA-CAREY (1998), destacam a oferta de abrigo para caranguejos braquiúros oferecida pelo briozoário *Schizoporella unicornis*, como sendo o principal recurso utilizado por esses organismos.

O desenho estrutural formado nas redes de cultivo pelas conchas dos mexilhões, bem como a rápida colonização por incrustantes, como algas, briozoários entre outros organismos, permite sugerir que a disponibilidade de ambos os recursos, alimento e abrigo, devem contribuir com a seleção dessas

redes como substrato de instalação das larvas e seu conseqüente recrutamento para a área estudada.

A presença de uma relação diretamente proporcional entre a abundância de caranguejos e o crescimento do substrato, ou seja, o comprimento dos mexilhões parece confirmar a importância da disponibilidade de abrigo para a instalação dos *Brachyura*, considerando que, com o crescimento dos mexilhões aumenta também a área disponível para a ocupação pelos caranguejos, o que também foi demonstrado por MANTELATO & SOUZA-CAREY (1998), nas colônias de *Schizoporella unicornis*.

As espécies registradas em associação aos mexilhões exibiram dimensões compatíveis ao espaço fornecido como abrigo entre as conchas, de modo que, o fato dessas espécies serem de pequeno porte, ou ainda, permanecerem junto as redes de cultivo apenas durante as fases iniciais do desenvolvimento juvenil, como observado para *Cronius ruber*, parece ser um resultado esperado, considerando a importância do recurso abrigo para esses animais, o que também foi destacado por ROMERO *et al.* (1982) e SZÉCHY *et al.* (2001).

A associação de uma fauna de braquiúros de pequeno porte com habitats biogênicos restritos também foi verificada por PINHEIRO *et al.* (1997), com os *Brachyura* dos recifes de areia de *Phragmatopoma lapidosa*, MANTELATTO *et al.* (1998), com o briozoário *Schizoporella unicornis*; além de MANTELATTO & SOUZA-

CAREY (1995/96), SZÉCHY, *et al.* (2006) e BARROS (2009), esses últimos avaliando a fauna de caranguejos junto a alga *S.cymosum* e SILVA-CARAM *et al.* (2009), em algas calcárias do gênero *Lithothamnion* formadoras de rodolitos.

Não foi possível, por meio dos resultados obtidos nas redes de mexilhão, avaliar a importância da disponibilidade do recurso alimentar na instalação dos braquiúros nesse sistema, entretanto, e apesar da escassez de investigações sobre esse tema, a oferta de alimento representa um importante fator limitante que influencia não apenas os processos de instalação como também a estrutura e a dinâmica de populações e comunidades, pressionando as relações entre indivíduos e espécies (ROSENZWEIG, 1981), o que evidencia a necessidade de investigações adicionais que possam melhor caracterizar essas relações.

Admite-se que a colonização das redes de mexilhão se dê principalmente por meio da dispersão larval, recebendo indivíduos de populações já estabelecidas em regiões próximas ou adjacentes as áreas em que foram instaladas as redes.

Os Brachyura encontrados junto ao cultivo de mexilhão apresentam distribuição conhecida para o litoral de São Paulo, tendo sua ocorrência anteriormente registrada para a região (*e.g.* FRANSOZO, 1992; MANTELATTO *et al.*, 2000; BERTINI, 2002 e BARROS, 2009), o que sugere que a presença desse grupo de espécies nas redes de mexilhão seja, de fato, resultado do fluxo larval de áreas próximas. Uma única exceção se refere a *Inachoides forceps* que teve seu primeiro

registro para o litoral paulista verificado durante as coletas desta investigação junto ao cultivo de mexilhões (CAMARGO *et al.* 2010).

De acordo com RICKLEFS (2003) e TOWNSEND *et al.* (2010), dentro de uma comunidade, espera-se que algumas poucas espécies atinjam altas taxas de abundância, e que essas espécies desempenhem papéis de regulação fundamentais na comunidade. A estrutura da comunidade dos braquiúros das redes de mexilhão evidenciou exatamente o esperado, em que *Panopeus austrobesus* e *Pachygrapsus transversus* representaram as espécies mais importantes, apresentando os maiores valores de abundância e as únicas as quais, em relação a ocorrência, foram classificadas como altamente constantes.

As primeiras espécies a colonizar um determinado habitat são aquelas oportunistas, com capacidade de tolerar maiores variações dos parâmetros ambientais, e que também podem ser territorialistas, uma vez que defendem recursos como espaço, alimento, e ainda parceiros para acasalamento a medida que novos competidores são introduzidos no sistema, essas características, próprias das espécies dominantes, conferem a elas vantagens competitivas que lhes garante sucesso como espécies pioneiras na colonização de novos habitats (PICKETT *et al.* 1985; RICKLEFS 2003 e KREBS & DAVIS, 2004).

Com base nisso, sugere-se então que *Panopeus austrobesus* e *Pachygrapsus transversus* devem desempenhar o papel de espécies pioneiras, que podem ser

caracterizadas como competidoras eficientes, mantendo o “status” de espécies-chave da biota de *Brachyura* nas redes de mexilhão, pelo menos durante essa fase inicial do desenvolvimento da comunidade.

Apesar de ambos, *Panopeus austrobesus* e *Pachygrapsus transversus*, terem apresentado altos níveis de abundância, além de serem as únicas espécies altamente constantes, *P. austrobesus*, foi marcadamente mais abundante nas redes de mexilhão. Alternativamente, BARROS (2009), ao avaliar a comunidade de braquiúros em bancos de *S. cymosum*, em duas praias, também no litoral norte paulista, encontrou para *P. transversus* valores de abundância significativamente mais elevados que os de *P. austrobesus*.

A natureza incipiente das relações da comunidade de braquiúros nas redes de mexilhão e o grau de hidrodinamismo são, entre outros, fatores que podem responder por essa diferença. A maior abundância de *P. austrobesus*, nas redes de cultivo, pode ser o reflexo de sua maior eficiência competitiva em estágios iniciais do desenvolvimento da sere. Além disso, como reportado por BARROS (2009), *P. transversus*, apresentou maiores níveis de abundância em áreas sujeitas a maior ação do hidrodinamismo, em especial do batimento de ondas SZÉCHY (2001), ou seja, aparentemente uma espécie mais eficiente sob essas condições. Considerando a natureza abrigada das regiões em que são instaladas as redes de cultivo, e desse modo menos sujeitas a ação hidrodinâmica, essa situação parece favorecer o

desenvolvimento da população de *P. austrobesus*, pelo menos nesses estágios iniciais do estabelecimento da comunidade.

De qualquer maneira, segundo SOUZA (1984) e RICKLEFS (2003), comunidades formadas por poucas espécies que apresentam grandes abundâncias, acompanhadas por várias outras acessórias, não é um fato raro, na medida em que essas diferentes espécies podem desempenhar funções distintas na organização e regulação da comunidade, reflexo da eficiência de cada uma delas em explorar os recursos disponibilizados pelo ambiente, bem como na competição interespecífica nos limites da comunidade.

A comunidade de *Brachyura* associada ao cultivo de mexilhões foi composta por 75% de espécies raras, com baixos valores de abundância. Em termos ecológicos, admite-se que duas principais razões contribuem para a determinação das relações de ocorrência de uma dada espécie em uma comunidade: a taxa na qual a espécie consegue invadir um habitat recentemente formado, ou perturbado e ainda, as alterações sofridas por esse habitat no curso do tempo. Em função disso, dispersam-se ou crescem mais lentamente que outras depois de seu estabelecimento (LYTLE & POFF, 2004). Muitas vezes as espécies pioneiras modificam o ambiente de tal maneira a criar condições favoráveis ao estabelecimento de espécies de fases posteriores do desenvolvimento da comunidade (SHEA *et al.*, 2004). Por outro lado, a colonização inicial por algumas espécies pode inibir a

entrada de outras no sistema, como resultado de competição pela exploração de fatores limitantes ou mesmo por interferência direta (RICKLEFS, 2003; KEMENES *et al.* 2010).

Com base no exposto, a presença das espécies raras nas redes de mexilhão pode ser o resultado de qualquer dos processos mencionados, entretanto, o curto período estudado não permite afirmar qual desses processos está, de fato, atuando sobre o conjunto de espécies registrado nesse habitat.

A proporção sexual verificada para os Brachyura associados aos mexilhões foi desviada em favor das fêmeas em cinco espécies, entre as quais *P. austrobeus* e *P. transversus*, chamaram a atenção por sua grande abundância, o que excluiu a influência de falha amostral nesse resultado. De acordo com WILSON & PIANKA (1963); WENNER (1972); HALEY (1979) e TROTT (1998), fatores como a taxas diferenciais de crescimento e mortalidade atuam como um importante componente na instalação de desvios na proporção sexual ao longo do tempo. Da mesma, maneira, períodos de restrição alimentar para um dos sexos pode contribuir com as taxas de mortalidade. Além desses fatores, mecanismos de migração, frequentemente associados com processos de alimentação, defesa ou reprodução, podem sugerir a ocupação de micro habitats distintos entre os sexos, colaborando, mais uma vez, com a formação de desvio na proporção sexual.

A caracterização das relações de dominância representa um dos principais elementos da estrutura de uma comunidade. De modo geral as espécies que compõe a comunidade exibem diferentes exigências ambientais, bem como apresentam diferentes respostas as essas exigências, que determinarão quais serão as dominantes (SOUZA, 1984). Nesse sentido, IGLESIAS (1981) e GONZALES-GURRIARAN, (1982), reportaram que as espécies dominantes de crustáceos braquiúros e anomuros associados ao cultivo de mexilhão no litoral da Espanha, modificaram e/ou ampliaram seu hábito alimentar, incluindo novos recursos, o que, de acordo com os autores, intensificou a eficiência competitiva dessas espécies em relação às outras da comunidade.

De acordo com RABINOWITZ (1981), as espécies dominantes são elementos chave na comunidade, com a capacidade de regular a entrada e abundância de outras espécies. Desse modo, se reforça a sugestão de que *P. austrobesus* e *P. transversus*, desempenham papel fundamental na regulação e no desenvolvimento inicial da comunidade de braquiúros das redes de mexilhão, uma vez que representam as espécies dominantes nesse habitat.

Entretanto, é conveniente destacar novamente a "idade" desse habitat recém instalado, e a condição pioneira dessas espécies, considerando então a possibilidade de que essas relações de dominância podem sofrer modificações durante o desenvolvimento da comunidade (LEVINTON, 1995 e TOWNSED *et al.*, 2010).

A equidade verificada para os Brachyura nas redes de mexilhão mostrou que comunidade se manteve distribuída de modo relativamente uniforme, com pequenas variações ao longo dos meses. Esse resultado reflete a presença constante, desde a instalação do novo habitat, de *P.austrobesus* e *P. transversus*, aliada ao fluxo de entrada e saída de espécies na comunidade, que manteve o balanço entre o número de espécies durante o período avaliado. Entretanto, é importante destacar também que o parâmetro equidade, providencia informações acerca do tamanho da comunidade, em função da uniformidade da ocorrência das espécies em amostras seriais, não revelando exatamente quais são as espécies que estão alcançando êxito na exploração dos recursos disponíveis no ambiente. Estudos mais aprofundados podem vir a estimar a capacidade de suporte desse ambiente, em relação a quantidade de espécies que poderiam explorar esse tipo de habitat.

A diversidade dos Brachyura nas redes de mexilhão mostrou um comportamento semelhante a aquele verificado para a equidade, ou seja, manteve certo grau de estabilidade, pontuado por pequenas variações, em especial no início do estabelecimento da comunidade, o que também foi verificado por ALVES (2010), para a comunidade de braquiúros do sublitoral rochoso no Arquipélago da Vitória.

A variação temporal dos índices de equidade e diversidade mantiveram padrões semelhantes uma vez que incluem a distribuição e riqueza de espécies da

comunidade. Assim, de modo geral, a análise do índice de diversidade confirma o caráter de estabilidade desse sistema, marcadamente estabelecido pelas espécies dominantes, *P. austrobesus* e *P. transversus*, em que as pequenas diferenças verificadas nos primeiros meses de instalação sugerem que uma, das duas espécies mais importantes apresentou maiores valores de dominância pressionando a variação da diversidade na comunidade das redes de mexilhão.

Os valores de diversidade verificados nas redes de mexilhão foram menores que os reportados por BARROS (2009), para os Brachyura associados a *S. cymosum* e menores ainda que o registrado para esses animais no fundo rochoso do Arquipélago da Vitória (ALVES, 2010). Essas comparações merecem bastante cuidado na medida em que são considerados ambientes distintos, tanto na forma quanto no grau de desenvolvimento.

Os bancos de *Sargassum*, apesar de também constituírem habitats homogêneos e restritos (SZÉCHY, 2001 e BARROS, 2009), fazem parte de um compartimento biológico maior, o costão rochoso, o qual deve atuar como um “banco” de espécies que pode alimentar a comunidade nos bancos de algas. Além disso, esses bancos também representam uma “porta de entrada” para várias espécies de caranguejos típicas do costão rochoso, que usam essas algas como áreas para o assentamento larval e/ou desenvolvimento de fases juvenis, abandonando esses ambientes posteriormente, ao atingirem a fase adulta, em

direção às rochas (FLORES, 2010). Alternativamente, o ambiente formado pelos mexilhões representa um compartimento isolado, cuja entrada de espécies é limitada praticamente apenas ao fluxo larval, o que deve contribuir para a definição dos valores de diversidade em patamares menores que os verificados nos bancos de *S. cymosum*.

Quanto a diversidade verificada nos fundos rochosos do Arquipélago da Vitória (ALVES, 2010), a diferença em relação aos mexilhões reside em especial na heterogeneidade do substrato, que no arquipélago oferece uma ampla gama de abrigos, além das suas dimensões (CHRISTOFOLETT, 2010), extremamente maiores quando comparadas a uma rede de cultivo, suportando uma maior riqueza e abundância de espécies, o que conseqüentemente pressiona os resultados de diversidade.

De acordo com WHITTAKER (1960) e KREBS (2001), o processo de modificação da estrutura de uma comunidade é um processo natural, uma vez que um dado habitat, em desenvolvimento, é explorado e modificado quanto suas condições físicas e biológicas, criando condições favoráveis para que outras espécies ou populações se estabeleçam até que seja alcançado o balanço biótico e abiótico, o que deve resultar em modificações na diversidade local bem como na expressão dos índices que a acompanham.

Nas redes de mexilhão amostradas a equitabilidade apresentou pequenas oscilações, mantendo-se de maneira praticamente estável. O menor valor para esse índice, registrado em maio, deve refletir o fato de representar a primeira amostra, que correspondeu também ao menor valor do índice de diversidade, caracterizando a chegada das primeiras espécies a esse novo habitat.

As variações mensais verificadas para o índice de retorno de espécies, apontaram para um maior movimento de entrada de espécies do que para a saída delas. De acordo com FARREL, (1991) e RICKLEFS, (2003), essas oscilações compõem a dinâmica de ocupação em qualquer novo habitat que recebe novas espécies, como resultado do desenvolvimento de uma nova comunidade. Conseqüentemente, deve-se observar a substituição de espécies já estabelecidas que vão perdendo eficiência competitiva.

Essas alterações, as quais uma comunidade está sujeita, constituem o que se chama "sere" ou estágios serais (JHONSON, 1977). Esse processo transitório compõe um segmento maior da composição da comunidade em estabelecimento, em que as espécies pioneiras têm a capacidade de modificar o ambiente de modo a torná-lo apropriado para o estabelecimento de novas espécies com maior eficiência competitiva, as quais podem inibir o sucesso continuado das espécies pioneiras.

De acordo com CONNELL & SLATYER (1977), as diferenças acerca da entrada e saída de espécies, entre outros aspectos, respondem a perturbações causadas por

parâmetros bióticos como competição por recursos ambientais (*e.g.* espaço e alimento) e ainda por fatores abióticos como temperatura, salinidade, pluviosidade entre outras.

Os baixos valores do índice de retorno verificados nas redes de mexilhão em comparação aos reportados por BARROS (2009) e ALVES (2010), além das diferenças estruturais dos habitats considerados, deve ser o resultado da característica de um substrato recém-formado com estratificação e heterogeneidade pouco organizadas, o que, tipicamente, apresenta baixa riqueza de espécies em comparação a substratos geologicamente mais antigos.

Com base no exposto acima, sugere-se que o tempo de permanência do cultivo de mexilhão como substrato e a eficiência competitiva aparentemente demonstrada por *P. austrobesus* e *P. transversus*, nessa fase inicial de estabelecimento da comunidade, tenham causado influência direta na determinação da dinâmica do fluxo de entrada e saída de espécies, como verificado pelo índice de retorno.

Com relação a formação de grupamentos entre as espécies associadas as redes de mexilhão, a menor dissimilaridade foi observada para o grupo D, composto por *P. austrobesus* e *P. transversus*, espécies dominantes, e aparentemente responsáveis pela regulação da comunidade. De acordo com SOKAL *et al.* (1962), essa análise tende a agrupar valores de dissimilaridade próximos, quantificando o

grau de associação entre esses valores e as espécies registradas. Neste sentido, a menor dissimilaridade verificada para os outros grupos reflete em especial a baixa abundância e a raridade das espécies.

Entretanto, CHAPIN, *et al.* (1994) e RICKLEFS (2003), apontam que no decorrer do desenvolvimento da sere, as espécies pioneiras “oportunistas” devem ter sua abundância relativa diminuída, disponibilizando recursos, como espaço e alimento, o que pode favorecer o estabelecimento daquelas espécies de crescimento mais lento, ou “intermediárias”, as quais eventualmente substituem aquelas espécies pioneiras como dominantes daquele habitat.

O estágio inicial de desenvolvimento da comunidade de braquiúros associada as redes de mexilhão, permite sugerir que durante a sequência dos eventos de estabelecimento dessa comunidade, as espécies intermediárias que formam os grupos B e E, podem vir a apresentar maior eficiência competitiva e, como proposto acima, substituírem *P. austrobesus* e *P. transversus* como espécies chave na regulação da comunidade.

Além das pressões bióticas que contribuem com a regulação da estrutura e dinâmica de populações e comunidades, as variações de temperatura e salinidade parecem ser os parâmetros abióticos mais importantes nesse processo (PIRE-VANIN, 1992 e BACHELET, *et al.*, 1996). A comunidade de braquiúros associada as redes de mexilhão experimentam perturbações bastante fortes, quando se considera a

retirada periódica do habitat formado por essas redes, mas que por se tratarem de uma ação antrópica e que elimina totalmente o ambiente, não serão tratadas neste trabalho.

A manutenção de um padrão estável da comunidade durante o período estudado, verificada nos vários índices aplicados, sugere a contribuição bastante discreta desses componentes ambientais, temperatura e salinidade, na regulação da comunidade de caranguejos das redes de mexilhão. Além disso, a influência praticamente constante da massa de águas costeiras (AC) também indica a variação bastante reduzida desses parâmetros, ao longo do período analisado, e conseqüentemente de seus efeitos, considerando que, de acordo com PIRES-VANIN (1992) e BOSCHI (2000), essa massa de água tende a manter suas propriedades físicas e químicas ao longo do ano, sendo modificadas apenas quando recebem a influencia de outras massas como as águas Tropicais e Centrais do Atlântico Sul, o que parece não ter ocorrido durante o período estudado de acordo com o verificado pelos resultados obtidos.

Além do exposto, a relativa estabilidade verificada na comunidade, deve refletir também o caráter mais tolerante esperado para espécies pioneiras (ALLEN, 1966), que provavelmente foi suficiente para suportar as pequenas variações de temperatura e salinidade a que foram submetidas durante o período, ressaltando que são essas espécies que impõem o "caráter estável" para a comunidade nos

mexilhões. Desse modo, as características do ambiente representado pelas redes de mexilhão, como a homogeneidade e seu surgimento extremamente recente, parecem ser os principais elementos físicos que contribuem para com a determinação da estrutura e dinâmica da comunidade estudada, assim como reportado por ROSENZWEIG (1981), que destacou a influência da homogeneidade como um fator que pode contribuir localmente para a regulação da comunidade.

Considerações finais

O estudo de comunidades de *Brachyura* realizados em substratos artificiais, como cultivo comercial de mexilhão, consiste em um desafio novo aos pesquisadores, devido as suas características de limitação ou restrição, uma vez que constitui uma atividade de interesse comercial, o que reduz as condições de acompanhamento de seu desenvolvimento no tempo. De modo geral, a comunidade estudada nas redes de mexilhão no litoral norte de São Paulo demonstrou ser uma área adicional de assentamento para algumas espécies bastante conhecidas dos costões rochosos do entre-marés da região, o que pode contribuir com a sugestão de que as larvas realmente apresentam mecanismos de reconhecimento do substrato. Além disso, a presença de poucas espécies dominantes, acompanhadas por várias outras de ocorrência ocasional, ou mesmo raras, confirma o caráter inicial de desenvolvimento do processo de instalação e ocupação de um novo habitat.

Desse modo, investigações nesse tipo de substrato dão acesso a informações valiosas acerca da dinâmica de ocupação e substituição de espécies, o que pode ser utilizada como modelo para outros grupos de organismos e subsidiar programas de conservação e recuperação de áreas impactadas, como por exemplo, na utilização de recifes artificiais, contribuindo

com o desenvolvimento de conhecimentos que possam ser empregados na conservação da biodiversidade.

Conclusões

Ao final das análises sobre a estrutura e dinâmica da comunidade de caranguejos *Brachyura* associada as redes de cultivo de mexilhão, localizadas na região de Ubatuba, no litoral norte do Estado de São Paulo, foi possível verificar os seguintes elementos:

- A comunidade de braquiúros associada as redes de cultivo de mexilhão apresenta baixa riqueza de espécies, em relação a ambientes heterogêneos, como esperado para uma comunidade em estágio inicial de desenvolvimento ou maturação.
- O cultivo comercial de mexilhão representa um substrato novo, recém-formado, que disponibiliza abrigo e alimento, o que favorece a instalação e exploração de algumas espécies pioneiras com maior eficiência competitiva que foram representadas por *P. austrobesus* e *P. Transversus*.
- Os resultados das análises de constância e abundância também caracterizam *P. austrobesus* e *P. transversus* como espécies reguladoras da comunidade de *Brachyura* das redes de cultivo.

Referências bibliográficas:

- ABSALÃO, R.S. 1993. Colonização primária e sequência de substituições, em substratos artificiais, na comunidade epibentônica da baía de Guanabara, RJ-Brasil. Tese de doutorado. São Paulo. Universidade de São Paulo.
- ABREU, J. 1975. Distribuição e ecologia dos Decapoda numa área estuarina de Ubatuba (SP). Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 78p.
- AB'SABER, A. N. 1955. Contribuição à geomorfologia do litoral paulista. Rev. Bras. Geogr., São Paulo 1:1-37.
- ALLEN, J.A. 1966. The rhythms and population dynamics of decapod crustacean. Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev. 4, 247-265.
- ALMEIDA, L.G. 2007. Levantamento taxonômico dos organismos macrobentônicos incrustantes em um recife artificial marinho. Guarapari-ES, XII congresso Latino Americano de Ciências do Mar. XII Colacmar. Florianópolis.
- ALMEIDA, A.C. *et al.* 2011. Ecological distribution of the prawn *Nematopalaemon schmittii* (Crustacea:Decapoda: Caridea) in three bays on the southeastern coast of Brazil. African Journal of Marine Science (Print), v. 1, p. 1-2.
- ALVES, D.F.R. 2010. Estrutura e dinâmica da comunidade de caranguejos Braquiúros e Porcelanídeos (Crustacea, Decapoda) do sublitoral não consolidado da região da Ilhada Vitória, Ilhabela, Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- ANGER, K. 2001. The biology of decapod crustacean larvae. Helgoland. Biologische Anstalt Helgoland Stiftung Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Germany.
- BACHELET, G. *et al.* 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. Estuar. Coast. Shelf Sci., v.42, p.371-391.
- BARROS, S.P. 2009. Biodiversidade de caranguejos braquiúros (Crustacea, Decapoda) associada a banco de alga *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820) na região de Ubatuba, Litoral Norte Paulista. Dissertação de mestrado. Instituto Básico de Biociências. 87 pp.

- BATISTA, V. S. & RÊGO, F. N., 1996, Análise de associações de peixes, em igarapés do estuário do Rio Tibiri, Maranhão. Rev. Brasil. Biol., 56(1): 163-176.
- BERTNESS, M. D.; ET AL. 1999. Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. Ecology 80: 2711-2726.
- BEGON, M.; HARPER, J.L. & C.R. TOWNSEND. 1996. Ecology. Individuals populations and communities. Blackwell Scientific Publications. Third edition. 486p.
- BERTINI, G. 2002. Comunidade de Caranguejos (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no litoral norte do Estado de São Paulo 106 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociencias, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- BERTINI, G.; FRANSOZO, A.; MELO, G.A.S. 2004. Biodiversity of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from non-consolidated sublitoral on the northern coast os São Paulo State, Brazil. Biodiversity and Conservation, v.13, p.2185- 2207.
- BRAGA, A.A. *et al.* 2005. Composição e abundancia dos caranguejos (Decapoda, Brachyura) nas regiões de Ubatuba e Caraguatatuba, litoral norte paulista, Brasil. Biota Neotropica, v.5, n.2, p.1-34.
- BRAY, J.R. & CURTIS, 1957. Na ordination of the upland forest communities of Southern Wiscosin. Ecological monographs, 27: 325-349.
- BROWN, J.H. & LIMOLINO, M.V. 2006. Biogeografia, 2 ed. FUNPEC.
- BRUSCA, R.C. & BRUSCA, A.G. 2007. Invertebrados. 2 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 1098 p.
- BOSA, C.R.; MASUNARI, S. 2002. Crustáceos decápodos associados aos bancos de *Phragmatopoma caudata* (Kröyer) (Polychaeta, Sabellariidae) na praia de Caiobá, Matinhos, Paraná. Revta Bras. Zool., v.19, Supl. 1, p. 117-133.
- BOSCHI, E.E. 2000. Biodiversity of the marine decapod brachyurans of the Americas. J. Crust. Biol. V.20, special number, p.337-342.
- BOWMAN, T.E; ABELE, L.G. 1982. Classification of the Recente Crustacea. In: Bliss, D.E. (ed) The biology of Custacea. Vol. 1. New York: Academic Press. p.1-25.
- CALEY, M.J. ET AL. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. Ann. Ver. Ecol. Syst., 27: 477-500.

- CAMARGO, F.V. *et al.* 2010. Range extensions for three majoid crabs (Crustacea, Decapoda, Brachyura) on the coast of São Paulo State, Brazil. *Pan-Amarecano Journal of Aquatic Scienc.* 5(1): 169-172.
- 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. *Bolm Inst. oceanogr.*, v.35, n.2, p.135-151, 1987.
- CARRARO, J. L.; *et al.* 2007. Macroinvertebrados bentônicos formadores de biofouling em vieiras *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758) (Mollusca, Pectinidae) cultivadas em Santa Catarina, Brazil: Resultados iniciais. *In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR.* Florianópolis, 15 a 19 de abril de 2007.
- CLARKE, G.L. 1954. *Elements of ecology.* John Wiley and sons. New York.
- COBO, V.J. *et al.* 1994. Composição dos braquiúros (Crustacea, Decapoda) no manguezal formado pelos rios Comprido e Escuro, Ubatuba/ SP. *In: Simposio da Costa Sudeste-Sul brasileira: Estrutura, função e manejo*, 3, p. 146-150.
- COCITO, S. *et al.* 2000. Patterns of bioincrustation in the cheilostome bryozoan *Schyzoporella errata*: influence of hydrodynamics and associated fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 192: 153-161.
- COELHO, P.A.; RAMOS, M.A. A. 1972. Constituição e a distribuição da fauna de decápodos do litoral leste da América do Sul entre as latitudes de 5°N e 39°S. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. Pernambuco*, v.13, p.135-236.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The american naturalist.* Vol.111. n 982. p. 119-1144.
- COSTA, H.R. 1964. Crustáceos coletados em uma excursão ao Estado do Espírito Santo. *Bol. Mus. Nac., N.S., Zool.*, v.250, p.1-14.
- CHAPIN, F.S. *et al.* 1994. Mechanisms of successions following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecol. Mon.*, V. 64, p. 149- 175.
- CHRISTOFOLETTI, R.A. *et al.* 2010. Foraging by the omnivorous crab *Pachygrapsus transversus* affects the structure of assemblages on sub-tropical rocky shores. *Marine Ecology. Progress Series (Halstenbek).* V. 420, p. 125-135.

- DALY, B. & KONAR, B. 2008. Effects of macroalgal structural complexity on nearshore larval and post-larval crab composition. *Mar. Biol. Berlin*, 153: 1055-1064.
- DAJOZ, R. 1983. *Ecologia geral*. Editora Vozes. EDUSP. São Paulo, 472 p.
- DALL'OCCHO, P. *et al.* 2004. The brachyuran (Crustacea: decapoda) Fauna from the coast of the State of São Paulo. *O Mundo da Saúde*. V.28.n.4, p. 456-462.
- DE GRAVE, S.; *et al.* 2009. A classification of living and fossil genera decapod crustaceans. *Raffles bulletin of zoology*. 21: 1-109.
- DIEGUES, A. C. 1999. Human populations and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 42: 187-210.
- ELLINGSEN, K.E. 2001. Biodiversity of a continental shelf soft-sediment macrobenthos community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 218: 1-15.
- FAGUNDES, L. *et al.* 1997. Custos e benefícios da mitilicultura no espinhel no sistema empresarial e familiar. *Informações econômicas*. São Paulo, v.27, n.2, p.33-47.
- FARREL, T.M. Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, v. 61, p. 95-113, 1991.
- FAUSTO-FILHO, J. 1975. Quinta contribuição ao inventário dos crustáceos decápodos marinhos do Nordeste brasileiro. *Arquivos de Ciências do Mar* 15(2): 79-84.
- FLORES, A. A. V. ; CRUZ, J. ; PAULA, J . 2002. Temporal and spatial patterns of settlement of brachyuran megalopae at a rocky coast in Central Portugal. *Marine Ecology. Progress Series*, Oldendorf / Luhe, v. 229, p. 207-220.
- FLORES, A.A.V. 2010. Tidal-amplitude rhythms of larval release: variable departure from presumed optimal timing among populations of the mottled shore crab. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* , v. 90, p. 859-865.
- FRANSOZO A. *et al.* 1992. Composição e distribuição dos Brachyura (Crustácea, Decapoda) no sublitoral não consolidado na Enseada da Fortaleza, Ubatuba, SP. *Rev. bras. Biol.*, Rio de Janeiro, 52(4): 667-675.
- FRANSOZO A. 1994. Levantamento e distribuição de braquiúros e anomuros (Crustacea, Decapoda) dos sedimentos sublitorais da região da Ilha Anchieta, Ubatuba (SP). *Bol. Inst. Pesca*, 21 (único): 1-9.

- FRANSOZO, A. *et al.* 1998. Distribution and assemblages of Anomuran Crustaceans in Ubatuba Bay, North Coast of São Paulo State, Brasil. *Acta Biol. Venez.* 18 (4):17-25
- FRANSOZO, A.; F.L.M. MANTELATO; G. BERTINE; L.C. FERNANDES-GÓES & J.M. MARTINELLI. 1998. Distribution and assemblages of Anomuran Crustaceans in Ubatuba Bay, North Coast of São Paulo State, Brasil. *Acta Biol. Venez.* 18 (4):17-25.
- FRANSOZO, A. *et al.* 2011. Composition and abundance of Anomura (Crustacea, Decapoda) from the non-consolidated sublittoral bottom at Ubatuba region, Southeastern of Brazil. *Crustaceana* (Leiden. Print), v. 1, p. 1-2.
- FRESI, E. *et al.* 1983. Benthic community and sediment types; a structural analysis. *P.S.Z.N.I.: Marine ecology, Nápoles*, 4(2): 101-121.
- FURLAN, M. 2010. Crustáceos Decápodos do substrato não consolidado da Região de Ubatuba (SP): composição, abundância e distribuição ecológica. Dissertação de mestrado. 102 pp. – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GILLER, P.S. 1984. *Community Structure and the Niche*. London: Chapman & Hall, 175p.
- GIORDANO, F. 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. 2001. 199f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GELLI, V. C.; FAGUNDES, L.; HENRIQUES, B. M.; OSTINI, S. 1997. Custos e benefícios da mitilicultura em espínel no sistema empresarial e familiar. *Informações econômicas, IEA, São Paulo*, v. 27, n. 2, p.33-47.
- GRAY, J.S. 1974. Animal-sediment relationship. *Oceanogr. Mar. Biol. Ver.*, 12: 233-261.
- GUINOT, D. 1978. Principes d'une classification évolutive des crustacés décapodes brachyours. *Boil. Bull. Fr. Bel.*, v.112, n.3, p. 213-292.
- GONZALES- GURRIARÁN, E. *et al.* 1982. Influence of mussel raft on spatial and seasonal abundance of crabs in the Ria de Arousa, North- West, Spain. *arine Biology* 72, 201-210 (1982).
- HALEY, S.R. 1979. Sex ratio as a function of size in *Hippa pacifica* Dana (Crustacea, Anomura, Hippidae): a test of reversal and differential growth rate hypotheses. *Am. Nat.*, 113 (3): 391-397.

- HARPER, J.L. & D.L. HAWKSWORTH. 1994. Biodiversity: mensurament and estimation. Preface. Philos Trans. R. Soc. Lon. 345:5-12.
- HARTNOLL, R.G. *et al.* 1988. Spatial and temporal variation in settlement and recruitment of the intertidal barnacle *Semibalanus balanoides* (L.) (Crustacea: Cirripedia) over a European scale. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Volume 243, Issue 2 Pages 209-225.
- HEBLING, N.J.; F.L.M. MANTELATO; M.L. NEGREIROS-FRANSOZO.1994. levantamento e distribuição de braquiúros e anomuros (Crustacea, Decapoda) dos sedimentos sublitorais da região da Ilha Anchieta, Ubatuba(SP). Boletim do Instituto de pesca. V-21, p. 1-9.
- IGLESIAS, J. 1981 Spatial and temporal changes in the demersal fish community of the Ria de Arosa (NW Spain). Mar. Biol. 65, 199-208.
- ISHIKAWA, K. 1989. Relationship between bottom characteristics and benthic organisms in the shallow water of Oppa Bay, Miyagi. Mar. Biol., Berlim, 102: 265 – 273.
- IZSÁK, J. & L. PAPP. 2000. A link between bottom characteristics and benthic organisms in the shallow water of Oppa Bay, Miyagi. Mar. Biol., 102: 265-273.
- JOLY, C.A. 1999. Biodiversidade do Estado de São Paulo, síntese do conhecimento ao final do século XX. (3) Invertebrados Marinhos. São Paulo: FAPESP. 310p.
- JOHNSON, E.A.1977. Succession an unfinished revolution. Ecology, v. 60, n. 238-240.
- KARAN-SILVA, H. 2008. Distribuição especial dos crustáceos decápodos e estomatopodos no banco de algas calcárias da ilha do arvored. Universidade de Santa Catarina. Santa Catarina. Trabalho de Conclusão de curso. 121p.
- KEMENES, A. *et al.* 2010. Evironmental factord of influencing the community stricture of shrimps and crabs (Crustacea: decapoda) in headwater streams of the Rio jaú, Central Amazon, Brazil. PANANJAS, Pan-American Journal aquatic sciences. 5 (1): 36-46.
- KOCATAS, A. 1978. Izmir Korfezi kayalik sahillerinin bentik formlarüzzerinde kalitatif ve kantitatif aratirmalar. Ege Üniversitesi FeFakültesi Monografiler Serisi, 12: 1-93.
- KOSTLEV, V. E.; ERLANDSSON, J.; MING, M.Y.; WILLIAMS, G. A. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. Ecological Complexity, v. 2, p. 272–286, 2005.

- KREBS, J.R.; DAVIS, N.B. 1966. Introdução a ecologia comportamental. Athenel, são Paulo.
- KREBS, C.J. 1998. Ecological methodology. 2 ed. New York: Benjamin. Xii + 620p.
- KREBS, C. J. 2001. Ecology The experimental analysis of distribution and abundance. 5th Ed. University of Columbia, Benjamin Cummings, 526p.
- LHONSON, E.A. Succession an unfinished revolution. 1997. Ecology, V. 60, n.238-240.
- LINDBERG, W.J. 1980. Patterns of resource use within a population of xanthid crabs occupying bryozoan colonies. *Ecologia*, 46, 338-342.
- LINDBERG, W.J., FRYDENBORG, R.B. 1980. Resource centered agonism of *Pilumnus sayi* (Brachyura, Xanthidae), na association of the bryozoan *Schizophorella pungens*. *Behaviour*, **75**, 235-250.
- LITTLE, D.A. & N.L. POFF. 2004. Adaptations to natural flow regimes. Trends in ecology and evolution. 19: 94-100.
- LEVINTON, J.S. 1995. Marine biology: function, biodiversity, ecology. New York: Oxford University Press.
- LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. 1978. Analysis of influence of substrate variables on coral reef fish communities. Mar. Biol., v. 49, p.317-324.
- MACKAY, D.G. 1943. Temperature and the world distribution of crabs of the genus *Cancer*. Ecology, Tempe, 24(11):113- 115.
- MAGLIOCCA, A. & KUTNER, A.S. 1964. Conteúdo orgânico dos sedimentos de fundo de Cananéia, São Paulo. Contrções Inst. Oceanogr., São Paulo, (8): 1 – 15.
- MANTELATTO, F.L.M. & CORREA, E.K. 1995/96. Composition and seasonal variatios of the brachyuran crabs (Crustacea, Decapoda) living on *Sargassum cymosum* in Ubatuba region, São Paulo Brazil. Bioikos, v.9, n.1, p,22-31.
- MANTELATTO, F.L.M. & SOUZA-CAREY, M.M. 1998. Brachyura (Crustacea, Decapoda) associated to *Schizoporella unicornis* (Bryozoa, Gymnolaemata) in Ubatuba Bay (SP), Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol., v.41, n.2, p.212-217, 1998.
- MANTELATTO, F.L.M. & A. FRANSOZO. 2000. Brachyura community in Ubatuba Bay, Northern Coast of São Paulo State, Brazil. J. Shelf. Res.19(2): 701-709.

- MATSUURA, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciênc. Cult.*, v.38, n.8, p.1439- 1450.
- MARQUES, H.L.A. 1991. Crescimento e produtividade de mexilhões *Perna perna* (Linnaeus, 1758) cultivados na região de Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil. Campinas, 1994. 81 p. Tese (Doutorado em ecologia), instituto de biologia, Universidade Estadual de Campinas.
- MARTIN, J.W; DAVIS, G.E. 2001. An update classification of the record crustacean. Natural History Museum of Los Angeles. *Scienc.e series* 39, 124 p.
- MAY, R.M. 1994. Biological diversity: differences between land and sea. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B*, 343: 105-111.
- MELO, G.S.A. 1985. Taxonomia e padrões distribucionais e ecológicos dos Brachyura (Crustácea, Decapoda) do litoral sudeste do Brasil. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências. 215p.
- MELO, G.A.S. 1990.A presença, no litoral sudeste brasileiro, de espécies de Brachyura (Crustacea: Decapoda) originárias das regiões biogeográficas Magelância e Argentina do Atlantico Sul.Atlantica. v.12, n.2, p. 71-83.
- MELO, G.S.A. 1996. Manual de identificação dos Brachyuras (Caranguejos e Siris) do litoral brasileiro. Plêiade/ FAPESP Ed., São Paulo, 604p.
- MELO, G.A.S.; *et al.* 2000. A occurrence of the pacific species *Pilumnoides perlstus* (Poegging, 1836) in the southeaster brazilian coast. *Nauuplius*, v.8, n.1, p.89-91.
- MENGUE, B.A. & SUTHERLAND, J.P. 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in regulation to environmental stress and recruitment. *Amer. Nat.* v.130 n.5. pp. 130-757.
- MÖBIUS, K. 1877, *Die Auster und die Austernwirthschaft*: Verlag von Wiegandt, Hempel, und Parey, 126 p.
- MONTU, M., K. *et al.* 1988. Larval development of the Brazilian mud crab *Panopeus asutrobesus* williams, 1983 (decapoda, Xanthidae), reared in the laboratory. *Journ. Crust. Biol.*, 8 (4): 594-613.
- MOREIRA, C. Crustáceos do Brasil. 1991. Contribuições para o conhecimento da fauna brasileira. *Arq. Mus. Nac.*, v.11, p.1-151.

- MORGADO, E.H. & TANAKA, M.O. 2001. The macrofauna associated with the bryozoan *Schyzoporella errata* (Walters) in southeastern Brazil. *Sci. Mar.* 65 (3): 173-181.
- NEGREIROS-FRANSOZO, M.L.; A.L.D. REIGADA & A. FRANSOZO. 1992. Braquiúros (Crustacea, Decapoda) dos sedimentos sublitorais da praia da enseada, Ubatuba (SP). *Bol. Inst. Pesca*, 19 (único): 17-22.
- NEGREIROS-FRANSOZO, M.L.; J.M. NAKAGAKI. 1998. Differential benthic occupation by crabs in the Ubatuba Bay, São Paulo, Brasil. *J. Shelf. Res.*, 17 (1): 293-297.
- NEGREIROS-FRANSOZO, M.L.; J.M. NAKAGAKI & A.L.D. REIGADA. 1999. Seasonal occurrence of Decapods in shallow waters of a subtropical área. In: KLEIN J.C.V.V. & F.R. SCHRAM (eds.). *The Biodiversity Crisis and Crustacea*, Crustacean Issues vol.12 (pp.351-361). A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- NG, P.K.L.; GUINOT, D. DAVIE, P.J.F. 2008. Systema brachyurorum: Part I. Na annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. *Raffles Bull. Zool.*, v.17, p.1-28.
- ODEBRETCH, C. & CASTELLO, J.P. 2001. The Convergence Ecosystem in the Southwest Atlantic. In: SEELIGER, U & B KERJVE (ed). *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer:147-165.
- ODUM, E.P. 1985. *Ecologia*. Interamericana, Rio de Janeiro, Brasil. 434 p.
- PAWLIK, J.R. 1990. Natural and artificial induction of metamorphosis of *Phragmatopoma californica* (Polychaeta: Sabellariidae), with a critical look at the effects of bioactive compounds on marine invertebrate larvae. *Bull. mar. Sci.* 46 (2): 512-516.
- PETTI, M.A.V. 1990. Habitos alimentares de crustáceos decápodos braquiúros e seu papel na rede trófica do infralitoral de Ubatuba (Litoral Norte de São Paulo). 150f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico, São Paulo.
- PINHEIRO, M.A.A.; G. BERTINI; L.G. FERNANDES-GÓES & A. FRANSOZO. 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.
- PINTO – COELHO, R.M. 1996. *Fundamentos da Ecologia*. Artmed. Porto Alegre 198 p.

- PICKETT, S.T.A. & P.S. White. 1985. The ecology of natural disturbance as patch dynamics. Academic Press, New York.
- PIRES, A.M.S. 1992. Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, Southeastern Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 86: 63-76.
- PIRES-VANIN, A.M.S. 1993. A macrofauna benthica da plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Publ. Esp. Inst. Oceanogr.* (São Paulo), (10): 137-158.
- POHLE, G., MANTELATTO, F.L.M., NEGREIROS-FRANZOZO, M.L. & FRANZOZO, A. 1999. Larval decapoda (Brachyura). In *South Atlantic Zooplankton* (D. Boltovskoy, ed.). p. 1281-1351.
- PRICE, M.V. 1986. Structure of desert rodent communities: a critical review of question and approaches. *Amer. Zool.*, v.49, p. 39-49.
- RABINOWITZ, D. 1981. Seven forms of rarity. Pages 205-217 in H. Synge, editor. *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley, Chichester, UK.
- REES, M. *et al.*. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293: 650-655.
- RICE, A.L. 1980. Crab zoeal morphology and its bearing on the classification of the Brachyura. **Trans. Zool. Soc. London**, 35:271-424.
- RICKLEFS, R.E. 2003. *Economia da Natureza*. 6ª ed. 2002 GuanabaraKoogan. 502p.
- RICKLEFS, R.E. & MILLER, G.L. 1999. *Ecology*, 4th edn. W.H. Freeman. New York.
- RHOADS, D. C. 1974. Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanogr. mar. Biol. Ann. Rev.*, 12:263-300.
- ROMERO, P. *et al.* 1982. Influence of mussel rafts on spatial and seasonal abundance of crabs in the Ria de Arousa, North- West Spain. *Mar. Biol.* 72, 201-210.
- ROSENZWEIG, M. 1981. A theory of hábitat selection. *Ecology* 62: 327-335.
- SABENS, K.P. 1991. Habitat structure and community dynamics in marine benthic system. In: *habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall publishers. Great Britain.
- SANTOS, S. 1992. *Biologia de Portunus spinimanus* Latreille, 1819 (Crustácea, Brachyura, Portunidae) na enseada da Fortaleza, Ubatuba (SP). Dissertação de mestrado. UNESP, Campus Botucatu, Instituto de Biociências. 108p.

- SANTOS, M.F.L. & PIRES-VANIN, A.M.S. 1999. The Cumacea community of the southeastern Brazilian Continental Shelf: structure and dynamics. *Sci. Mar.*, v.63, n.1, p.15-25.
- SANTOS, M.F.L.; PIRES-VANIN, A.M.S. 2004. Structure and dynamics of the macrobenthic communities of Ubatuba bay, southeastern Brazilian coast. *Braz. j. oceanogr.*, v.63, n.1, p.1525.
- SASTRY, A.N. 1983. Ecological aspects of reproduction. In: Bliss, D.E.; Vernberge, F.J.; Vernberge, W.B. (eds). *The biology of Crustacea: environmental adaptations*. New York: Academic Press. 1983. P. 179-270.
- SATO, M. & WADA, K. 2000. Resource utilization for decorating in three intertidal majid crabs (Brachyura: Majidae). *Mar. Biol.*, Berlin, 137: 705-714.
- SEED, R. 1996. Patterns of biodiversity in the micro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom*. 76:203-210.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.
- SHEA, K.; S.H. ROXBURGH & E.S.J. RAUSCHERT, 2004. Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology Letters*. 7: 491-508.
- SILVA, K.C.A., *et al.* 1998. Informações preliminares sobre os Brachyura (Crustacea, Decapoda) coletados na costa Norte do Brasil durante o Programa REVIZE. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE, Recife*, v. 26, n. 1, p. 85-9.
- SILVA-KARAM, H. 2008. Distribuição espacial de crustáceos decápodos e estomatopodos durante o verão no banco de algas calcárias da Ilha do Avoredo. Florianópolis, SC, 58p. Trabalho de conclusão de curso de Ciências Biológicas – Departamento de Ecologia e Zoologia-Universidade Federal de Santa Catarina.
- 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. *Rvta. Bras. Zool.*, v.20, n.4, p.717-725.
- SOKAL, R.R. *et al.* 1962. The comparison of dendograms by objective methods. *TAXON*, V. 11, n.01, p.30-40.

- SOUZA, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 15: 353-391.
- SUMIDA, P.Y.G. & A.M.S. PIRES-VANIN. 1997. Benthic associations of the shelfbreak and upper slope off Ubatuba-SP, South-Eastern Brasil. *Est. Coast shelf Sci.*, 44:779-784.
- 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. **Trop. Ecol.**, v.42, n.2, p.231-242.
- SZÉCHY, M. T. M. *et al.* 2006. Quantitative variables applied to phenological studies of *Sargassum vulgare* C. Agardh (Phaeophyceae – Fucales) from Ilha Grande Bay, State of Rio de Janeiro. *Rev. bras. Bot.*, v.29, n.1, p. 27-37, 2006.
- TENORE K. R. & N. GONZÁLES: Food chain patterns in the Ria de Arosa, Spain: an intense mussel aquaculture. *Proc. 10th Eur. mar. Biol. Symp.* 2, 601-619 (1976). (Ed. by G. Persoone and E. Jaspers. Wetteren, Belgium: (Universa Press).
- THIEL M., ULRICH N. 2002. Hard rock versus soft bottom: the fauna associated with intertidal mussel beds on hard bottoms along the coast of Chile, and considerations on the functional role of mussel beds. *Helgoland Marine Research*, 56, 21–3.
- THRUSH, S.F. 1986. Spatial heterogeneity in sublittoral gravel generated by pit digging activities of *Cancer pagurus*. *Mar. Ecology progress series*, 30:221-227.
- TOWNSEND, C.R. *et al.* 2010. *Fundamentos em ecologia*. Editora Artmed, São Paulo.
- TROTT, T.J., 1988. On the sex-ratio of the painted ghost crab *Ocypode gaudichaudii* H. \Milne Edwards & Lucas, 1983 (Brachyura, Ocypodidae) *Crustaceana*, 71(1): 47-56.
- VANIN, A. M. S. P. 1989. Estrutura de dinâmica da megafauna benthica na plataforma continental da região norte do Estado de São Paulo, Brasil. Instituto Oceanográfico-Usp- São Paulo, (Tese de livre-docência), 172p.
- WHAL, M. 1989. Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 58, p. 175-189.
- WARWICK, R & RUSWAHYUNI, M. 1987. Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Mar. Biol.* 95: 641-649

- WATANABE, J.M. 1984. The influence of recruitment , competition, and benthic predation on spatial distribution of three species of kelp forest gastropods (Trochidae: Tegula). *Ecology*, vol.65, N.3. pp. 920-936.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* **30**: 279-338.
- WILLIAMS, A.B., 1984. *Shimps, lobster and crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press. 550p.
- WENNER, A.M. 1972. Sex ratio as a function of size in marine Crustacea. *Am. Nat.*, 106 (949): 321-350.
- WENNER, E.L. & READ, T. 1982. Seasonal composition and abundance of decapoda crustacean assemblages from the south atlantic bight. USA. *Bull. Mar.Sci.* 32(1)181-206.
- WERNER, E. E., *et al.* 1983. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64: 1540-1548.
- WILSON, M.F. & E.R. PIANKA. 1963. Sexual selection, sex-ratio and mating system. *Am. Nat.*, 97: 405-407.
- WITMAN, J. D. 1985. Refuges, Biological Disturbance, and Rocky Subtidal Community Structure in New England. *Ecological Monographs* 55:421–445.