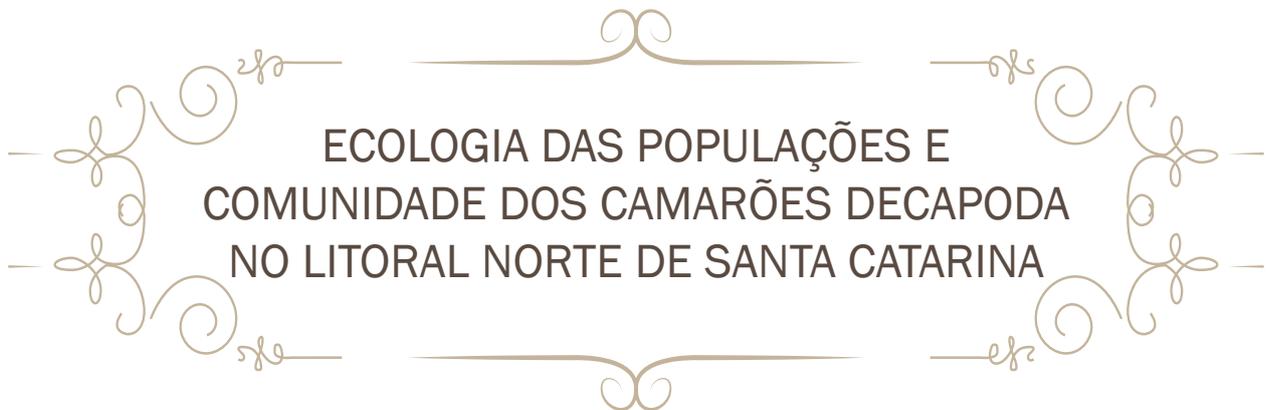




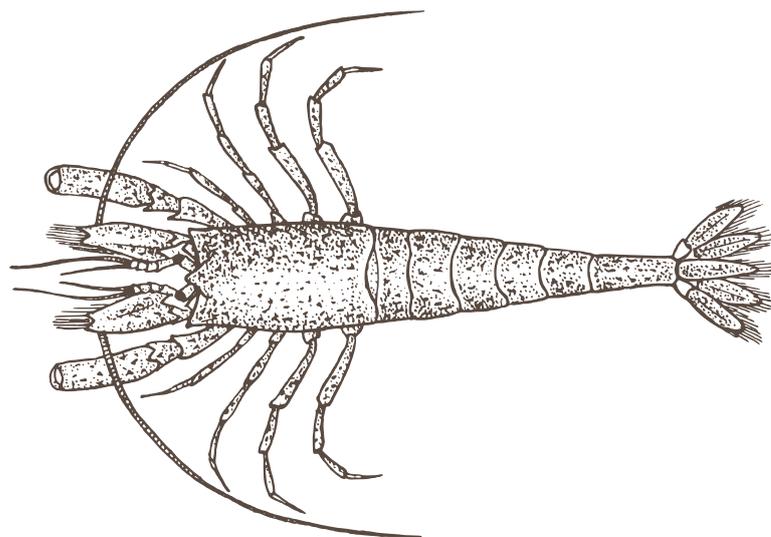
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JULIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
Pós-Graduação em Ciências Biológicas - AC: Zoologia

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO



ECOLOGIA DAS POPULAÇÕES E
COMUNIDADE DOS CAMARÕES DECAPODA
NO LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA

Milena Regina Wolf
Orientador: Prof. Dr. Antonio Leão Castilho



Botucatu
2014



**ECOLOGIA DAS POPULAÇÕES E COMUNIDADE DOS CAMARÕES
DECAPODA NO LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA**

MILENA REGINA WOLF

Orientador: Prof. Dr. Antonio Leão Castilho

**Dissertação apresentada ao curso de Pós
Graduação em Ciências Biológicas -
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 concentração:
Zoologia.**

**BOTUCATU – SP
2014**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE - CRB 8/5651

Wolf, Milena Regina.

Ecologia das populações e comunidade dos camarões Decapoda no litoral norte de Santa Catarina / Milena Regina Wolf. - Botucatu, 2014

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Antonio Leão Castilho

Capes: 20400004

1. Pesca de arrastão. 2. Camarão - Reprodução. 3. Habitat (Ecologia). 4. Levantamentos ecológicos.

Palavras-chave: By-catch; Características do habitat; Recrutamento juvenil; Reprodução; Índices ecológicos.

“A história terá que registrar que a maior tragédia desta época não foram as palavras ácidas e as ações violentas das pessoas más, e sim o assombroso silêncio e a indiferença das pessoas boas. Nossa geração terá de se arrepender não apenas pelos atos e palavras dos filhos das trevas, mas também pelo medo e apatia dos filhos da luz...”

Martin Luther King

*Dedico esta dissertação aos
meus pais, Márcia e Edson.
E ao meu namorado Felipe.*

Agradecimentos

Gostaria de primeiramente agradecer a **Deus** por todas as minhas conquistas.

Ao meu querido amigo e orientador **Prof. Dr. Antonio Leão Castilho** por todo o auxílio durante o mestrado. Tenho grande admiração por você e pude acompanhar o seu crescimento como profissional, a valorização do seu trabalho, e hoje você é um excelente professor e um pesquisador íntegro e exemplar para todos os seus orientados. Como professor, causou mudanças em União da Vitória, mudou a vida de muitos alunos e tem hoje a maior prova disso que somos nós que seguimos seus passos e estamos aqui, crescendo na vida pessoal e profissional. Obrigado por todo apoio que nos dá e deu sempre, por todo ensinamento científico, por todos os conselhos profissionais e pessoais e por nos acolher diversas vezes na sua casa. Só tenho a lhe agradecer e sempre me espelharei em você.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (**CAPES**), agência de fomento que me concedeu a bolsa durante o período de mestrado.

Ao **Programa Primeiro Projetos** (2010-2011) e **FUNDUNESP** (nº. 1214/2010-DFP), pelo financiamento das coletas, das quais foram obtidos os dados analisados na presente dissertação.

Ao ministério do Meio Ambiente - **IBAMA** - (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis) por conceder a licença para coletar o material biológico na região estudada.

À **EPAGRI/CIRAM** (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina e Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina) pelos dados referentes à pluviosidade na região.

À pessoa que tornou nossas coletas possíveis, com muita responsabilidade e segurança, o pescador e amigo **Pedro João da Silva**. Pelo conhecimento, atenção e auxílio durante as amostragens e por todo cuidado que demonstrou por nós.

Ao **Prof. Dr. Adilson Fransozo** (UNESP) pelo apoio, incentivo e oportunidade, por todos os momentos em que dedicou o seu tempo para me aconselhar e por aceitar me orientar na fase inicial do meu mestrado, fato muito importante não apenas para mim, mas também para o Tony. À **Profa. Dra. Maria Lucia Negreiros-Fransozo** (UNESP), exemplo de profissionalismo a ser seguido, por todo apoio científico, conselhos e auxílio. Professora a qual tenho muita admiração e fico honrada pela oportunidade da convivência e aprendizagem.

Gostaria de agradecer aos professores, por disponibilizar toda a infraestrutura do **Núcleo de Estudos em Biologia, Ecologia e Cultivo de Crustáceos** (NEBECC). Ter esse apoio no início do nosso grupo (orientados do Tony) foi muito importante e sempre vamos ser gratos.

Ao **Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa** (UNESP) pela amizade, por compartilhar de todo o seu conhecimento e por todos os conselhos que nos foi dado, admiro muito a sua postura como orientador. Agradeço também pelo apoio, desde o início, ao nosso grupo e por nos disponibilizar a infraestrutura do Laboratório de Biologia de Camarões Marinhos e de Água Doce (LABCAM), UNESP-Bauru.

Aos técnicos e funcionários da secretaria do departamento de Zoologia da UNESP-Botucatu e aos funcionários da seção de Pós-Graduação do Instituto de Biociências de Botucatu: **André R.T. Arruda, Carolina S. Lopes, Davi B. O. Müller, Flávio da Silva, Hamilton A. Rodrigues, Herivaldo M. Santos, Juliana Ramos, Luciana E. N. Campos e Silvio C. Almeida** pelo profissionalismo e por todo o auxílio sempre que precisei. Em especial à **Sra. Eleonora** que mantém a organização das nossas salas e sempre nos auxilia quando necessário.

Em especial ao amigo **Msc. Gabriel Lucas Bochini** (Woodinho) (UNESP), que foi uma pessoa fundamental para que hoje fosse possível apresentar o resultado de todo o esforço desse estudo. Em um grupo inexperiente, sempre foi atencioso e disposto a nos ensinar e nos auxiliar, devemos a nossa gratidão por você fazer parte dessa pesquisa. Obrigada também pelos muitos conselhos como amigo e profissional, que me auxiliaram e muito durante a minha trajetória no mestrado e por sempre me acolher em sua casa quando precisei ir até Bauru. Admiro muito você pelo seu profissionalismo, e pela sua facilidade em ensinar.

Em especial à amiga **Dra. Sabrina Morilhas Simões** (UNESP), por nos proporcionar conhecimento científico. Por sua compreensão e paciência que foram muito importantes durante a aprendizagem e são virtudes admiráveis em um pesquisador e professor. Como amiga, por todos os seus conselhos, por sempre me direcionar a fazer as escolhas certas e com toda a sua experiência, pode ter certeza que me auxiliou muito. Agradeço também a hospedagem e o apoio sempre que precisei nas idas a Bauru.

A todas as pessoas que auxiliaram nas coletas desse estudo: **Woody, Raphael, Geslaine, Gilson, Poliana, Filipe, Andrea, Ana e Joyce**.

Ao **Dr. Douglas Fernandes Rodrigues Alves** (UNESP), por toda a ajuda na aplicação dos índices ecológicos para o primeiro capítulo desse trabalho. Por toda a discussão científica,

pelos muitos, mas muitos conselhos que me foram dados. E também à **Dra. Samara de Paiva Barros-Alves** (UNESP), pela ajuda e conselhos.

Ao **MSc. Carlos Eduardo Rocha Duarte Alencar** (UFRN), que me auxiliou com as análises multivariadas presentes no primeiro capítulo dessa dissertação.

Em especial ao **Prof. Dr. Roberto Munehisa Shimizu** (USP), por todo o ensinamento referente às análises estatísticas, por ter disponibilizado parte do seu tempo para me auxiliar e me aconselhar sobre o primeiro capítulo desse trabalho. Agradeço também ao **Prof. Dr. Sérgio Bueno** (USP), por me acolher no seu laboratório e por todo conhecimento com o qual tive contato.

Ao **Prof. Dr. Sergio Rosso** (USP), que durante a sua disciplina reservou parte do seu tempo para a discussão científica e para me aconselhar em relação à minha dissertação.

Em especial à **MSc. Gisele S. Heckler** (USP) e à **MSc. Juliana C. Bertacini de Moraes** (USP), pela amizade e companheirismo e por todo o auxílio durante a minha estadia em São Paulo.

A todos os integrantes que estão ou estiveram presentes no NEBECC, em especial **Samara, Douglas, Rafaela, Ariádine, Bruno (Pessoa), Eduardo Degani, Eduardo (Frio), Gustavo (Garinho), Gustavo (Guga), Gustavo (Japa), Israel, Luciana, Kátia, Marciano, Mariana, Michele, Milena, Paloma, Rafael (Xuxa), Thiago (Cabelo), Alessandra, Thiago (Xuxu) e Bárbara** pelos auxílios, amizade e conhecimento compartilhado. Em especial a Ale, por me acolher em Botucatu, e me ajudar quando eu precisei.

Aos amigos de longa data do LABCAM, companheiros de disciplinas, congressos e coletas: **Sabrina, Gabriel (Woody), Thiago (Chuck), Mateus, Gisele, João, Daphine, Abner, Ana, Filipe, Régis, Cíntia e Sarah**. Gostaria de agradecer a amizade, o envolvimento profissional, os conselhos e todos os momentos de descontração. Sempre fomos acolhidos por vocês com muito carinho. Agradeço também, pelas análises de sedimento que vocês realizaram por nós.

Aos integrantes de iniciação científica e pós-graduandos do bloco II do departamento de Zoologia, UNESP-Botucatu: **Patrícia (Pitot), Mirian, Erika, Carol, Natália, Ana Maria (Matinho), Danilo, Jorge, Marco Aurélio, Zé, Gilmar, Patrícia (Miko), Sílvia, Rosa** e o **Prof. Dr. Marcos Nogueira**, pela amizade e companheirismo, e também pelos conselhos científicos.

Em especial ao amigo **José Roberto Debastiani Júnior**, pelas discussões científicas, conselhos e ensinamentos. Por todas as suas sugestões como amigo e profissional que foram muito importantes em todos os passos que eu dei durante o mestrado. Por ter paciência e por conversar comigo nos momentos difíceis, por sempre desejar o melhor para mim me direcionando para não cometer seus erros. Sempre vou ter um carinho especial por você porque nas pequenas atitudes é que reconhecemos um amigo.

Agradeço em especial à amiga **Dra. Patrícia Hoffman (Pitot)** (UNIRP), por nos receber de uma maneira tão amável e carinhosa, quando chegamos a Botucatu. Ficará na nossa lembrança aquele sentimento de segurança, as mudanças nunca são fáceis, porém com alguém como você ao nosso lado sempre nos apoiando, logo nos adaptamos e hoje temos o privilégio da sua amizade.

Ao **Prof. Dr. Raoul Henri** (UNESP), por me auxiliar com o empréstimo de livro e artigos.

Aos alunos da graduação e de iniciação científica que convivi em Assis que auxiliaram durante a triagem do material: **Ana, Joyce, Jeniy, Dani, Eric, Lorraine, Fernanda, Giovana, Sthefanie e Gabi**. Aos professores **Dr. Ciro Cezar Zanini Branco e Dr. Pitágoras da Conceição Bispo**, docentes responsáveis pelo Laboratório de Biologia Aquática (LABIA) UNESP-Assis e aos seus orientados por todo o apoio quando fazíamos parte do LABIA.

Aos amigos e colegas de trabalho orientados do Tony: **Ana, Joyce, Alexandre (Dino), Gilson, Geslaine, Raphael, Laura e Filipe**, por todos os momentos de trabalho ou descontração que estamos passando juntos. Espero que a nossa amizade se fortaleça e assim possamos juntos conquistar nossos sonhos não apenas profissionais, mas pessoais. Afinal, nossa convivência será por muitos anos. Obrigada pelas discussões científicas e pela disposição e iniciativa de todos sempre que precisei.

Em especial, gostaria de agradecer à amiga **Joyce Rocha Garcia** por me auxiliar durante as revisões da dissertação e estar sempre disposta a me ajudar, independente do dia e horário. Obrigada pela sua amizade.

Agradeço em especial ao amigo **MSc. Raphael César Grabowski** (UNESP) (e todos os seus apelidos...) por me auxiliar com a formatação da dissertação. Pela sua amizade desde o início, por nossa trajetória que já vem não apenas de dias, mas de anos. Já temos história para contar... Pelo apoio científico compartilhando conhecimento, pela ajuda durante as

coletas, nas análises e processamento do material e por todos os favores e socorros durante as minhas instalações de programas.

Agradeço em especial à família do meu orientador: **Dr. Emanuel, dona Heloísa, Lucas, Ricardo, Gustavo, Graziela, Antonio (Vô) e Isabel**. Por todas as vezes que fiquei hospedada em sua casa, por me incluírem nos seus eventos familiares e por ser recebida tão carinhosamente por todos.

Aos meus amigos **João Paulo, Leila, Juliana, Joice Kaschuk e Pamela Lima** pela amizade de longa data e tão verdadeira e por sempre, mesmo que distantes se preocuparem comigo.

Ao meu querido amigo e sogro **Sr. Domingos Pimpão Filho**, que nos acolheu diversas vezes na sua chácara e nos proporcionou um local para que pudéssemos analisar o material de coleta. Por todo o incentivo e todos os conselhos recebidos.

Ao meu namorado **Felipe** e sua família: **Camile, Robson, Marília, Artur, Daniel, Dani e Tiago**. Agradeço em especial ao **Daniel** pelas informações sobre algumas leis e documentos do IBAMA e ao **Robson**, por me auxiliar com o design da dissertação.

A toda a minha família, e em especial aos meus amados pais **Márcia e Edson**, que são o meu porto seguro que me ajudam em todos os momentos da minha vida. Por participarem ativamente da formação do meu caráter e por acreditarem sempre nos meus sonhos. Pelo auxílio em todos os aspectos, profissional e pessoal. A minha conquista reflete a presença de vocês na minha vida, cada passo que eu dou, vocês estão juntos me apoiando. Apesar das dificuldades, vocês sempre estiveram presentes, e eu admiro muito a história de vida de vocês e as pessoas que vocês são hoje! Obrigada.

Em especial agradeço ao **Felipe**, que foi a pessoa que acreditou e me apoiou intensamente para que hoje eu pudesse estar alcançando o próximo passo da minha profissão. Foi a pessoa que muitas vezes, mais do que eu, acreditou, incentivou, e me ajudou para que um sonho se tornasse realidade. Tenho muita admiração pela sua pessoa, seu caráter e gostaria de agradecer de coração a toda a sua paciência nos momentos que foram difíceis para mim, mas nos quais você sempre esteve me aconselhando. Você foi e é uma pessoa muito presente na minha vida não apenas pessoal, mas profissional. É uma pessoa ímpar, diferenciada e agradeço a Deus por ter tido a grande oportunidade de conhecer alguém como você.

A todas as pessoas que me auxiliaram diretamente ou indiretamente para a realização desse trabalho. Obrigada.

Sumário

Considerações iniciais.....	1
1.) Descrição do grupo.....	1
2.) Discussão sobre o conceito “comunidade” e demais termos.....	6
Referências bibliográficas.....	11
Capítulo I: Composição e diversidade da comunidade de camarões (Decapoda: Penaeidea e Caridea) no sul do Brasil: subsídios para a gestão de recursos pesqueiros	
Resumo.....	15
Abstract.....	16
Introdução.....	17
Material & Métodos.....	24
1.) Caracterização da área de estudo.....	24
2.) Coleta de dados.....	26
3.) Fatores ambientais.....	29
4.) Material Biológico.....	32
5.) Análise de dados.....	32
Resultados.....	38
1.) Variáveis ambientais.....	38
2.) Estrutura da comunidade de camarões.....	46
3.) Análises realizadas retirando a espécie mais abundante <i>X.kroyeri</i>	58
Discussão.....	65
1.) Caracterização da região de estudo.....	65
2.) Composição e Riqueza das espécies.....	68
3.) Estrutura da comunidade.....	72
4.) Distribuição espaço-temporal e relação com os fatores ambientais.....	77
Referências bibliográficas.....	83

Capítulo II: Maturidade sexual, reprodução e recrutamento dos camarões (*Penaeidea e Caridea*) no sul do Brasil: implicações para a regulamentação da pesca

Resumo.....	108
Abstract.....	109
Introdução.....	110
Material & Métodos.....	114
1.) Coleta de dados.....	114
2.) Material biológico.....	116
2.1) Camarões peneídeos.....	117
4.) Análise dos dados.....	118
4.1) Estrutura populacional.....	118
4.2) Tamanho médio da maturidade sexual funcional.....	118
4.3) Razão sexual.....	119
4.4) Período reprodutivo e recrutamento juvenil.....	119
Resultados.....	123
1.) Estrutura Populacional.....	123
2.) Tamanho médio da maturidade sexual funcional.....	127
3.) Razão sexual.....	127
4.) Periodicidade reprodutiva e recrutamento juvenil (ciclo II e ciclo III).....	129
Discussão.....	139
1.) Estrutura populacional e periodicidade reprodutiva espacialmente e temporalmente.....	139
2.) Razão e dimorfismo sexual.....	144
3.) Tamanho médio da maturidade sexual funcional.....	146
4.) Cross-Correlation (Time Series).....	147
5.) Comparação do Recrutamento juvenil e fechamento da pesca.....	149
Referências bibliográficas.....	152
Considerações Finais.....	165
Apêndice.....	168



CONSIDERAÇÕES INICIAIS



Considerações Iniciais

1.) Descrição do grupo

Os crustáceos estão subdivididos em 6 classes, 13 subclasses e 47 ordens. Entre essas classes, a classe Malacostraca contém mais da metade (22.651) de todas as espécies conhecidas de Crustacea (Martin & Davis, 2001).

Incluída na classe Malacostraca, a ordem Decapoda é representada pelos crustáceos mais conhecidos popularmente e é dividida em duas subordens: Dendrobranchiata, a qual inclui as superfamílias Penaeioidea e Sergestoidea; e Pleocyemata, representada pelas infraordens Stenopodidea (camarões estenopodídeos), Caridea (camarões carídeos), Astacidea (lagostas e lagostins), Thalassinidea (corruptos), Palinura (lagostas), Anomura (ermitões, galateídeos, porcelanídeos, tatuíras) e Brachyura (caranguejos, siris) (De Grave *et al.*, 2009; Martin & Davis, 2001).

Os crustáceos denominados popularmente como camarões podem apresentar diferenças morfológicas e comportamental. Por exemplo, os camarões peneídeos possuem um modo considerado primitivo de reprodução, quando comparados aos camarões carídeos (Burkenroad, 1963), ou seja, as fêmeas não encubam os embriões (ovos fecundados) e, portanto, os ovos dos peneídeos são liberados diretamente na água com a fecundação do tipo externa (Dall *et al.*, 1990; Costa *et al.* 2003).

As larvas dos peneídeos eclodem como náuplius, com apenas três pares de apêndices, sendo considerado com status primitivo por ser o único grupo Decapoda que apresenta este estágio larval (Bauer, 2004). Possuem brânquias dendrobranquiadas e os três primeiros pereiópodos quelados com formas e tamanhos similares. A pleura do segundo somito abdominal sobrepõe a terceira, mas não a primeira. Os machos apresentam um aparelho copulador denominado petasma, localizado no 1º somito abdominal. Já as fêmeas apresentam

uma estrutura situada ventralmente na base entre o quarto e quinto pares de pereiópodos denominado télico (Perez-Farfante, 1988, Dall *et al.*, 1990).

Nos camarões carídeos se observam somente os dois primeiros pereiópodos quelados, as brânquias tipo filobranquiadas e a segunda pleura abdominal, constituída pelas placas laterais, é marcadamente expandida e recobre parcialmente a primeira e a terceira pleuras. Os machos não possuem petasma, mas usualmente possuem apêndice interno em todos os pleópodos (Pérez-Farfante, 1988) e dimorfismo sexual nos dois primeiros, frequentemente apresentando diferenciação no endópodo do primeiro e apêndice masculino no segundo (Bauer, 2004). Nas fêmeas, uma das mudanças que ocorre durante a reprodução é o aumento no tamanho do espaço inferior do abdome. O espaço aprofunda porque as placas laterais dos três primeiros segmentos abdominais aumentam de tamanho (Bauer, 2004). Tal característica é marcante para o grupo, visto que as fêmeas em período reprodutivo aderem seus embriões aos pleópodos (apêndices abdominais) (Pérez-Farfante, 1988; Bauer, 2004). A larva eclode morfologicamente em um estágio avançado ao náuplius, com mais pares de apêndices e um definitivo abdome e cefalotórax, sendo denominado estágio de zoea (Bauer, 2004).

Uma das mais notáveis características relacionadas aos grupos de camarões é a diversificação quanto ao comportamento reprodutivo. Os camarões peneídeos são gonocóricos (Bauer, 1991), enquanto os camarões carídeos podem exibir tanto o gonocorismo (maioria) como o hermafroditismo (Bauer, 2004).

A mudança de sexo não é incomum entre os carídeos com a condição conhecida como hermafroditismo protândrico, ou seja, quando há a mudança do sexo masculino para feminino com o aumento do tamanho e idade. Em algumas espécies a fase fêmea pode ter a função reprodutiva do macho, podendo reproduzir-se como ambos, esse sistema sexual é denominado hermafroditismo protândrico simultâneo (Bauer, 2000; Bauer, 2004). Em relação ao sucesso biológico, a diversidade ecológica dos carídeos é superior à dos peneídeos. Por exemplo, os

membros da família Penaeidae (maioria das espécies) ocorrem principalmente nas regiões tropicais e subtropicais, a maioria é bentônica ou pelágica associada aos substratos não consolidados. Em contraste, os carídeos são encontrados em todas as latitudes, dos trópicos até as regiões polares e em substratos variados. Muitos têm relações simbióticas com outros organismos (Bauer, 2004).

Quando juvenis, os peneídeos podem chegar a habitar águas salobras em seu ciclo de vida, mas os adultos só vivem em ambientes marinhos, por outro lado, os carídeos têm invadido com sucesso os ambientes de água doce. Porém, os peneídeos superam os carídeos no número de indivíduos e biomassa (Bauer, 2004).

Todas as informações pontuadas anteriormente estão diretamente relacionadas às adaptações na história de vida desses animais. Uma das abordagens em ecologia sobre esse aspecto seria que os padrões na história de vida variam de acordo com a taxa de crescimento na população, tendo importantes consequências na sua evolução em diferentes ambientes (Ricklefs & Miller, 1999). Dois termos são utilizados nesse contexto, a seleção ou estratégia do tipo r e k (r-seleção/estratégia e k-seleção/estratégia), onde há uma taxa máxima de aumento populacional em r-seleção/estratégia e há uma capacidade de carga do ambiente para a população (o limite de recursos superior ao tamanho da população), ou seja, uma habilidade competitiva máxima em um ambiente saturado em k-seleção/estratégia (Pianka, 1970; Clarke, 1979; Ricklefs & Miller, 1999). A previsão chave desta abordagem é que organismos que possuem k-seleção/estratégia têm menor esforço reprodutivo individual (anual) por apresentar um padrão de crescimento lento, maturidade adiada, maior longevidade, iteroparidade (múltiplos ciclos reprodutivos ao longo do seu período de vida), menor fecundidade, ovos grandes com maior quantidade de vitelo. Enquanto que os indivíduos r-seleção/estratégia possuem um padrão de crescimento rápido, longevidade menor, semelparidade (períodos

reprodutivos mais restritos antes da morte), maior fecundidade e ovos pequenos (Clarke, 1979; Pianka, 2000).

Clarke (1979) evidenciou tais parâmetros comparando camarões carídeos de regiões polares e temperadas e verificou a tendência das espécies possuírem estratégia de vida k-seleção/estratégia nas regiões polares, onde o papel da menor temperatura na evolução generalizada de k-seleção/estratégia pode ser crucial. De acordo com Vogt (2013), os custos da mudança de r para k- seleção/estratégia em decápodes de água doce são *trade-offs* contra fecundidade, reproduções futuras e crescimento das fêmeas, e talvez contra o tamanho das espécies, mas não contra a longevidade. Essas comparações realizadas entre os decápodes mostram que a colonização de águas continentais não foi somente associada com adaptações na osmorregulação (Freire *et al.*, 2003), mas também nas características reprodutivas e de desenvolvimento (Vogt, 2013).

Corroborando esses padrões, nos camarões carídeos são encontradas variações no seu desenvolvimento, ao invés de apenas um estendido desenvolvimento planctônico larval como na maioria dos grupos marinhos, inclusive nos peneídeos. Conforme diferentes tipos de ambientes foram conquistados por esse grupo (por exemplo, estuários e águas continentais), distintos tipos de desenvolvimento foram selecionados. Portanto, algumas espécies possuem desenvolvimento larval completo como a *Caridina japonica* De Man 1892 (Hayashi & Hamano, 1984) ou fases larvais abreviadas (desenvolvimento abreviado) (Hayashi & Hamano, 1984; Jalihal *et al.*, 1993; Bauer, 2004). Algumas espécies não possuem nenhum estágio de zoea, eclodindo diretamente como decapodito, com características morfológicas muito próximas do juvenil (Bauer, 2004), como a espécie *Caridina singhalensis* Ortman, 1894 (Benzie & Silva, 1983) e demais espécies mostradas por Hayashi & Hamano (1984).

A variação no número e tamanho de ovos e estágios larvais comparando as espécies de águas continentais com espécies anfídromas e marinhas, também é variável (Bauer, 2011).

Em estudos realizados sobre a relação entre o tamanho do ovo e o número de estágios larvais, foi possível constatar que quanto mais abreviado o desenvolvimento larval maior será o diâmetro do ovo (Hayashi & Hamano, 1984; Magalhães & Walker, 1988; Lai & Shy, 2009).

Se o desenvolvimento larval for estendido (completo), as fêmeas desovam maiores quantias de ovos os quais possuem tamanhos menores, ou seja, com pouco vitelo. Logo as larvas passam a se alimentar no ambiente (por exemplo, plâncton) para obter energia suficiente e percorrer os demais estágios larvais até chegar à pós-larva. No desenvolvimento larval abreviado, são liberados relativamente poucos e grandes ovos que possuem uma grande quantidade de vitelo, do qual a larva vai se nutrir, nos poucos estágios larvais que possui, com nenhuma alimentação externa (larvas lecitotróficas) (Bauer, 2004; Vogt, 2013). Os camarões com ovos grandes usualmente possuem uma menor fecundidade quando comparados com espécies de ovos pequenos (Hayashi & Hamano, 1984). A redução ou eliminação de estágios larvais ocorre mais frequentemente em habitats que são fisicamente ou ecologicamente severos (Bauer, 2004).

Com exceção de alguns gêneros, a subordem Dendrobranchiata (68 gêneros e 533 espécies) (De Grave & Fransen, 2011) continua baseada nas classificações tradicionais. A maioria das espécies de camarões pertencentes a esta subordem constituem importantes recursos pesqueiros para utilização comercial. Os Penaeoidea são representados por sete famílias: Penaeidae, Sicyoniidae, Solenoceridae, Aristeidae, Benthesicymidae, Aegeridae e Carpopenaeidae. A superfamília Sergestoidea é constituída por duas famílias: Luciferidae e Sergestidae (De Grave *et al.*, 2009).

A família Penaeidae apresenta as espécies de maior valor econômico e estima-se que as pescas mundiais de camarões somam 700 mil toneladas por ano (Dall *et al.*, 1990; D’Incao, 1999; Martin & Davis, 2001).

De acordo com De Grave & Fransen (2011), a infraordem Caridea é constituída por 389 gêneros e 3438 espécies no mundo. É o 2º grupo com maior riqueza de espécies dentro de Decapoda, com aproximadamente metade das espécies do táxon dominante Brachyura. Em um nível mais específico, os Caridea são dominados pelas famílias Palaeomonidae (981 espécies), seguido por Alpheidae (663), Atyidae (469), Hippolytidae (338) e Crangonidae (219). Quanto ao gênero, *Caridina* possui o maior número de espécies (Atyidae, 290 espécies) seguido de *Alpheus* (Alpheidae, 286), *Macrobrachium* (Palaeomoninae, 243), *Synalpheus* (Alpheidae, 159 espécies) e *Periclimenes* (Pontoniinae, 152).

2.) Discussão sobre o conceito “comunidade” e demais termos

A simples definição de um agrupamento dos seres vivos pode gerar diferentes interpretações. Alguns autores apontam para o uso mais específico dessas palavras de acordo com o seu significado e pontuam qual seria a utilização mais correta conforme o delineamento e abrangência do estudo (Fauth *et al.*, 1996; Ricklefs & Miller, 1999). Para a maioria dos ecólogos, comunidade significa conjunto de espécies que ocorrem juntas num mesmo lugar (Ricklefs, 2003). Por sua vez, encontramos a denominação de assembleia, a qual representa populações de espécies que ocorrem juntas no espaço e no tempo (Begon *et al.*, 2007), como um conjunto de populações que funciona como uma unidade integrativa pelas transformações metabólicas co-evoluídas em uma área determinada de um habitat físico (Odum & Barret, 2007), uma associação de espécies que interagem e vivem em uma área particular (Molles, 2008). Essa definição é historicamente complexa e ainda questionável, uma vez que vários pontos de vista são defendidos pelos ecólogos.

De acordo com Ricklefs (2003), os ecólogos descreviam as comunidades como unidades ecológicas organizadas onde se acreditava que as comunidades seriam superorganismos aos quais as funções de várias espécies estão conectadas como as das partes

de um corpo e evoluíram de forma a intensificar o seu funcionamento interdependente, com grande apoio de Frederic E. Clements, no início do séc. XX. Em oposição a esse ponto de vista, foi sugerida uma denominação à comunidade muito longe da visão proposta anteriormente como uma unidade de um organismo como um todo, e sim meramente uma associação fortuita de espécies cujas adaptações e requisitos as capacitaram a viver juntas sobre as condições específicas, definida como comunidade individualista, defendida por H. A. Gleason, no mesmo período. Ainda assim, os ecólogos observam que existem interações entre espécies que coexistem e, portanto, esse desacordo entre a definição ainda tem continuidade. Alguns afirmam que comunidade seria uma unidade de organização com fronteiras reconhecíveis cuja estrutura e funcionamento seria regulado pelas interações entre as espécies. Em contrapartida, outros sugerem que são organizadas de forma a aumentar a sua eficiência e produtividade. E há os que a olham como um conjunto solto daquelas espécies que podem tolerar as condições de um lugar com habitat específico, mas que não formam uma fronteira específica onde um tipo de comunidade se encontra com outro.

Cada lugar na Terra, cada pradaria, cada lago, cada rocha, cada fronteira do mar é compartilhado por muitos organismos que coexistem. Uma comunidade é uma arena na qual competição, predação, parasitismo e mutualismo acontecem, sendo que as plantas, animais e micróbios estão conectados uns aos outros, por suas relações formando todo um complexo denominado comunidade biológica. Esse conjunto de interações influencia, portanto a estrutura e dinâmica das mesmas (Ricklefs, 2003; Magurran, 2011).

Em relação a essas interações, os ecólogos defendem um conceito holístico na visão da comunidade como um superorganismo cujo funcionamento e organização podem ser apreciados somente quando é considerada uma entidade completa, ou seja, não podemos considerar uma bactéria do solo sem referência aos detritos dos quais se alimentam, analogamente, seria considerar que um rim não funcionaria separado do organismo. Outra

visão seria que a estrutura e o funcionamento comunitário simplesmente expressam interações de espécies individuais que formam associações locais e não refletem qualquer organização ou propósito acima do nível de espécie, e é conhecido como conceito individualista. E há o ponto de vista intermediário, o qual aceita que a maioria das interações de espécies é antagonista e as comunidades podem ser montadas desordenadamente (individualista) e também admite que alguns atributos de estrutura e funcionamento das comunidades surgem somente das interações entre as espécies (holística) (Ricklefs, 2003).

Dajoz (1973) e Pinto-Coelho (2000) assumem que a comunidade seria sinônimo de biocenose. A Biocenose seria o agrupamento de seres vivos reunidos pela atração não recíproca exercida sobre eles pelos diversos fatores do meio. Esse agrupamento caracteriza-se por determinada composição específica, pela existência de fenômenos de interdependência e ocupa um espaço chamado biótopo (Dajoz, 1973). Portanto, o termo comunidade tem recebido muitos significados onde seria designado não somente pelo conjunto de animais, mas também de plantas de uma determinada localidade, que quando dominada por uma ou mais espécies proeminentes ou por algumas características físicas, falamos: comunidade de carvalhos, comunidade de arbustos, etc. Usado dessa forma o termo não é ambíguo, ou seja, uma comunidade que esta espacialmente definida inclui todas as populações que coexistem. Quando as interações entre as populações (que coexistem) são consideradas, um uso mais funcional do que descritivo do termo seria necessário (Ricklefs, 2003).

Outro termo utilizado por alguns autores é taxocenosis, que seria um grupo de espécies com identidade taxonômica que pode ou não possuir similaridade em sua distribuição geográfica ou papéis ecológicos (Pinto-Coelho, 2000), ou seria apenas a parte da comunidade definida por sua participação a determinado grupo taxonômico (Margalef, 1995). Segundo Pinto-Coelho (2000), a caracterização da comunidade varia conforme os objetivos do estudo e pode estar definida em alguns grupos taxonômicos específicos ou por alguns grupos de

organismos que têm maneira similar de sobrevivência (guilda). De acordo com Margalef (1995), na realidade os estudos sobre diversidade têm sido realizados sobre amostras extraídas com certa arbitrariedade das comunidades naturais. A seleção tem uma dupla limitação, em primeiro lugar um de escala e de técnica, ou seja, se estuda o zooplâncton, as bactérias, a vegetação superior, a fauna do solo, mas nunca um ecossistema completo e que de fato deveria ser questionado àqueles que criticam o uso do termo comunidade: qual investigação de fato consegue abranger uma gama tão grande de organismos?

A segunda limitação é do tipo taxonômico, isto é, se estudam as fanerógamas, os insetos (ou um grupo de insetos) ou os invertebrados. Devido essa última limitação e de acordo com o autor, seria correto dizer que os dados de diversidade se referem tradicionalmente a taxocenosis.

O que observamos de comum entre essas definições é que há uma separação do uso dos termos por alguns autores, porém, essa distinção não é tão enfatizada por outros. Fauth *et al.* (1996) argumentam o fato desses termos serem utilizados sem distinção nas publicações científicas e muitos livros texto de ecologia oferecem definições conflitantes para o termo (Magurran, 2011). Um diagrama com três conjuntos sobrepostos delineado pela filogenia, geografia e recursos foi proposto por Fauth *et al.* (1996) com o intuito de facilitar a adequação do trabalho, conforme seu objetivo (Figura 1). Portanto, quando as investigações são restritas a subconjuntos de táxons, enquadrados no conjunto A e definido pela filogenia, o termo assembleia seria o correto. No conjunto B definido pela geografia estaria a comunidade (independente do táxon), ou seja, as espécies ocorrendo no mesmo lugar e tempo. O conjunto C está relacionado ao uso de recursos e seria adequado utilizar o termo guilda. Guildas locais e *ensembles* são referentes às intersecções dos conjuntos e, portanto, caracterizam-se pelos conjuntos formadores dessas intersecções (Fauth *et al.*, 1996).

De fato, abordar toda a abrangência da diversidade em um só estudo é muito difícil e a

maioria dos pesquisadores trabalham com assembleias (Magurran, 2011) se os critérios propostos por Fauth *et al.* (1996) forem utilizados. Observando a variedade de definições citadas acima é possível perceber que um consenso seria necessário para que o pesquisador pudesse utilizar os termos com maior segurança. Embora livros atuais estejam se referindo à assembleia como o correto (Magurran, 2011), duas questões são apontadas por ainda ser difícil a escolha entre esses termos: 1) muitos trabalhos ainda são publicados indistintamente em relação ao uso de comunidade ou assembleia, e 2) está no significado do termo *assemblage* quando traduzido para o português.

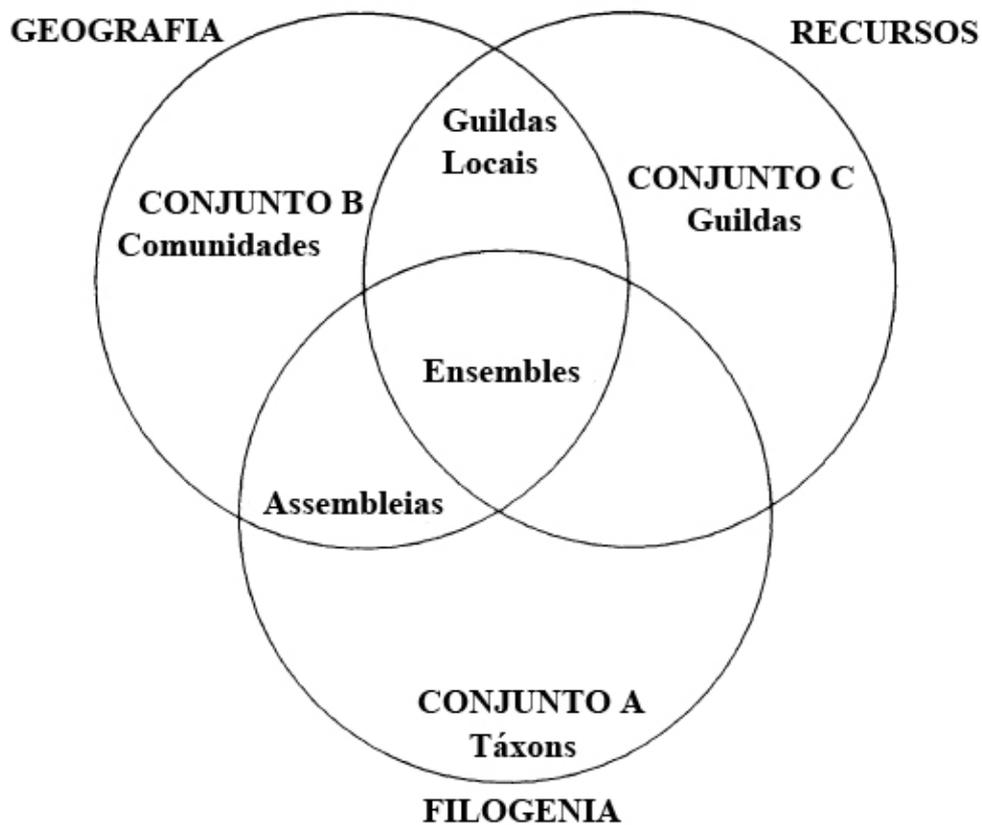


Figura 1: Relação entre os vários termos usados para descrever grupos de organismos. Modificado de Fauth *et al.* (1996).

Referências Bibliográficas

- Bauer, R. T. 1991. Sperm transfer and storage structures in penaeoid shrimps: a functional and phylogenetic perspective. In: Bauer, R. T. & Martin, J. W. *Crustacean sexual biology*. New York: Columbia University Press, p. 183-207.
- Bauer, R. T. 2000. Simultaneous hermaphroditism in caridean shrimps: A unique and puzzling sexual system in the Decapoda. *Journal of Crustacean Biology*, 20: 116-128.
- Bauer, R. T. 2004. *Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans*. Norman: University of Oklahoma Press, 296p.
- Bauer, R. T. 2011. Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits, evolutionary origins, and an unusual case of amphidromy. *New Frontiers in Crustacean Biology: Proceedings of the TCS Summer Meeting, Tokyo, 20–24 September 2009* (ed. by A. Asakura), pp. 145-156. Brill, Leiden.
- Begon, M.; Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ªed. Porto Alegre: Artmed, 740p.
- Benzie, J. A. H. & Silva, P. K. 1983. The abbreviated larval development of *Caridina singhalensis* Ortmann, 1894 (Decapoda: Atyidae) endemic to Sri Lanka. *Journal of Crustacean Biology*, 3: 117-126.
- Burkenroad, M. D. 1963. The evolution of the Eucarida (Crustacea, Eumalacostraca) in relation to the fossil record. *Tulane Studies in Geology*, 2: 3-16.
- Clarke, A. 1979. On Living in Cold Water: K-Strategies in Antarctic Benthos. *Marine Biology*, 55: 111-119.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Melo, G. A. S. & Freire, F. A. M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 3 (1): 1-12.

- D'Incao, F. 1999. Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). In: Buckup, L.; Buckup, G. B. (Eds.). *Os Crustáceos do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Universidade/URGS: Editora da Universidade, p. 275-299.
- Dajoz, R. *Ecologia Geral*. 1973. São Paulo: Editora Vozes, EDUSP, 472p.
- Dall, W.; Hill, B. J.; Rothilsberg, P. C. & Staples, D. J. 1990. The biology of the Penaeidae. In: Blaxter, J. H. S. & Southward, A. J. (Eds.). *Advances in Marine Biology*. San Diego: Academic Press, p. 1-489.
- De Grave, S.; Pentcheff, N. D.; Ahyong, S. T.; Chan, T. Y.; Crandall, K. A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M. E. Y.; Martin, J. W.; Ng, P. K. L.; Schweitzer, C. E.; Tan, S. H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of Decapod Crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, 21: 1-109.
- De Grave, S. & Fransen, C. H. J. M. 2011. Carideorum Catalogus: The Recent Species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean Shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededelingen*, 85: 195-589.
- Fauth, J. E.; Bernardo, J.; Camara, M.; Resetarits, W. J.; Van Buskirk, J. & Mccollum, S. A. 1996. Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. *The American Naturalist*, 147 (2): 282-286.
- Freire, C. A.; Cavassin, F.; Rodrigues, E. N.; Torres, A. H. & Mcnamara, J. C. 2003. Adaptive patterns of osmotic and ionic regulation, and the invasion of fresh water by the palaemonid shrimps. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 136: 771-778.
- Hayashi, K.-I. & Hamano, T. 1984. The complete larval development of *Caridina japonica* De Man reared in the laboratory. *Zoological Science*, 1: 571-589.

- Jalihal, D. R.; Sankolli, K. N. & Shenoy, S. 1993. Evolution of larval developmental patterns and the process of freshwaterization in the prawn genus *Macrobrachium*. *Crustaceana*, 65: 365-376.
- Lai, H.-T. & Shy, J.-Y. 2009. The larval development of *Caridina pseudodenticulata* (Crustacea: Decapoda: Atyidae) reared in the laboratory, with a discussion of larval metamorphosis types. *Raffles Bulletin of Zoology*, 20: 97-107.
- Magalhães, C. & Walker, I. 1988. Larval development and ecological distribution of central amazonian palaemonid shrimps (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 55: 279-292.
- Magurran, A. E. 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora da UFPR, 261p.
- Margalef, R. 1995. *Ecologia*. Barcelona: Omega S.A., 958p.
- Martin, J. W. & Davis, G. E. 2001. *An updated classification of the recent Crustacea*. Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series 39, 123p.
- Molles Jr. M. C. 2008. *Ecology Concepts & Application*. 4^a ed. New York: McGraw-Hill. 604p.
- Odum, E. P. & Barret, G. W. *Fundamentos de Ecologia*. 5^a ed. São Paulo: Cengage Learning. 2007. 612p.
- Pérez-Farfante, I. 1988. Illustrated key to Penaeoid shrimps of commerce in the Americas. *NOAA Technical Report NMFS*, 64: 1-32.
- Pianka, E. R. 1970. On r- and K-selection. *The American Naturalist*, 104: 592-597.
- Pianka, E. R. 2000. *Evolutionary ecology*. 6^a ed. São Francisco, California: Benjamin Cummings, 512p.
- Pinto-Coelho, R. M. 2000. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre: Editora Médica, 252p.
- Ricklefs, R. E. 2003. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 542p.
- Ricklefs, R. E & Miller, G. L. 1999. *Ecology*. 4^a ed. New York: W.H. Freeman and Company, 822p.

Vogt, G. 2013. Abbreviation of larval development and extension of brood care as key features of the evolution of freshwater Decapoda. *Biological Reviews*, 88, 81-116.



CAPÍTULO I

Composição e diversidade da comunidade de camarões (Penaeidea e Caridea) na costa do sul do Brasil: subsídios para a gestão de recursos pesqueiros.



Resumo

Frente aos impactos causados pela ação antrópica no ambiente marinho, a proposta desse trabalho foi fornecer subsídios para a conservação das espécies, na área adjacente à Baía da Babitonga, estado de Santa Catarina, Brasil. O objetivo foi inventariar as espécies existentes da comunidade de camarões marinhos, detectar e descrever padrões gerais na sua distribuição espaço-temporal e relação às variáveis ambientais que caracterizam seu habitat. Portanto, foram mensurados os índices ecológicos e testados os parâmetros ambientais aos biológicos com análise multivariada. Os camarões foram coletados em julho de 2010 a junho de 2011, junto às variáveis ambientais, como temperatura e salinidade da água e textura e conteúdo de matéria orgânica do sedimento. Utilizou-se um barco camaroneiro equipado com redes *double-rig*, o qual percorreu cinco pontos paralelos a costeira com profundidades de 5, 8, 11, 14 e 17 m. A riqueza total chegou a doze espécies, pertencendo a três superfamílias, seis famílias e onze gêneros. Dessas, seis espécies de camarões peneídeos são comercializados: *Xiphopenaeus kroyeri*, *Artemesia longinaris*, *Pleoticus muelleri*, *Farfantepenaeus brasiliensis*, *Farfantepenaeus paulensis* e *Litopenaeus schmitti*. As demais espécies de peneídeos, *Rimapenaeus constrictus* e *Sicyonia dorsalis*, e carídeos, *Exhippolysmata oplophoroides*, *Alpheus intrinsecus*, *Nematopalaemon schmitti* e *Periclimenes paivai*, pertencem à fauna acompanhante dos recursos pescados. *X. kroyeri* foi a espécie dominante (*D*) espacialmente e temporalmente, apresentando valores discrepantes de abundância relativa 97,7% quando comparada à segunda espécie de maior abundância *P. muelleri* (1,1%), circunstância que influenciou diretamente nos resultados das análises de agrupamento e nos valores de diversidade (*H'*) e equitabilidade (*J'*), que foram altos quando a abundância da espécie foi menor. Esse resultado corroborou aos padrões das comunidades de camarões marinhos investigadas em outras regiões. Mudanças na comunidade de camarões podem ser relacionadas às variações nas variáveis ambientais mensuradas e às exigências biológicas particulares de cada espécie. A temperatura de fundo e a granulometria do sedimento foram os fatores preponderantes (RDA, $p < 0,05$) no estabelecimento das espécies na área de estudo. Tais fatores também influenciaram na distribuição dessas espécies nos meses e profundidades amostradas. Portanto, a escolha do habitat esteve relacionada às condições das espécies em consequência da sua limitação ao ambiente. Duas hipóteses que podem agir concomitantemente foram propostas para justificar a distribuição no espaço e no tempo das espécies mais abundantes: 1) essa distinção é devido às suas limitações biológicas frente aos diferentes habitats formados a partir das variações ambientais mensuradas; e/ou 2) poderia estar relacionada à condicionante biológica, ou seja, às interações entre os organismos não apenas de camarões, mas às demais espécies presentes no ambiente podendo gerar padrões de exclusão competitiva, seleção de habitat, compartimentalização de nicho entre outras condições. Uma vez que *X. kroyeri* é amplamente comercializado à nível global, que outras espécies capturadas também são utilizadas para este fim, e que os apetrechos utilizados nas pescarias não são seletivos (perda da biodiversidade), fica clara a necessidade de estratégias de conservação em escala, considerando-se que esses organismos interagem ao meio e possuem importância ecológica.

Palavras-chave: características do habitat, comunidades Decapoda, Baía da Babitonga, variáveis ambientais, manejo da pesca.

Abstract

Due to the impact caused by anthropic action on marine environment, the purpose of this work was to provide subsidies for species conservation at Babitonga Bay adjacent area in the state of Santa Catarina, Brazil. The aim was to catalogue existing species of marine shrimps communities, to detect and to describe general patterns in its temporal-spatial distribution and the relation to environmental variables that characterize its habitat. Therefore, ecological indexes were measured and environmental to biological parameters were tested with multivariate analysis. A shrimp boat equipped with *double-rig* nets was used and it travelled five parallel to the coast with a depth of stations 5, 8, 11, 14 e 17 m. The total richness reached twelve species, belonging to three superfamilies, six families and eleven genera. Of these, six species of penaeid shrimps are marketed: *Xiphopenaeus kroyeri*, *Artemesia longinaris*, *Pleoticus muelleri*, *Farfantepenaeus brasiliensis*, *Farfantepenaeus paulensis* and *Litopenaeus schmitti*. The other species of penaeids *Rimapenaeus constrictus* and *Sicyonia dorsalis*, and caridean shrimps *Exhippolysmata oplophoroides*, *Alpheus intrinsecus*, *Nematopalaemon schmitti* and *Periclimenes paivai* belong to bycatch of fisheries resources. *X. kroyeri* was a dominant (*D*) species in space and time, presenting discrepant values of relative abundance 97.7% when compared with the second most abundant species *P. muelleri* 1.1%, a circumstance that directly influenced the results of cluster analysis, the diversity (*H'*) and evenness (*J'*) values, which were high when the abundance of the species was lower. The patterns of the marine shrimp communities investigated in other regions were corroborated by the result of this study. Changes in shrimp communities could be related to variations in measured environmental variables and biological requirements specific to each species. The bottom temperature and sediment grain size were the preponderant factors (RDA, $p < 0.05$) in the establishment of the species in the study area. These factors also influenced the distribution of these species in the months and depths sampled. Therefore the habitat selection was related with the conditions of the species in consequence of their limitation to the environment. Two reasons which may act concurrently were proposed to explain the overlap in space and time of the most abundant species, 1) this distinction is due to the fact of their biological limitations facing different habitats formed from the variations of environmental variables measured and/or 2) it could be related to biological aspects, i.e., the interactions among the organisms, not only shrimps, but other species present in the environment. It could generate trends of competitive exclusion, habitat selection, compartmentalized structures among other conditions. Since *X. kroyeri* is, currently considered a species of great marketing on a global level, other species captured in this study are also used for this purpose, and the gear used in the fishery is not selective (biodiversity loss), so there is a clear need for an intervention aimed at the conservation of these species, mainly because we consider that these species interact in the environment and have their ecological importance.

Keywords: Habitat characteristics, Decapoda communities, Babitonga Bay, environmental variables, fishery management.

Introdução

O ambiente marinho abriga diversas populações de organismos, sendo os crustáceos decápodos um dos grupos mais comuns, com a maioria das espécies ocorrendo nas regiões tropicais e subtropicais e, por sua vez, tendendo a diminuir em direção às regiões temperadas-frias e polares. Sua distribuição está principalmente relacionada aos fatores ambientais (Boschi, 2000, Lenihan & Micheli, 2001), além das interações biológicas (Bruno & Bertness, 2001; Lenihan & Micheli, 2001).

Nesse sentido, uma identificação prévia das espécies presentes em um determinado local é crucial para uma adequada interpretação dos fatores ou processos que podem influenciá-las, tais como extinção de populações locais, introdução de espécies exóticas e estrutura química, física e biológica do seu sedimento (Lenihan & Micheli, 2001; Bertini *et al.*, 2004, 2010). A abundância individual, a biomassa, a composição e a riqueza das espécies variam no espaço e no tempo conforme a influência de distúrbios naturais ou antropogênicos (Lenihan & Micheli, 2001; Bertini *et al.*, 2004).

O substrato é relevante no estabelecimento dos organismos uma vez que a fauna bentônica associada aos substratos não consolidados tem comportamento e morfologia adaptada a viver em um ambiente tridimensional (meiofauna) e um sedimento fluído (epifauna) (Abele, 1974; Lenihan & Micheli, 2001) e, além disso, a composição das espécies está relacionada com a heterogeneidade do substrato (Abele, 1976). Outros fatores ambientais que afetam as comunidades podem ter ação positiva ou negativa, dependendo da espécie, como no caso da temperatura, salinidade e turbidez da água (Cuesta *et al.*, 2006; Castilho *et al.*, 2008b). Portanto, o conhecimento do padrão da diversidade biológica e os processos moduladores no hábito de vida das espécies bentônicas e sua comparação em estudos futuros servem como suporte para a conservação da biodiversidade local.

Uma larga fração dos ecossistemas marinhos (41%) é afetada de maneira significativa por uma grande variedade de ações antrópicas, entre elas a pesca, não existindo atualmente local livre de sofrer algum tipo de impacto (Halpen *et al.*, 2008). Pela história da pesca, foi possível observar um declínio na biodiversidade conforme as inovações humanas nos apetrechos foram aprimoradas (Pitcher & Pauly, 1998).

Desde 1950, a pesca de invertebrados tem se expandido rapidamente em todas as regiões do mundo (Anderson *et al.*, 2011). Em adição, tanto o crescimento das populações humanas ao longo das regiões costeiras (Bertness, 1999), como a antiga exploração do camarão em regiões intertropicais (Garcia & Le Reste, 1986), têm intensificado o impacto sobre as comunidades naturais. A respeito da sua importância, tanto os camarões como demais invertebrados compõem a base das teias tróficas e podem apresentar estoque limitado e, portanto, é necessário priorizar a elaboração de planos de gestão eficientes e coerentes que visem a sua conservação, para então, evitar consequências negativas aos ecossistemas oceânicos (Bertness, 1999; Anderson *et al.*, 2011).

A exploração dos camarões peneídeos costeiros da zona tropical é uma atividade antiga que se estendeu rapidamente para a América do Sul (Garcia & Le Reste, 1986). A pesca de arrasto de camarões na região sul do Brasil, vem sendo regulamentada desde a década de 70, motivada pela expressiva queda no rendimento da captura do camarão-rosa, que era a espécie alvo em 1973. Estes resultados foram determinados pelo crescimento da frota, com a política de incentivos fiscais à pesca no início dos anos 70. Em meados da década de 80, o que auxiliou a atividade foram as facilidades de investimento proporcionadas por um plano econômico (Cruzado) do Governo Federal (Perez *et al.*, 2001a).

A pesca de arrasto vem sendo reconhecida como um dos principais impactos causados aos organismos bentônicos. No caso dos camarões marinhos, já não é possível determinar uma espécie alvo porque a captura tornou-se multiespecífica (D’Incao *et al.*, 2002; Anderson

et al., 2011), ou seja, outras espécies como *Artemesia longinaris* Bate, 1888 e *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) estão sendo incluídas nas pescarias (D'Incao *et al.*, 2002; Costa *et al.*, 2004, 2005; Castilho *et al.*, 2007, 2008a, 2012). Hoje, o camarão tem a maior participação no valor total dos produtos da pesca comercializados internacionalmente (17% em 2006, incluindo a aquicultura) (FAO, 2009). Worm *et al.* (2006), analisando dados de pesca de espécies de peixes e invertebrados, constataram que em 50 anos a queda nas capturas foram aceleradas, com 29% das atuais espécies capturadas já sendo consideradas colapsadas desde 2003. Juntamente a essa informação, Anderson *et al.* (2012) constataram que em 2006 32% das pescarias globais já foram consideradas em desenvolvimento, 27% totalmente exploradas, 25% como superexploradas e 16 % como colapsadas.

Em relação aos camarões em específico, alguns estudos realizados com *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) demonstraram variações nas capturas durante quase 60 anos, com maiores capturas registradas em 1964 e subsequente declínio com alguns pequenos picos, porém, com significativas quedas a partir de 2006 até 2009 (Hart *et al.*, 2012). Segundo Castilho *et al.* (2012), utilizando dados compilados (Instituto de Pesca, São Paulo; <http://www.pesca.sp.gov.br>), a total produção de *P. muelleri* declinou ao longo de 14 anos de pesca. A diminuição ou desaparecimento de uma espécie, em consequência da sobrepesca, resulta em mudanças graduais nas comunidades ecológicas (Jackson *et al.*, 2001).

A pesca também afeta as espécies que são carreadas juntamente com as espécies comerciais e que são descartadas posteriormente (Hall *et al.*, 2000). A denominada fauna acompanhante ou *bycatch* é definida por Alverson *et al.* (1994) como manutenção da captura de espécies não visadas juntamente a porção das capturas devolvidas ao mar. Segundo Hall (1996), trata-se de uma porção da captura que é descartada no mar morta ou ferida a tal ponto que a morte é o resultado mais provável, pois esses organismos têm pouco ou nenhum valor econômico ou porque essa retenção é proibida por lei. De acordo com Hall *et al.* (2000), uma

das questões que mais afeta a gestão de pesca atualmente é a fauna acompanhante. A mortalidade acidental principalmente de espécies que possuem uma vida longa e taxas reprodutivas baixas dificulta a sua conservação. Quando consideramos que em uma comunidade há interações entre os indivíduos, a extração do *bycatch* pode prejudicar por impactar predadores de topo que podem ser espécies chave na manutenção de biodiversidade.

Na pesca do camarão sete barbas, os crustáceos estão em 2º lugar como fauna acompanhante. A captura dos organismos é resultado primeiramente da baixa seletividade dos apetrechos de captura e em segundo da riqueza das espécies, da região nerítica, bentônica e demersal (Severino-Rodrigues *et al.*, 2002).

Ademais, esse tipo de atividade também danifica os componentes estruturais do habitat onde estas espécies se estabelecem como abrigo em rochas ou em outros organismos sésseis como esponjas e antozoários (Freese *et al.*, 1999). A diversidade biológica pode ser mantida somente se os habitats forem preservados (Sinclair *et al.*, 1995).

A fauna bentônica representa uma importante ligação trófica em ecossistemas costeiros e estuarinos, reciclando nutrientes e auxiliando na desintoxicação do mesmo por poluentes (Lenihan & Micheli, 2001). Esses processos ecológicos são fundamentais para a preservação das comunidades, porém, torna-se difícil compreendê-los se o foco dos nossos estudos é específico.

A existência da diversidade biológica certamente contribui para a manutenção do ecossistema e sua conservação deveria ser embasada por uma gestão de recursos com base na comunidade como um todo ao invés de em uma única espécie (Pitcher, 2000; Colloca *et al.*, 2003). Uma única espécie ou assembleias de espécies podem influenciar de diversas formas a composição de toda a comunidade, a qual possui uma propriedade, que equivale à soma das propriedades dos indivíduos residentes mais suas interações (Begon *et al.*, 2007).

Considerando essa concepção, atualmente observa-se uma transição gradual na pesca, selecionando a favor de espécies menores e reduzindo os níveis tróficos, o que torna os ambientes mais pobres, em detrimento da falta de viabilidade deste sistema (Pauly *et al.*, 1998). Em Santa Catarina a pesca dos camarões assumiu grande importância econômica, histórica, social e cultural, que desencadeou no desenvolvimento atualmente, tanto da pesca artesanal quanto industrial (Branco, 2005; Branco & Fracasso, 2004).

A região de estudo encontra-se em uma área adjacente à Baía da Babitonga que é uma das principais formações estuarinas do sul do Brasil (DNIT/IME, 2004). Esse complexo estuarino é considerado um importante berçário para muitas espécies (Knie, 2002), porém, vem de longa data sendo alterado por atividades antrópicas desde a colonização da região nordeste de Santa Catarina. Na década de 30 foi promovido o fechamento do Canal do Linguado para a construção do aterro da BR-280. Nesse período não havia preocupações com os problemas ambientais, mas ocorreram além da interrupção na hidrodinâmica estabelecida no interior da baía, alterações nos processos de sedimentação internos e externos a este sistema (Rodriguez, 2000; Vieira *et al.*, 2008).

De acordo com Rodriguez (2000), à Baía da Babitonga (em seu entorno) abrange não somente o patrimônio ambiental, mas fornece condições de uso rentáveis, cuja economia encontra-se em amplo desenvolvimento. O município de Joinville, considerado o maior polo urbano e industrial de Santa Catarina, conta com mais de 700 indústrias. São Francisco do Sul comporta um dos principais portos de entrada e saída de mercadorias do sul do Brasil, além de um terminal petrolífero. Segundo Löwenberg-Neto & Navarro-Silva (2002), esse porto é um dos pontos de referência marítima nacional, responsável por grande parte do transporte marítimo do estado.

De acordo com Romanzini (2009), apesar de ser um porto de grande importância foi perdendo gradativamente sua capacidade de carga como reflexo do processo de modernização

e a necessidade de dragagens não realizadas por impedimento de órgãos ambientais. Atualmente, um novo porto está sendo construído dentro da Baía no município de Itapoá, e ainda não se sabe ao certo a dimensão dos seus impactos.

Outras atividades realizadas na região também afetam o ambiente, como seu forte potencial turístico por ser um dos mais belos e poucos conhecidos ecossistemas do país, cercados por manguezais e por grandes áreas de mata, juntamente à preservação dos traços culturais dos colonizadores (DNIT/IME, 2004). Alguns impactos são provenientes do continente, como é o caso do uso do solo para atividade agrícola que causa o seu assoreamento e contribui para carrear pelos rios defensivos agrícolas e nutrientes devido ao corte das árvores, e também o lançamento de esgotos domésticos sem tratamento prévio (Rodriguez, 2000; Romanzini, 2009).

Nenhum estudo até o momento foi efetuado sobre a comunidade de camarões ou biologia reprodutiva em regiões próximas à Baía da Babitonga. Considerando o estado de Santa Catarina, Freitas Júnior *et al.* (2010) monitoraram a abundância e diversidade da carcinofauna durante 8 anos no município de Florianópolis e Moreira (2011) verificou a diversidade, ocorrência e distribuição da fauna de invertebrados demersais.

As demais investigações existentes foram realizadas no âmbito de associação entre organismos demersais e macroinvertebrados (Branco *et al.*, 1998), populacional de *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Branco *et al.*, 1999), avaliação da pesca dos camarões na região sul (D’Incao *et al.*, 2002) e carcinofauna acompanhante na pesca do camarão sete barbas (Perez *et al.*, 2001ab; Branco & Fracasso, 2004), biologia e pesca de *X. kroyeri* (Branco 2005; Branco & Verani, 2006), aspectos da pesca artesanal do camarão sete-barbas (Bail & Branco, 2007), e aspectos bioecológicos dos camarões pescados (Avila, 2008).

Alguns trabalhos de âmbito ecológico com camarões foram realizados no estado de São Paulo sobre a composição e abundância dos camarões peneídeos na enseada de Ubatuba,

Nakagaki *et al.* (1995) e Costa *et al.*(2000); abundância e composição dos camarões peneídeos e carídeos na Enseada de Fortaleza (Ubatuba), Fransozo *et al.* (2002); e distribuição ecológica dos camarões Dendrobranchiata em Ubatuba e Caraguatatuba, Castilho *et al.*(2008b). Observando a falta de estudos de âmbito ecológico e populacional (biologia reprodutiva) nas comunidades marinhas na região da Baía da Babitonga, fica clara a necessidade e importância desse tipo de pesquisa, principalmente em locais onde há algum tipo de impacto ambiental.

Portanto, o objetivo do presente estudo foi examinar os aspectos ecológicos da comunidade de camarões marinhos identificando padrões temporais e espaciais na composição, riqueza, abundância, distribuição e diversidade das espécies na região sul do Brasil, área adjacente à Baía da Babitonga. Os padrões de abundância e distribuição também foram avaliados em relação às mudanças nas variáveis ambientais (temperatura e salinidade da água; teor de matéria orgânica e textura do sedimento; e pluviosidade).

Material & Métodos

1.) Caracterização da área de estudo

A Baía da Babitonga possui 130 Km² de área total, situada entre as coordenadas geográficas de (26°02'00"-26°28'00"S e 48°28'00"- 48°50' 00"W) (Wunderlich *et al.*, 2008), com superfície hídrica de 160 km² (Mazzer & Gonsalves, 2011). No seu entorno estão localizados os municípios de São Francisco do Sul, Joinville, Araquari, Garuva, Itapoá e Balneário Barra do Sul (Rodriguez, 2000; Löwenberg-Neto & Navarro-Silva, 2002). A Baía da Babitonga pode ser dividida em três setores, sendo um deles compreendido pela baía propriamente dita (Setor Principal) e os outros dois por um canal que segue ao norte (Setor Palmital) e outro ao sul (Setor Linguado), confluindo na altura da Ilha do Mel (26°17'54"S-48°44'31"S) (Wunderlich *et al.*, 2008).

A ligação desse complexo estuarino com o Oceano Atlântico ocorre pela desembocadura com cerca de 1.850 metros de largura, entre as praias Figueira do Pontal (município de Itapoá) e Praia do Capri (São Francisco do Sul) (DNIT/IME, 2004). Caracteriza-se por ser o maior complexo estuarino do estado de Santa Catarina e por preservar a maior área de manguezal do território catarinense. A bacia hidrográfica da baía da Babitonga, com uma superfície de 1.567 km², drena os terrenos dos municípios que a circundam (Vieira *et al.*, 2008). A sua peculiar malha hídrica é caracterizada pela altitude, estrutura geológica, sua proximidade e localização paralela à costa da Serra do Mar (Rodriguez, 2000).

De acordo com Rodriguez (2000), a Baía da Babitonga é rodeada em grande parte por vegetação nativa e áreas importantes de manguezal. A região apresenta um clima mesotérmico úmido, com verão quente e sem estação seca. Um total de 24 ilhas se encontra na Baía da Babitonga destacando-se em superfície, a Ilha da Vaca e dos Herdeiros, somadas a

25 ilhas oceânicas. Existem 57 ilhas no canal do Linguado (Setor Linguado), com destaque à Ilha do Mel, Ilha Comprida e Ilha do Linguado. Um dos principais rios que desagua na Baía da Babitonga, o rio Palmital e o canal de Três Barras possuem 37 ilhas fluviais (FATMA, 1981).

Segundo Knie (2002), a região é considerada um complexo estuarino importante para a criação e manutenção de espécies marinhas e estuarinas por sua influência direta na plataforma adjacente e da área de manguezal ser significativa. Apesar da sua importância ecológica, as encostas de vegetação sofreram grande efeito antrópico, descaracterizando o ambiente original (Rodriguez, 2000). De fato, no período da colonização da região nordeste de Santa Catarina, a região foi alvo dos impactos advindos da ação antrópica dos ambientes adjacentes, e atualmente continua sofrendo com essas perturbações, entre elas: a intensa urbanização, a presença de um oleoduto da Transpecto (São Francisco do Sul) que abastece a refinaria Getúlio Vargas em Araucária (Paraná) (Alexandre *et al.*, 2006), a existência do cultivo de organismos marinhos (ostreicultura), a alta concentração de parques fabris com a presença do maior polo industrial do estado no entorno da baía, caracterizado por atividades dos setores metalúrgico, têxtil, galvânico e de produção de PVC, e atividade portuária (Tureck *et al.*, 2006; Vieira *et al.*, 2008).

Porém, um dos maiores impactos ocorreu na década de 30, juntamente ao fator de expansão das áreas urbanas. A Ilha de São Francisco do Sul foi considerada uma área estratégica para alojar o porto e conseqüentemente aumentar a atividade comercial. Portanto, a necessidade de construir uma conexão que ligasse a ilha ao continente se tornou imprescindível. A primeira tentativa foi a construção de uma estrada de ferro (que atualmente é a BR-280), porém devido a complexidade da engenharia ser limitada na época e à falta de recursos disponíveis foi decidido aterrar um dos lados do canal e construir uma ponte metálica sobre o outro (Cristofolini *et al.*, 2011; Mattos, 2012). No entanto, a obra passou a apresentar

problemas estruturais e em 1934 foi decidido o fechamento total do canal, porém na época o impacto que seria causado não era considerado (Mattos, 2012). Estas mudanças causaram alterações na hidrodinâmica e nos processos de sedimentação internos e externos a este sistema. Na localidade da Barra Lagoa, situada no município de Balneário Barra do Sul, houve um incremento na taxa de deposição marginal após o fechamento do canal do Linguado, ocasionando a expansão da área urbanizada sobre os sedimentos depositados recentemente (Vieira *et al.*, 2008).

2.) Coleta de dados

Os camarões e os fatores abióticos foram coletados no período matinal, mensalmente de julho de 2010 a junho de 2011, com os meses referentes a julho, agosto e setembro (inverno); outubro, novembro e dezembro (primavera); janeiro, fevereiro e março (verão); e abril, maio e junho (outono). As amostragens abrangeram cinco profundidades (5 m, 8m, 11m, 14m e 17 m) previamente determinadas e perpendiculares à linha da costa (Figura 2).

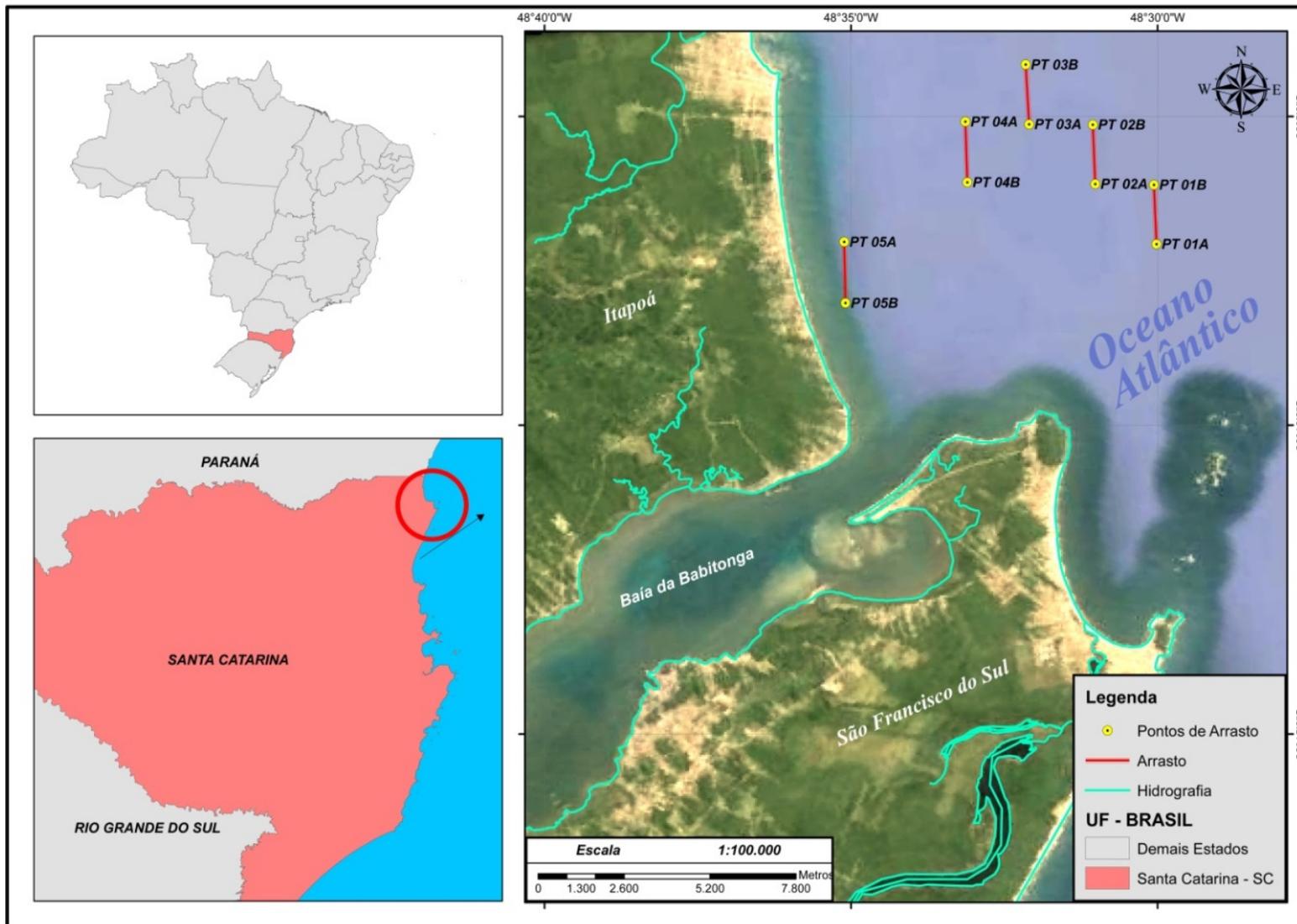


Figura 2: Mapa da região de estudo. Área adjacente à Baía da Babitonga, municípios de São Francisco do Sul e Itapoá, litoral norte do estado de Santa Catarina, discriminando as profundidades amostradas.

Em cada ponto foram registradas as coordenadas de latitude e longitude com um GPS (Global Positioning System) (Tabela I). Esse GPS estava acoplado a um ecobatímetro que foi utilizado para determinar a profundidade.

Tabela I: Coordenadas geográficas das profundidades amostradas em uma área adjacente à Baía da Babitonga, Santa Catarina.

Profundidade	Medida inicial		Medida final	
	Latitude	Longitude	Latitude	Longitude
5	26°07'19"	48°35'68"	26°08'12"	48°35'55"
8	26°05'52"	48°33'82"	26°06'40"	48°33'62"
11	26°05'76"	48°32'58"	26°04'95"	48°32'93"
14	26°06'56"	48°31'11"	26°05'80"	48°31'35"
17	26°07'73"	48°30'30"	26°06'64"	48°30'36"

Na amostragem dos camarões, foi utilizado um barco camaroeiro com redes de arrasto do tipo *double-rig*, com malha de 3 cm e abertura total das redes de aproximadamente 11,5 m (5,75 em cada lado). Cada rede apresenta duas portas de madeira de aproximadamente 22 kg cada, com a função de forçar a sua abertura quando em contato com o fundo. A velocidade do barco mantida durante o arrasto foi de 1,6 nós, calculando que ao final de 30 minutos a distância percorrida foi de 0,5 milhas (1,5 km) em cada estação amostrada. Portanto, a área total percorrida em 30 minutos por estação foi de aproximadamente 18.000m² (Figura 3).



Figura 3: Barco comercial de pesca do tipo camaroeiro utilizado para a realização das coletas. Fonte: Castilho (2011).

3.) Fatores ambientais

Os fatores ambientais foram mensurados mensalmente em todas as profundidades. As amostras de água, tanto para superfície quanto de fundo foram obtidas com uma garrafa de Van Dorn. Das amostras, foi obtida ainda em campo a temperatura com um termômetro de coluna de mercúrio °C e para a salinidade as amostras foram acondicionadas em frascos com tampa de pressão e as mensurações foram realizadas em laboratório, utilizando um refratômetro óptico específico.

Os dados de pluviosidade foram fornecidos pela base meteorológica de Itapoá Epagri/Ciram (<http://ciram.epagri.sc.gov.br>).

O substrato foi coletado com um pegador de fundo tipo Petersen (área de 0.09 m²). Cada amostra foi individualizada em sacos plásticos, etiquetados (com a data e estação de

coleta) e acondicionados em caixas térmicas com gelo para transporte até o laboratório. Quando necessário, foram congeladas até que o material pudesse ser analisado, a fim de evitar perda de material biológico.

Todo o procedimento para a análise de sedimento seguiu como referência os trabalhos de Hakanson e Jansson (1983) e Tucker (1988). Em laboratório, as amostras foram transferidas para recipientes de alumínio, secas e esterilizadas em estufa a 70°C por aproximadamente 72 horas. Esse processo foi realizado para que haja perda da água (desidratação), ou seja, estabilização do peso. Posteriormente a este processo, cada amostra foi analisada a fim de se estabelecer o teor de matéria orgânica, granulometria e medidas de tendência central.

Para obter o teor de matéria orgânica (M.O.), foram separadas três subamostras de 10 gramas do substrato de cada ponto, foram acondicionadas em cadinhos de porcelana e incineradas a 500 °C, durante três horas, em uma mufla. Quando completado esse processo, as amostras foram resfriadas, e cada uma foi novamente pesada, obtendo-se pela diferença de peso inicial para o final, o teor de matéria orgânica do substrato (peso livre das cinzas), o qual foi posteriormente convertido em porcentagem.

Para a granulometria (textura do sedimento), a primeira etapa do processo consistiu em separar as frações de silte+argila das demais frações. Então, tomaram-se subamostras de 100 gramas do sedimento, nas quais foram tratadas com 250 ml da solução 0,2N de hidróxido de sódio (NaOH). Em seguida, o sedimento foi agitado por cerca de 5 minutos e, desta forma, as partículas de silte+argila que estavam aderidas às demais partículas foram liberadas. Posteriormente as subamostras foram lavadas em uma peneira com malha de 0,063 mm, permitindo assim somente a passagem de silte+argila. Após esse processo, as subamostras foram novamente colocadas no recipiente correspondente ao ponto e data de coleta e secas em estufa (70 °C) por 24 horas. Em seguida, as subamostras foram peneiradas em um conjunto de

seis peneiras de malhas diferentes (peneiramento diferencial) dispostas em ordem decrescente, pelo tempo necessário, de acordo com a escala de Wentworth (1922). Com isso, obteve-se a separação dos grânulos de diferentes diâmetros do sedimento em cada peneira, cujo conteúdo foi novamente pesado, encontrando-se assim a porcentagem média de cada fração. A diferença do peso total para completar 100g foi a quantidade de silte e argila do substrato.

As frações granulométricas expressas foram:

- Fragmentos biodetríticos e ou/cascalho (>2mm);
- Areia muito grossa (1[–2mm);
- Areia grossa (0,5[–1mm);
- Areia média (0,25[–0,5mm);
- Areia fina (0,125[–0,25mm);
- Areia muito fina (0,063[–0,125mm).

De acordo com Suguio (1973), a partir da porcentagem das frações granulométricas de cada ponto, calcularam-se as medidas de tendência central, que são parâmetros estatísticos importantes para a análise do sedimento caracterizando a classe granulométrica mais frequente. É utilizado o Phi ou ϕ que são valores correspondendo a 16th, 50th, 84th percentuais para determinar o diâmetro médio do sedimento. Tais valores foram calculados com base nos dados extraídos graficamente de curvas acumulativas de distribuição de frequência das amostras do sedimento, seguindo a escala de ϕ e mediante a fórmula $Md = (\phi_{16} + \phi_{50} + \phi_{84}) / 3$. As classes de ϕ foram convertidas nas frações granulométricas aplicando $-\log_2$, obtendo desse modo as seguintes classes:

- Areia muito grossa (-1[–0);
- Areia grossa (0[–1);
- Areia média (1[–2);
- Areia fina (2[–3);

- Areia muito fina (3[--4);
- Silte e argila (>4).

4.) *Material biológico*

A triagem inicial foi realizada no campo separando os camarões dos demais organismos, os indivíduos foram colocados em sacos plásticos devidamente etiquetados (data e estação de coleta) e acondicionados em caixas térmicas com gelo para o seu transporte até o laboratório a fim de serem analisados. Em laboratório, os camarões peneídeos capturados foram identificados segundo Costa *et al.* (2003), e os camarões carídeos foram identificados de acordo com as chaves específicas de cada grupo (uma vez que não há uma chave geral), portanto, foram utilizados os trabalhos de Chace (1972, 1969), Williams (1984), Christoffersen (1979, 1984), Abele & Kim (1989), Holthuis (1952, 1993) e Ferreira *et al.*, (2010). Após a identificação, o número de indivíduos em cada ponto foi registrado.

5.) *Análise dos dados*

A riqueza (S) das espécies foi determinada pela contagem das espécies presentes na área de estudo (Krebs, 1989; Begon *et al.*, 2007) e a abundância referente ao número total de indivíduos registrados nas amostras (Krebs, 1989).

A diversidade (H') das espécies foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener (Pielou, 1966) que considera dois componentes: a riqueza e abundância relativa das espécies (Begon *et al.*, 2007). Esse índice é baseado no raciocínio de que a diversidade ou informação em um sistema natural pode ser medida de forma similar à informação contida em um código ou mensagem (Magurran, 2011). O índice H' é expresso pela fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (P_i) \log (P_i)$$

H' = Índice de diversidade;

S = Número de espécies;

P_i = Proporção da espécie “ i ” na amostra, ou seja, número da espécie i em relação ao total de indivíduos na amostra. $P_i : ni/N$;

ni : abundância absoluta da espécie “ i ”

Σ = somatória.

Para este cálculo foi utilizado o logaritmo normal bits/indivíduo (Krebs, 1989).

A equitabilidade (= equidade) foi expressa segundo Pielou (1975). Leva em consideração o grau de uniformidade entre as espécies (Magurran, 2011). Esse índice pode ser quantificado de 0 a 1, no qual, quanto mais próximo de 1, mais uniformemente as espécies estão distribuídas entre as amostras (Begon *et al.*, 2007) pela fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H_{máx}}$$

$H_{máx}$ = índice de diversidade máxima. O $H_{máx}$. = $\log_2 S = -\log_2 (1/S) =$ o valor máximo de H' para S espécies. Valor obtido na situação ideal em que todas as espécies têm mesma proporção.

S = número de espécies;

H' = índice de diversidade de Shannon.

Foi utilizado o índice de dominância de Berger-Parker (1970), que corresponde à abundância proporcional da espécie mais abundante (Magurran, 2011). Neste caso:

$$D = \frac{N_{máx}}{N}$$

$N_{máx}$ = número de indivíduos da espécie mais abundante;

N_{total} = número total de indivíduos na amostra.

Ambos os índices de diversidade, equitabilidade e dominância foram calculados no *software Past V. 1.48* e *BioDiversity Pro* versão 2.

O índice de Hill (1973) ou riqueza aparente foi utilizado para verificar o número das espécies mais importantes do conjunto estimado com base nas proporções dos componentes.

$$S_{\text{aparente}} = 2^H$$

A análise de componentes principais *Principal Components Analysis* (PCA) foi utilizada para a matriz de fatores ambientais mensurados (temperatura de fundo, salinidade de fundo, granulometria do sedimento-Phi e concentração de matéria orgânica associada ao sedimento). Essa análise representa uma maneira simples de ordenar os dados multivariados. Com tal análise é possível criar novas variáveis (chamadas eixos principais), das quais as amostras recebem scores e são colocadas em ordem, podendo representar uma simplificação útil de padrões em conjuntos de dados multivariados complexos. Portanto, um dos objetivos da técnica é a redução de dados (Gotelli & Ellison, 2011). Uma análise de correlação de Spearman foi realizada entre as variáveis ambientais, a fim de verificar se existia correlação entre as mesmas. Na presença de correlação, houve a eliminação da variável na realização da PCA e RDA.

Alves *et al.* (2012) utilizaram a análise de agrupamento para verificar as semelhanças das espécies da abundância relativa e constância de ocorrência, em detrimento do tradicional modelo utilizado de classificação proposto por Dajoz (1983) no cálculo da constância das espécies. No presente estudo, adotamos o método de Alves *et al.* (2012), reconhecendo a maior sensibilidade ao agrupar as espécies de acordo com esses atributos.

Foi utilizada a abundância absoluta como parâmetro na análise de agrupamento (cluster) entre as espécies (modo R), no qual as mesmas foram agrupadas com o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (1957), que varia de 0 (similar) a 1 (dissimilar) (Krebs, 1989), e o método de ligação utilizado foi a média aritmética ponderada UPGMA (*Unweighted Pair*

Group Method with Arithmetic Mean) (Krebs, 1989), que apresentou o maior valor de coeficiente de correlação cofenético (Coph.: corr.). Os grupos foram formados a partir de 70% de similaridade. O agrupamento é o tipo mais familiar de análise de classificação (processo pelo qual são agrupados objetos com base nas distâncias multivariadas entre eles). Sendo um método muito simples e intuitivo de representar diferenças entre amostras e/ou comunidades (Gotelli & Ellison, 2011; Magurran, 2011). Em primeira instância o método foi realizado com a intenção de estimar a importância ecológica das espécies presentes na comunidade. O cálculo foi realizado no *software Past V. 1.48* que calcula o índice inverso de Bray-Curtis (1957) (conversão para um índice de similaridade, onde 0 agora é dissimilar e 1 é similar) e a representação foi na forma de dendrograma, com grupos formados a partir de 70% de similaridade. Apesar de este índice ser afetado pelo tamanho da amostra, ele não favorece as espécies mais abundantes (Wolda, 1981).

A análise de redundância *Redundancy Analysis* (RDA) foi utilizada a fim de verificar a relação entre a composição das espécies (medida como as abundâncias de cada uma) e as características ambientais (Legendre & Legendre, 1998). Essa análise é uma extensão direta da regressão múltipla para o caso multivariado, cujos dados de composição de espécies representam a variável resposta multivariada e as variáveis ambientais representam a variável preditora multivariada. A diferença entre a RDA e a análise de correspondência canônica “Canonical Correspondence Analyses” (CCA), que também é usada com a mesma proposta da RDA, é que a RDA assume uma relação causal entre as variáveis dependentes e independentes, enquanto a CCA tem o foco na geração de um eixo unimodal em relação às variáveis respostas (Gotelli & Ellison, 2011). Sánchez *et al.*, (2008) utilizaram a RDA pelo melhor ajuste ao modelo linear do que um modelo unimodal da relação das espécies com o ambiente. Para a realização da análise, a matriz de dados de fatores abióticos foi padronizada em z-score ($z = (X - m) / s$, onde X = média, m = média amostral e s = desvio padrão amostral).

Esse procedimento é realizado, pois cada variável está em uma escala distinta (Lepš & Šmilauer, 2003). A rotina *vegan* foi utilizada, inserida no programa *R* (Development Core Team, 2009).

Em um segundo momento, a análise de agrupamento foi realizada entre as profundidades e entre os meses (modo Q), a fim de verificar padrões entre os mesmos conforme a abundância das espécies. Para a análise, foi utilizado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (1957), com a matriz de dados transformada em raiz a quarta e posteriormente padronizada por intervalo *standardized by range* (subtraindo o valor mínimo e dividindo pelo intervalo, assim os dados ficam entre 0 e 1) (Quinn & Keough, 2002). Porém, para essa análise foi utilizado o programa *R* (Development Core Team, 2009), usando a rotina *pvclust* no pacote *pvclust* (Suzuki & Shimodaira, 2009), uma vez que a entrada de dados do agrupamento anterior não foi compatível com o programa.

Com esse método é possível gerar valores de probabilidade para os agrupamentos utilizando a técnica de reamostragem de *bootstrap* (Efron, 1979), para acessar a sua confiabilidade. Dois tipos de valores de p são disponíveis: *approximately unbiased* (AU) e probabilidade bootstrap *bootstrap probability* (BP) (Suzuki and Shimodaira, 2006). O Coph. corr. foi usado para testar a eficiência do agrupamento (método de ligação que proporcionou agrupamentos com maiores valores de confiança), assim como no trabalho de Singh *et al.* (2011), é um simples coeficiente de correlação entre a matriz original de dissimilaridade e a matriz final de dissimilaridade (matriz cofenética) produzida depois do algoritmo de agrupamento recalculando as diferenças (Lessig, 1972). Segundo Singh *et al.* (2011), uma alta correlação mostra que o algoritmo não distorce as informações contidas na matriz de dissimilaridade original.

As análises estatísticas foram efetuadas por meio do programa *R* (Development Core Team, 2009) e Past (versão 1.48). O nível de significância adotado foi de 5%. Anteriormente

às análises multivariadas, os dados das variáveis que não apresentarem distribuição normal foram transformados para atender as premissas dos testes estatísticos (Zar, 1999). Porém, devido à grande discrepância nos valores de abundância entre as espécies, os dados de abundância foram previamente transformados em raiz a quarta, conforme recomendação proposta por Krebs (1989).

Resultados

1.) Variáveis ambientais

De acordo com os objetivos propostos neste estudo e a pequena variação encontrada entre algumas variáveis ambientais (temperatura de fundo e superfície; salinidade de fundo e superfície), constatada pela PCA (Análise de Componentes Principais) juntamente aos resultados da correlação de Spearman, as variáveis que apresentaram uma alta correlação não foram analisadas.

A temperatura de fundo variou de 17,5 °C a 27°C, com média geral de $25,3 \pm 2,59$ °C. Mensalmente, a temperatura de menor valor médio foi registrada em agosto $18,2 \pm 2,56$ °C e a maior em fevereiro $26,1 \pm 2,59$ °C (Figura 4).

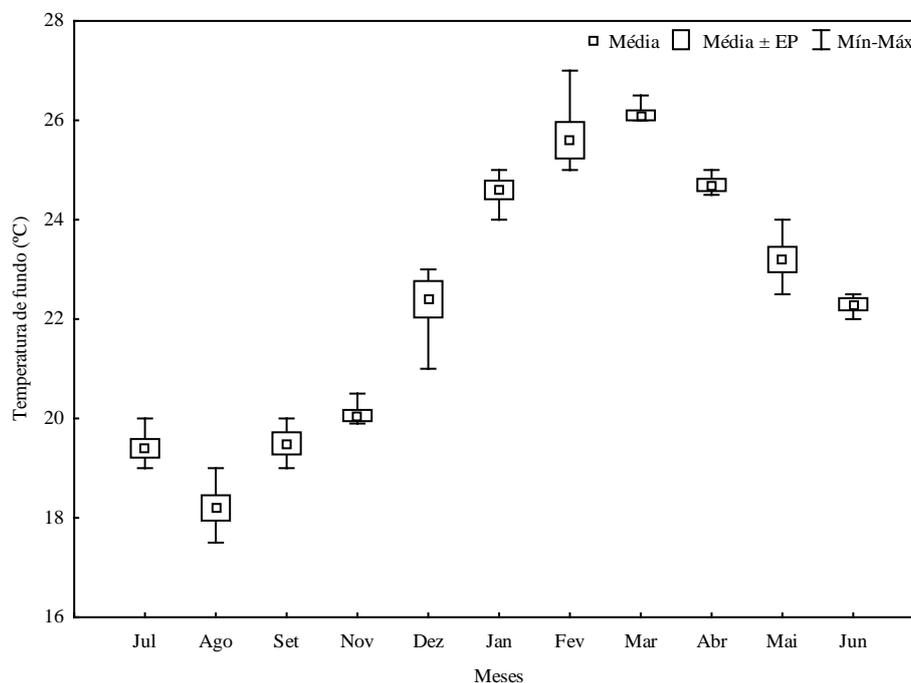


Figura 4: Variações mensais na temperatura de fundo durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. EP: erro padrão; Mín-Máx: valores mínimos e máximos.

Em relação às profundidades, a média da temperatura teve uma pequena variação, com $22,8^{\circ}\text{C} \pm 2,72^{\circ}\text{C}$ nos 5 metros e $21,8^{\circ} \pm 2,71^{\circ}\text{C}$ nos 17 metros. Os valores mínimos e máximos de cada profundidade variaram de modo semelhante com amplitude de 8°C a 9°C , com a maior temperatura registrada nos 5 metros (27°C) e a menor nos 17 metros ($17,5^{\circ}\text{C}$) (Figura 5).

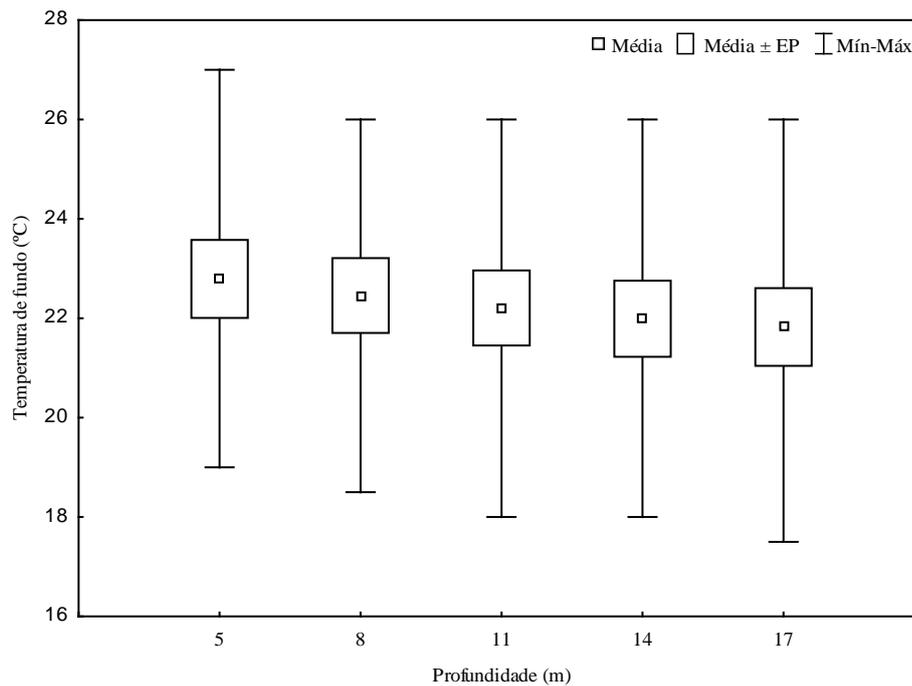


Figura 5: Variações na temperatura de fundo entre as profundidades em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. EP: erro padrão; Mín-Máx: valores mínimos e máximos.

Valores médios de salinidade de fundo não variaram em grandes escalas entre os meses (Figura 6) e profundidades (Figura 7). Variando de 31 a 36, com média geral de $33,4 \pm 1,51$. Uma diminuição nos valores médios de salinidade foi observada entre setembro e março (de $31,4 \pm 1,47$ a $33,8 \pm 1,56$), aumentando nos meses consecutivos até $35,6 \pm 1,56$ em junho. O menor valor médio de salinidade registrado foi na menor profundidade (5 metros: $32,6 \pm 1,56$), enquanto o maior foi na maior profundidade (17 metros: $34,0^{\circ}\text{C} \pm 1,29$).

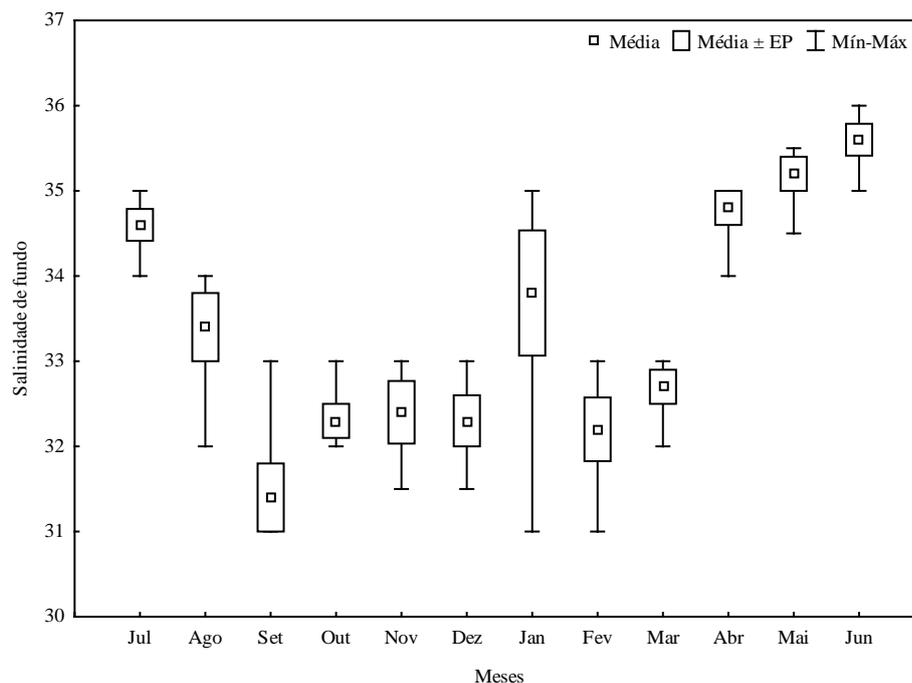


Figura 6: Variações mensais na salinidade de fundo durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. EP: erro padrão; Mín-Máx: valores mínimos e máximos.

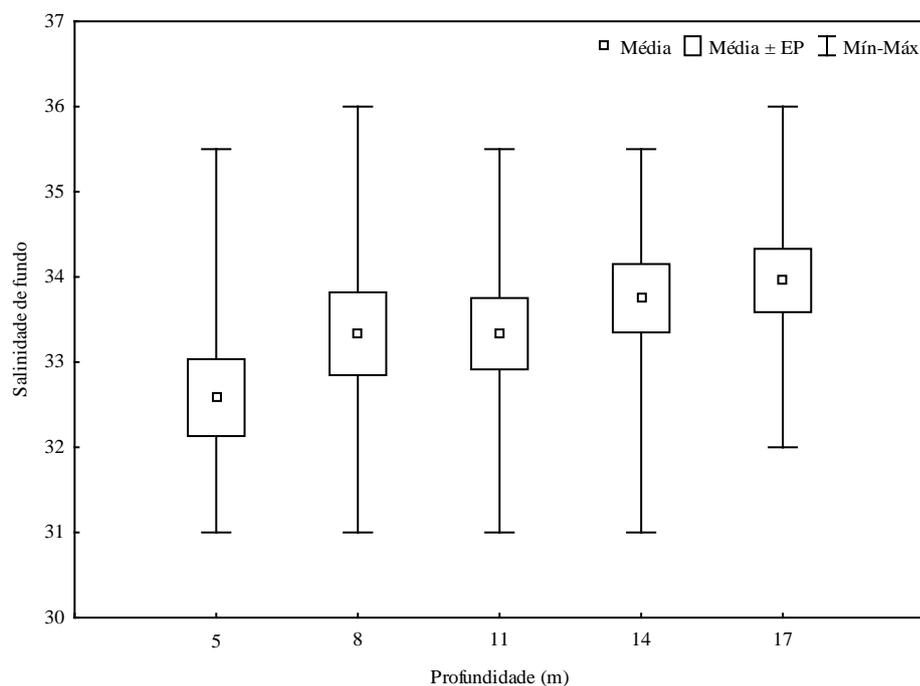


Figura 7: Variações na salinidade de fundo entre as profundidades em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. EP: erro padrão; Mín-Máx: valores mínimos e máximos.

Em geral, o sedimento na área estudada tanto nas profundidades quanto mensalmente foi caracterizado por apresentar grãos finos. Nas profundidades menores (5 aos 11 m), foi possível observar maior acumulação do silte e argila (com valores de $\Phi > 4$), e as demais

profundidades (14 aos 17 m) foram constituídas de areia muito fina (com valores de Phi entre 3 e 4) (Figura 8). Os maiores valores médios do conteúdo da matéria orgânica foram obtidos nas profundidades 5, 11 e 17 m (Figura 9).

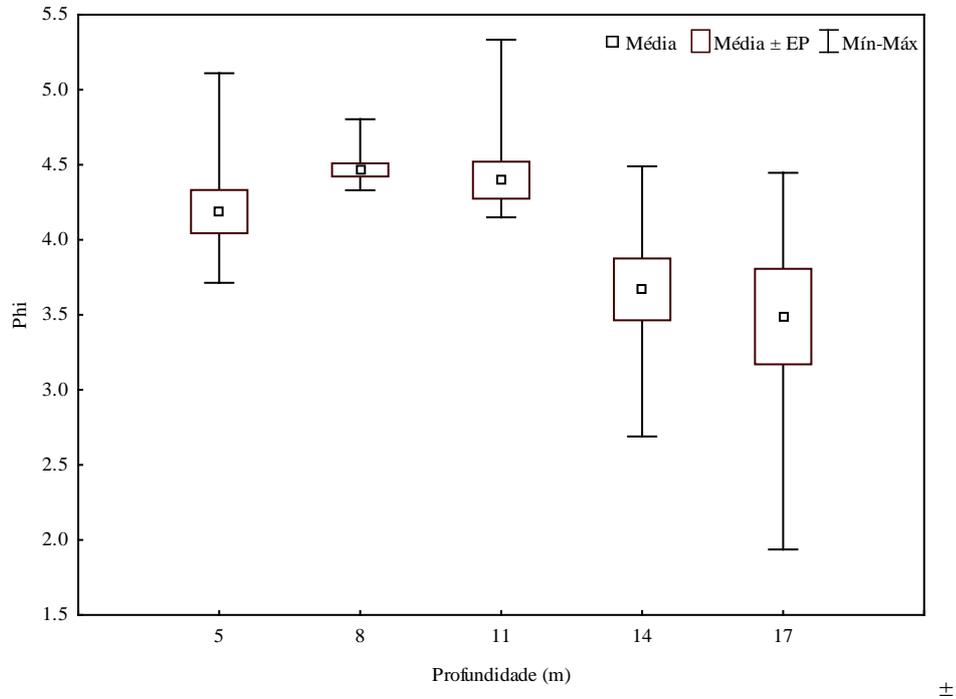


Figura 8: Variações nos valores de Phi (granulometria do sedimento) entre as profundidades em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. EP: erro padrão; Mín-Máx: valores mínimos e máximos.

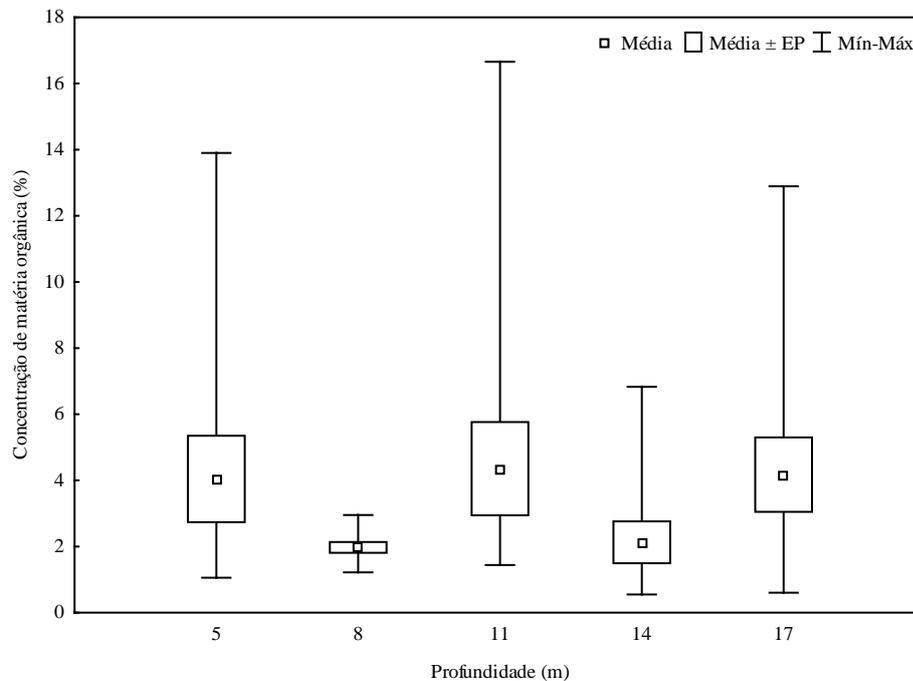


Figura 9: Variações nos valores de concentração da matéria orgânica (%) do sedimento, entre as profundidades em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. EP: erro padrão; Mín-Máx: valores mínimos e máximos.

A pluviosidade mensal foi plotada juntamente às médias mensais de salinidade da água de fundo e porcentagem de matéria orgânica do sedimento. Os meses de maior precipitação foram janeiro, fevereiro e março (compreenderam o verão) e os meses com menor precipitação foram setembro/2010 (inverno) e abril, maio e junho/2011 (outono). Em relação à salinidade (Figura 10), os maiores valores do outono coincidiram com a diminuição de chuvas na região, porém, no restante do período o aumento ou diminuição da precipitação não resultou em uma mudança tão nítida na salinidade, sendo que um dos meses de menor chuva (setembro) apresentou um dos menores valores de salinidade (31). Em relação à matéria orgânica, períodos de maior pluviosidade foram os períodos de menores porcentagens de matéria orgânica (Figura 11).

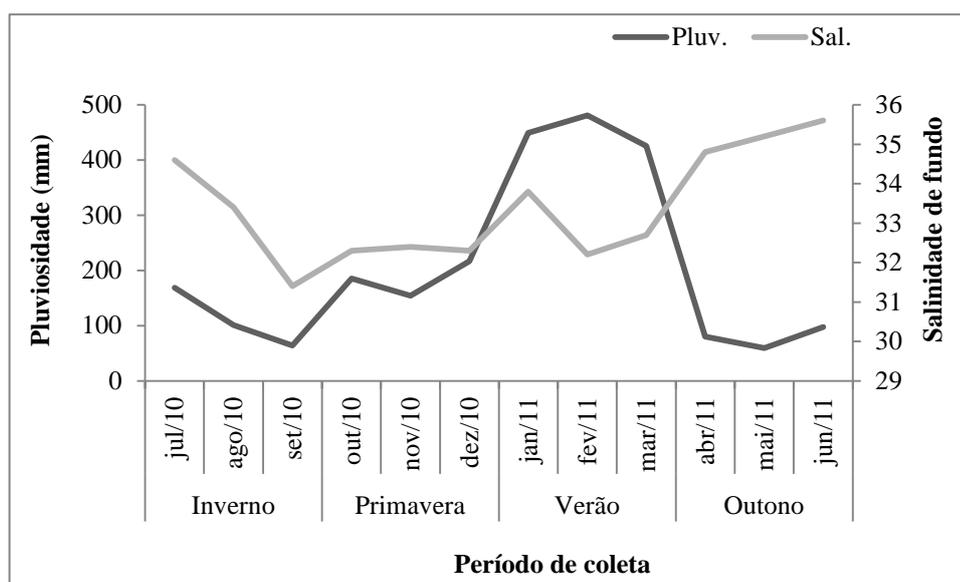


Figura 10: Variação mensal na pluviosidade e valores médios de salinidade de fundo durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Pluv.: pluviosidade; Sal.: salinidade.

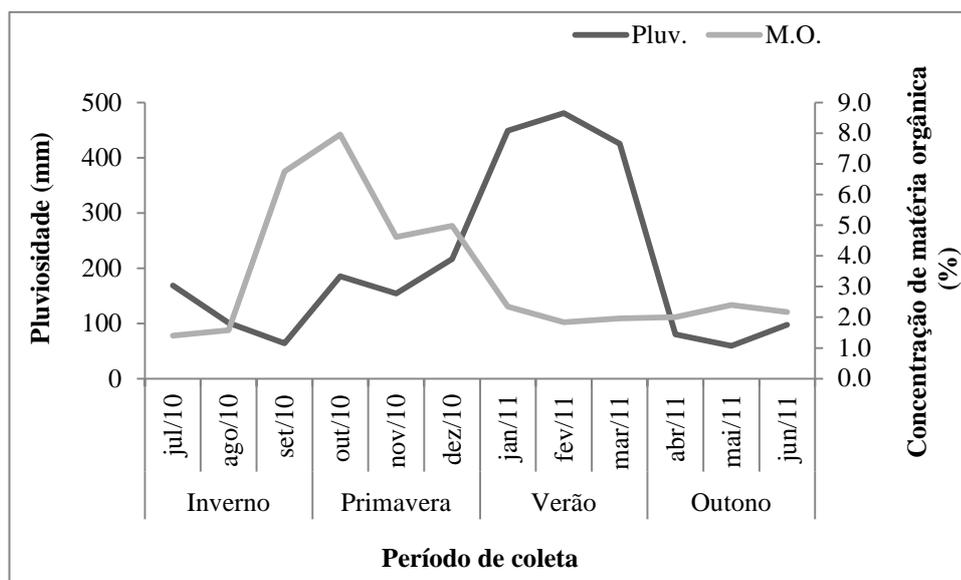


Figura 11: Variação mensal na pluviosidade e valores médios de porcentagem de matéria orgânica durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Pluv.: pluviosidade; M.O.: % de matéria orgânica.

Na análise de componentes principais (PCA), os dois primeiros principais componentes (PC1: 0,42 e PC2: 0,29) contabilizaram 71% da variabilidade dos dados nas amostragens realizadas (os gráficos estão representados por estação do ano e profundidade). O PC1 apresentou (as variáveis ambientais de maior força) uma correlação positiva por matéria orgânica e granulometria do sedimento (Φ) e negativa com a salinidade de fundo. O PC2 teve uma correlação positiva com a temperatura de fundo e negativa com a salinidade de fundo. A salinidade de fundo foi representada em ambos os eixos, resultando em uma força na direção diagonal.

Foi possível observar grupos (dados provenientes das 60 amostras) a partir dessas novas variáveis formadas (PC1 e PC2) e o gráfico de ordenação originado após a análise evidenciou uma clara distinção entre as estações e as profundidades amostradas. Dois grupos foram evidenciados no PC1, com algumas amostras da primavera fortemente distintas em relação à alta porcentagem de matéria orgânica presente. Já o outono (todas as

profundidades) foi diferenciado de acordo com a salinidade (variável com maior força nessas amostras) com maiores valores, sempre acima de 34. A temperatura de fundo foi a variável com maior força e que explicou as amostras de inverno e verão (todas as profundidades), com menores e maiores temperaturas, respectivamente. Vale ressaltar que no verão até as maiores profundidades estiveram correlacionadas aos valores de temperatura maiores do que 24,5 °C (Figura 12, Tabela II).

Tabela II: Análise dos componentes principais com os escores de correlação das variáveis ambientais mensuradas por profundidade e estação do ano, em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC, para os dois principais eixos.

	PC1	PC2
Desvio-padrão	1,3036	1,0709
Proporção de Variância	0,42	0,29
Proporção Acumulada	0,42	0,71
Matéria orgânica	0,7	0,0
Granulometria do sedimento	0,6	-0,2
Temperatura de fundo	-0,2	0,8
Salinidade de fundo	-0,5	-0,6

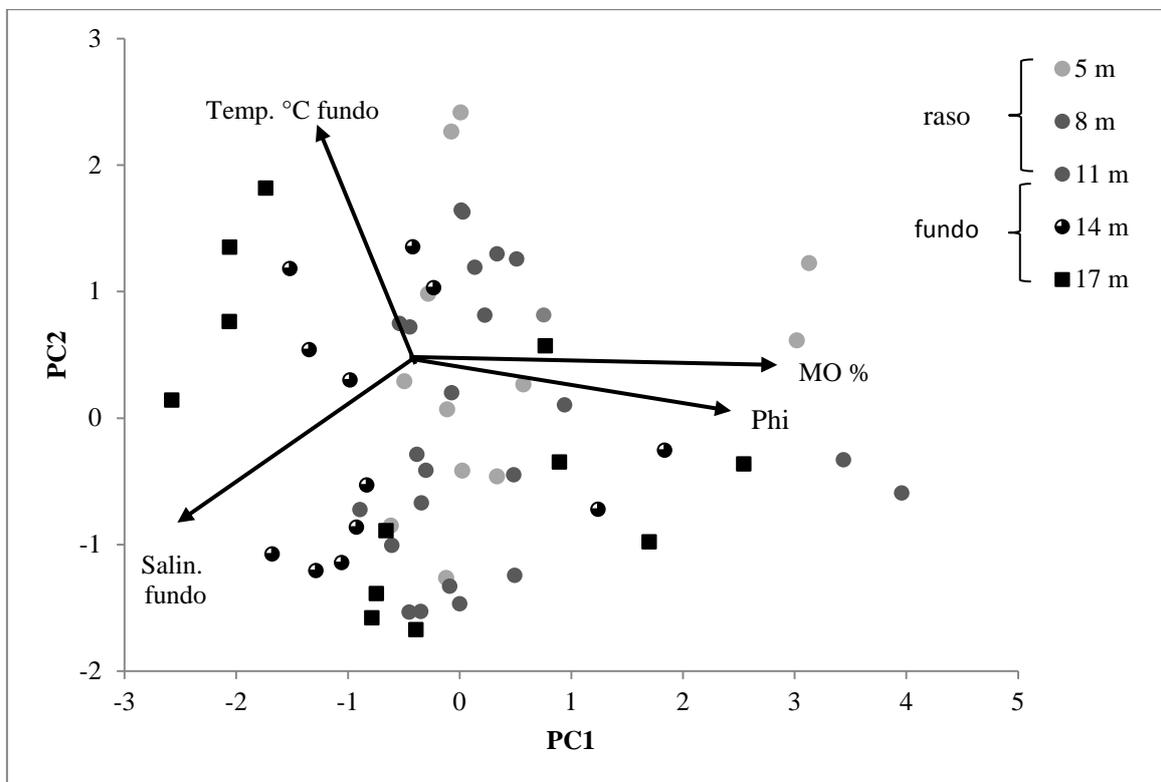
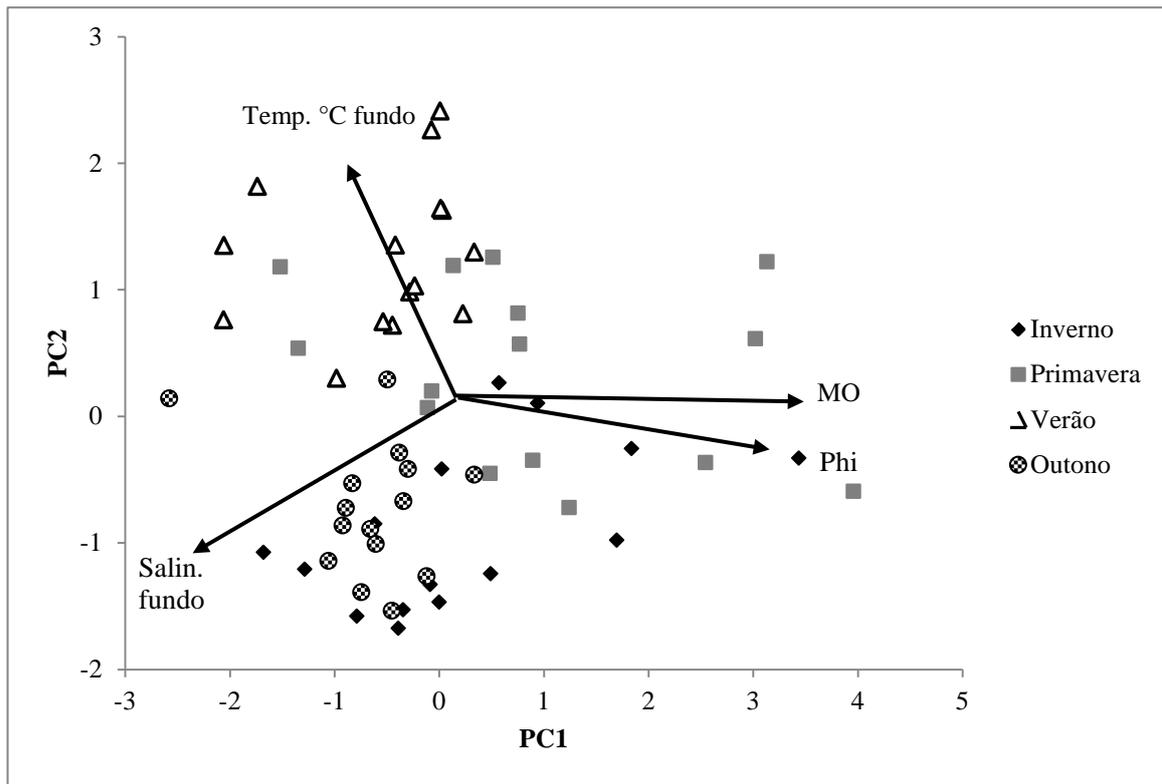


Figura 12: Ordenação das variáveis ambientais mensuradas por profundidade e estação do ano para a região de estudo (área adjacente à Baía da Babitonga, SC) com os eixos 1 (PC1) e 2 (PC2) da Análise de Componentes Principais (PCA) biplot.

2.) Estrutura da comunidade de camarões

Totalizaram-se 60 arrastos realizados com a captura de 77820 indivíduos, sendo 118 pertencentes à infraordem Caridea e 77702 pertencentes à Penaeidea. Doze espécies e 11 gêneros foram identificados pertencentes às infraordens Penaeidea (Penaeidae, Solenoceridae e Sicyoniidae) e Caridea (Hippolytidae, Palaemonidae e Alpheidae). A família Penaeidae foi a mais representativa (Tabela III).

Tabela III: Espécies de Penaeidea e Caridea registradas ao longo do período de estudo em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. (fotos no apêndice).

Infraordem Penaeidea Rafinesque, 1815
Superfamília Penaeoidea Rafinesque-Schmaltz, 1815
Família Penaeidae Rafinesque-Schmaltz, 1815
<i>Artemesia longinaris</i> Bate, 1888
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i> (Latreille, 1817)
<i>Farfantepenaeus paulensis</i> (Perez Farfante, 1967)
<i>Litopenaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936)
<i>Rimapenaeus constrictus</i> (Stimpson, 1874)
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller, 1862)
Família Sicyoniidae Ortmann, 1898
<i>Sicyonia dorsalis</i> Kingsley, 1878
Família Solenoceridae Wood-Mason, 1891
<i>Pleoticus muelleri</i> (Bate, 1888)
Infraordem Caridea Dana, 1852
Superfamília Alpheoidea Rafinesque, 1815
Família Alpheidae Rafinesque, 1815
<i>Alpheus intrinsecus</i> Bate, 1888
Família Hippolytidae Dana, 1852
<i>Exhippolysmata oplophoroides</i> (Holthuis, 1948)
Superfamília Palaemonoidea Rafinesque, 1815
Família Palaemonidae Rafinesque, 1815
<i>Periclimenes paivai</i> Chace, 1969
<i>Nematopalaemon schmitti</i> (Holthuis, 1950)

A abundância de *X. kroyeri* foi discrepante durante todos os meses e profundidades quando comparada as outras espécies, com 97,7% do total de camarões amostrados. A segunda espécie mais abundante foi *P. muelleri* (1,1%), enquanto que *F. brasiliensis* e *A. longinarius* apresentaram as menores abundâncias (Tabelas IV, V, VI). As abundâncias variaram ao longo do período e das profundidades de estudo, com exceção das espécies com menor abundância registrada (*N. schmitti* e *A. intrinsecus*). Durante o inverno (julho-setembro) e parte da primavera (outubro-dezembro), houve um grande número de *P. muelleri*, *S. dorsalis* e *R. constrictus*. Posteriormente, essas espécies aumentaram em termos de abundância apenas no outono (abril-junho). *Artemesia longinarius*, apesar de abundância e constância menores, também foi presente durante os meses de inverno e primavera.

Um maior número de *F. paulensis* foi observado entre a primavera e todo o verão (janeiro-março). *Litopenaeus schmitti* esteve presente em julho (inverno), porém sua maior abundância foi durante os meses de verão (fevereiro e março) e outono (abril). Três espécies apresentaram suas abundâncias concentradas, *F. brasiliensis* com 29 indivíduos (de um total de 44) em fevereiro, *E. oplophoroides* em setembro e janeiro (25 e 24 indivíduos respectivamente, de um total de 74) e *P. paivai* com 20 indivíduos (total: 23) ocorrendo em junho. Finalmente, apesar da maior abundância observada para *X. kroyeri* em todos os aspectos analisados, durante o verão (março) e o outono (abril e maio) sua abundância ultrapassou um total de 10.000 indivíduos (Tabela V).

Farfantepenaeus paulensis, *L. schmitti*, *X. kroyeri*, *P. muelleri*, *S. dorsalis* e *R. constrictus* foram capturadas em todos os pontos de amostragem durante o período de estudo (Tabela VI). As altas abundâncias de *X. kroyeri* e *P. muelleri* foram registradas nas menores profundidades (5 aos 11 m). Nas áreas mais profundas (14 aos 17 m), foi registrada uma maior representatividade de *F. paulensis*, *F. brasiliensis* e *R. constrictus*, que também foi abundante nos 11 m. *Sicyonia dorsalis* e *A. longinarius* ocorreram entre as profundidades 8 e

14 m, *E. oplophoroides* e *L. schmitti* foram presentes em maiores abundâncias apenas em duas profundidades nas áreas rasas, 8 e 11 m e 5 e 8 m, respectivamente. *Periclimenes paivai* foi registrado em todas as profundidades com exceção dos 17 metros (Tabela VII).

Em relação à riqueza das espécies, houve variação mensal, porém não foi possível observar uma tendência geral de diminuição ou aumento da riqueza entre os meses, com menores valores registrados para agosto, fevereiro (6 espécies) e dezembro (7 espécies). Em setembro, maio e junho a riqueza foi maior (10 espécies) (Figura 13, Tabela V). Por profundidade, a riqueza foi menor nos 17 metros (8 espécies), devido à ausência dos camarões carídeos (Figura 14, Tabela VI).

Tabela IV: Abundância absoluta e relativa e ocorrência relativa das espécies registradas durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Espécies	Abundância	Abundância Relativa (AR)	Ocorrência Relativa (OR)
<i>A. longinaria</i>	46	0,001	0,583
<i>F. brasiliensis</i>	44	0,001	0,667
<i>F. paulensis</i>	111	0,001	0,917
<i>L. schmitti</i>	126	0,002	0,917
<i>P. muelleri</i>	868	0,011	0,750
<i>R. constrictus</i>	195	0,003	1,000
<i>S. dorsalis</i>	308	0,004	1,000
<i>X. kroyeri</i>	76004	0,977	1,000
<i>E. oplophoroides</i>	74	0,001	0,750
<i>P. paivai</i>	23	0,000	0,250
<i>N. schmitti</i>	12	0,000	0,167
<i>A. intrinsecus</i>	9	0,000	0,250

Tabela V: Abundância absoluta dos camarões peneídeos e carídeos registrados por mês durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Mês	<i>A. longinaris</i>	<i>F. brasiliensis</i>	<i>F. paulensis</i>	<i>L. schmitti</i>	<i>X. kroyeri</i>	<i>P. muelleri</i>	<i>E. oploporoides</i>	<i>S. dorsalis</i>	<i>R. constrictus</i>	<i>P. paivai</i>	<i>N. schmitti</i>	<i>A. intrinsecus</i>	Total
Jul	0	0	1	11	6604	86	8	41	30	0	9	0	6781
Ago	4	1	0	0	4013	390	0	64	20	0	0	0	4492
Set	13	2	1	2	7830	200	25	97	16	1	0	0	8186
Out	10	0	7	8	2874	92	6	24	6	0	0	0	3027
Nov	9	0	7	3	1875	11	3	31	3	0	0	0	1942
Dez	1	0	16	3	719	0	2	18	8	0	0	0	767
Jan	2	2	19	3	3607	0	24	9	8	0	0	1	3674
Fev	0	29	30	12	2437	0	0	1	2	0	0	0	2511
Mar	0	1	12	39	11837	1	1	7	4	0	0	3	11902
Abr	0	5	2	32	11283	1	2	1	8	0	0	0	11334
Mai	0	3	8	7	19320	1	0	2	33	2	3	5	19374
Jun	7	1	8	6	3605	86	3	13	57	20	0	0	3786
Total	46	44	111	126	76004	868	74	308	195	23	12	9	77820

Tabela VI: Abundância absoluta dos camarões peneídeos e carídeos registrados por profundidade durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Profundidade	<i>A. longinaris</i>	<i>F. brasiliensis</i>	<i>F. paulensis</i>	<i>L. schmitti</i>	<i>X. kroyeri</i>	<i>P. muelleri</i>	<i>E. oploporoides</i>	<i>S. dorsalis</i>	<i>R. constrictus</i>	<i>P. paivai</i>	<i>N. schmitti</i>	<i>A. intrinsecus</i>	Total
5	4	6	14	70	36057	72	2	21	6	9	3	0	36252
8	19	1	11	22	18142	255	54	74	11	3	7	4	18589
11	11	0	10	13	11949	480	14	130	37	4	0	1	12644
14	12	18	32	11	6181	37	4	59	56	7	2	3	6410
17	0	19	44	10	3674	24	0	24	85	0	0	1	3880
Total	46	44	111	126	76004	868	74	308	195	23	12	9	77820

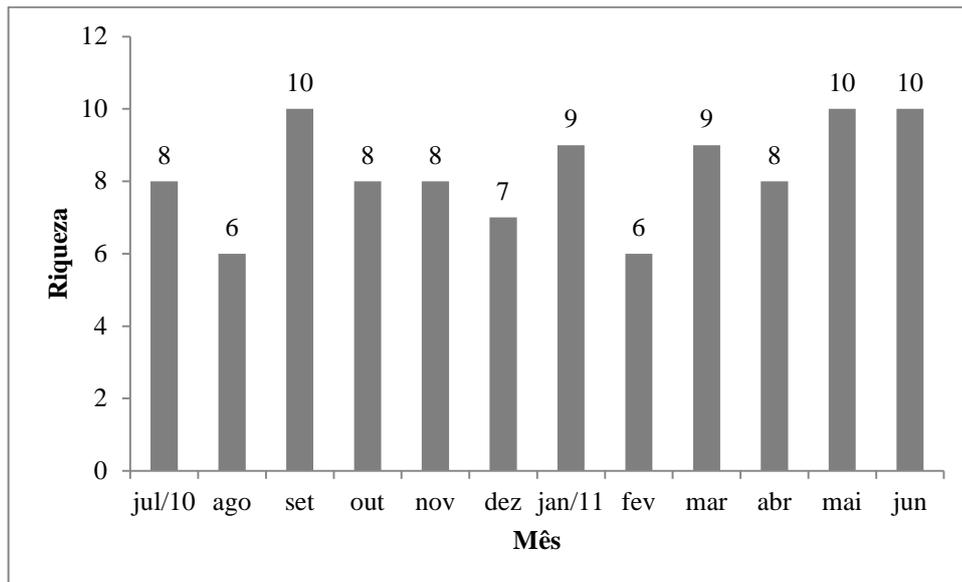


Figura 13: Riqueza das espécies por mês durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

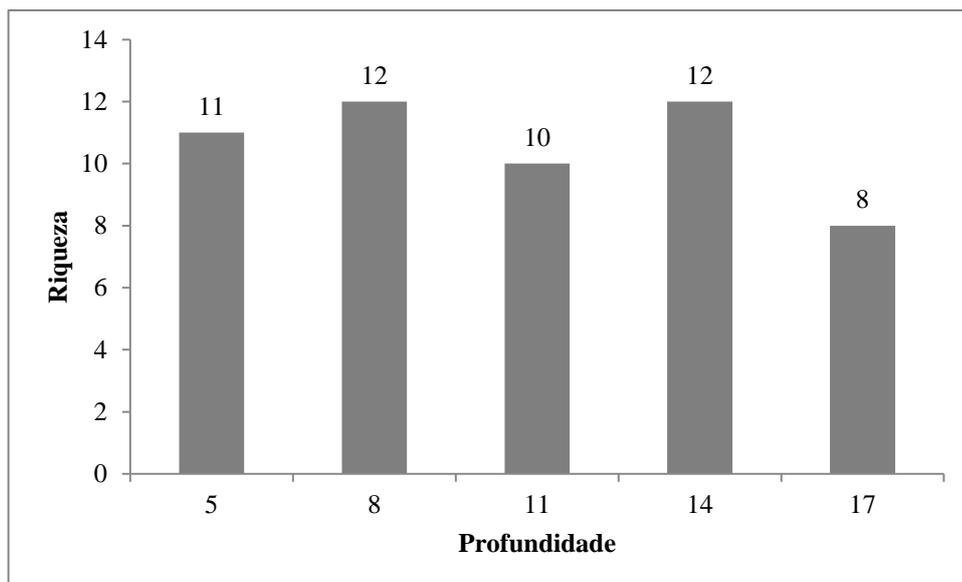


Figura 14: Riqueza das espécies por profundidade durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Os índices de diversidade (H'), dominância (D) e equitabilidade (J') obtidos durante o período de estudo estão representados nas tabelas VII e VIII. A variação dos índices de diversidade e equitabilidade mostraram um padrão similar entre os meses e profundidades com alta dominância de *X. kroyeri*. Os maiores valores de H' e J' foram registrados em agosto, outubro e dezembro, porém foi notável uma diminuição desses índices a partir do mês de janeiro e aumento em junho. Os menores e maiores valores dos índices de diversidade e equitabilidade foram verificados na profundidade dos 5 e 17 m, respectivamente. A dominância apresentou no geral valores constantes durante todos os meses e profundidades, com menor D registrada em agosto e nas profundidades 11 e 17 m, e maior em maio e nos 5 m. Pelo índice de Hill (riqueza aparente) por mês e profundidade foi possível verificar que no conjunto das espécies, apenas uma poderia ser considerada de maior relevância, devido à alta dominância (valores discrepantes) de *X. kroyeri* em relação às demais espécies (Tabela VII e VIII).

Tabela VII: Parâmetros ecológicos (análise temporal) da comunidade de camarões *Penaeidea* e *Caridea* durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Mês	jul/10	ago/10	set/10	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11
Número de indivíduos	6790	4492	8187	3027	1942	767	3675	2511	11905	11334	19384	3806
Riqueza	8	6	10	8	8	7	9	6	9	8	10	10
Diversidade (bits/ind.)	0,239	0,585	0,335	0,385	0,295	0,466	0,177	0,242	0,062	0,049	0,04	0,418
Equidade	0,08	0,226	0,101	0,128	0,098	0,166	0,056	0,094	0,02	0,016	0,012	0,126
Dominância	0,973	0,893	0,956	0,949	0,965	0,937	0,981	0,971	0,994	0,996	0,997	0,947
Hill	1,18	1,50	1,26	1,31	1,23	1,38	1,13	1,18	1,04	1,03	1,03	1,34

Tabela VIII: Parâmetros ecológicos (análise espacial) da comunidade de camarões *Penaeidea* e *Caridea* durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Profundidade	5	8	11	14	17
Número de indivíduos	36264	18603	12649	6422	3881
Riqueza	11	12	10	12	8
Diversidade (bits/ind.)	0,065	0,22	0,392	0,339	0,422
Equidade	0,019	0,061	0,118	0,094	0,141
Dominância	0,994	0,975	0,945	0,962	0,947
Hill	1,05	1,16	1,31	1,26	1,34

A análise de agrupamento reconheceu três principais conjuntos de espécies entre os dados de abundância obtidos durante o período de estudo (total de amostragens), possibilitando a hierarquização (importância) das espécies utilizando esse atributo. O grupo A foi composto pelas espécies de menores abundâncias (aproximadamente 70% dissimilar das demais espécies) que poderiam ser consideradas “raras” para essa amostragem, diferenças nos atributos foram evidenciadas (100% Bootstrap suporte). O grupo B foi representado por *X. kroyeri* com aproximadamente 70% de dissimilaridade e apenas 20% de similaridade das demais espécies (71% Bootstrap suporte). A menor força de agrupamento (48% Bootstrap) foi encontrada no grupo C, provavelmente devido à alta variação das abundâncias dessas espécies (menor abundância 44 e maior 868). Foram observados dois agrupamentos menores dentro desse maior grupo, evidenciando as diferenças na abundância. Porém, tais variações não foram diferentes o suficiente para agrupá-las nos grupos A e B ou em diferentes grupos (Figura 15).

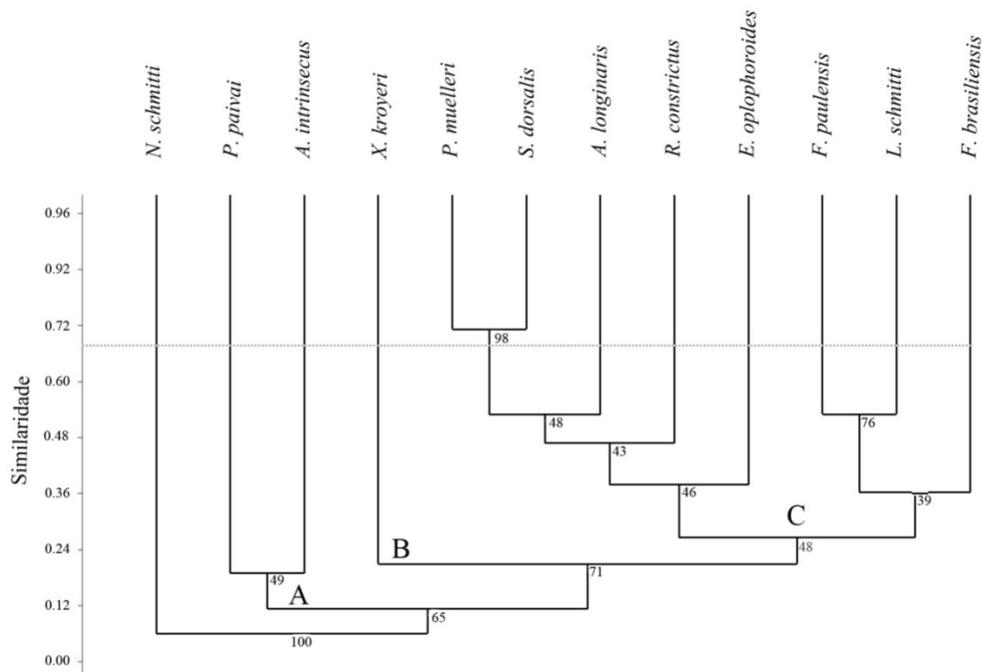


Figura 15: Dendrograma obtido na análise de agrupamento “cluster” (UPGMA - Bray-Curtis), similaridade entre a abundância e ocorrência relativas das espécies de camarões Penaeidea e Caridea durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Indicados pela análise de redundância (RDA), a relação dos camarões e as condições do seu habitat foram principalmente representadas pelo primeiro e segundo eixos. Dois fatores ambientais (o Phi e a temperatura de fundo) foram significativamente relacionados ($p < 0,05$) com o padrão de abundância das espécies (Figura 16, Tabela IX). O primeiro eixo do gráfico biplot, explicou 49% da variância total dos dados, representado principalmente pelo Phi (-95%), destacando a espécie *X. kroyeri* associada ao sedimento fino e profundidades menores ($\text{Phi} \geq 4$, silte + argila), as espécies *S. dorsalis* e *P. muelleri* associadas a um sedimento fino ($\text{Phi} \geq 4$, silte + argila) e profundidades intermediárias e *R. constrictus* associado ao sedimento composto por areia muito fina e maiores profundidades ($\text{Phi} 3$ [-- 4]). O segundo eixo explicou 44% da variância total dos dados, com a temperatura sendo o fator principal (92%). Esse eixo foi representado principalmente por *P. muelleri* caracterizando sua presença durante temperaturas inferiores, adicionalmente, *S. dorsalis* e *R. constrictus* também apresentaram, mesmo que em dimensões inferiores, essa característica. Não foi possível evidenciar padrões na abundância das demais espécies em relação às variáveis ambientais, possivelmente devido à abundância e presença reduzidas, durante a amostragem.

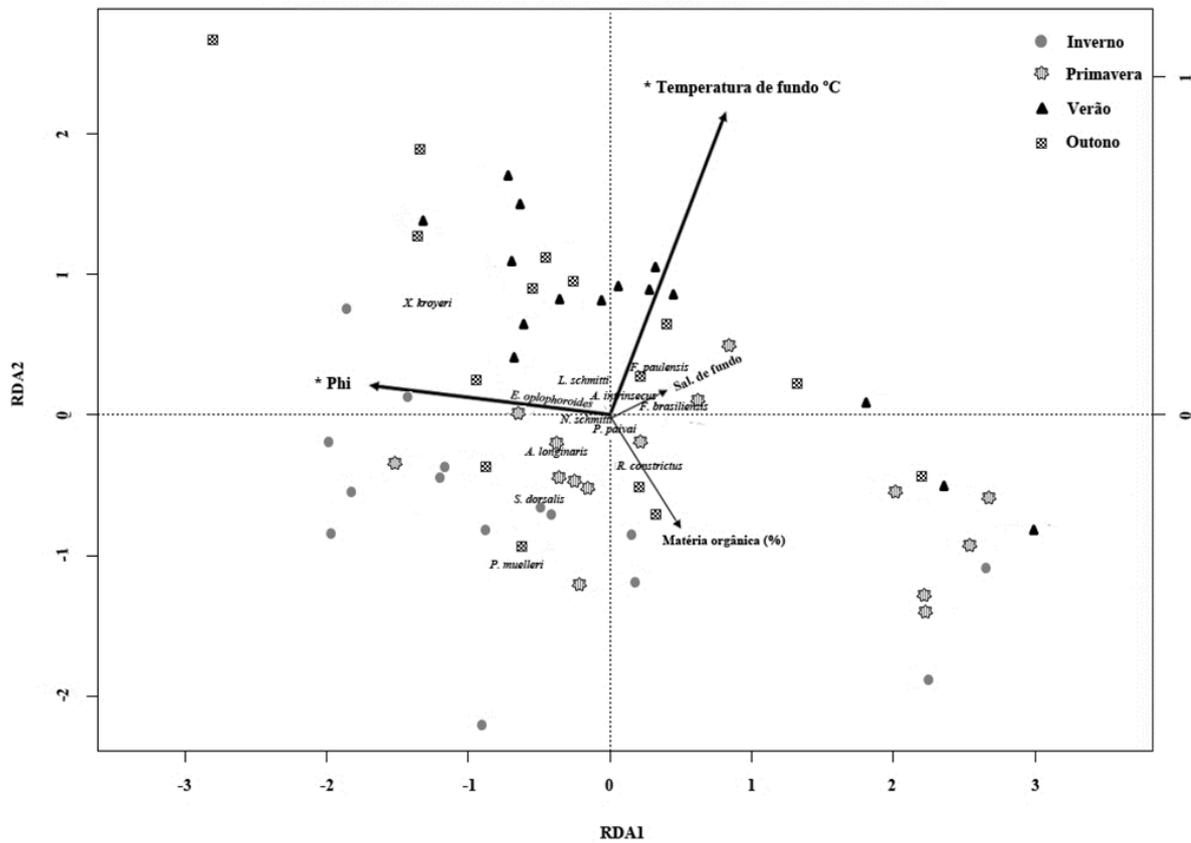


Figura 16: Biplot dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA). Variação temporal e espacial das observações referentes regressão dos dados das espécies contra as variáveis ambientais (indicados pelas setas pretas), usando as duas variáveis que explicaram a maior variância dos dados (indicado pelo *) durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. As setas pretas indicam a força das relações entre os eixos e os fatores ambientais.

Tabela IX: Resultados da análise de Redundância (RDA) da abundância dos camarões marinhos e as variáveis que explicaram a maior variância dos dados durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Phi: granulometria do sedimento; *: significância foi inferida usando alfa ($p < 0,05$); '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

	Proporção explicada	Variáveis ambientais	Variância explicada	Variância explicada	R ²	valor de p	
RDA 1	0,4915	Matéria orgânica (%)	0,021998	-0,99976	0,0498	0,23	
RDA 2	0,4362	Phi	-0,94672	-0,32205	0,1177	0,026	*
		Temperatura de fundo	0,402972	0,915212	0,5798	0,001	***
		Salinidade de fundo	0,657797	0,753196	0,0103	0,734	

Os resultados da análise de agrupamento da matriz de dissimilaridade (1 - B) entre os meses (modo Q) indicaram a formação de dois grupos principais obtidos a partir do corte em 60% de similaridade (Figura 17), com significância estatística (*Multiscale bootstrap resampling*: AU) e coeficiente de correlação cofenético (CPCC)= 0,93 e coeficiente aglomerativo (AC)= 0,83. Devido à maior abundância de *X. kroyeri*, as diferenças entre os grupos foram relacionadas diretamente a espécie. O primeiro grupo (A) compreendeu os meses pertencentes às estações de verão e outono (fevereiro, março, abril e maio) com um AU= 95, caracterizado pelos maiores valores de abundância de *X. kroyeri* durante toda a amostragem, e uma menor diversidade. O segundo grupo (B) (composto por julho, agosto, setembro, outubro, novembro, dezembro, janeiro e junho) foi caracterizado por menores valores de dominância de *X. kroyeri* e maiores abundâncias das demais espécies, que conseqüentemente ocasionaram uma maior diversidade.

Espacialmente, não houve significância estatística entre os agrupamentos (CPCC: 0,97 e AC: 0,84), mas com o plano de corte de aproximadamente 75% foi possível verificar dois agrupamentos (Figura 18). O agrupamento A com as profundidades 5 e 14 m e o agrupamento B, 8 e 11 m, com predominância de *X. kroyeri*. Porém, no agrupamento B a espécie *P. muelleri* também apresentou uma maior abundância. Não houve padrão de acordo com a diversidade nos agrupamentos. A profundidade 17 m foi dissimilar às demais e caracterizada pelo menor número de indivíduos de *X. kroyeri* e a maior diversidade registrada.

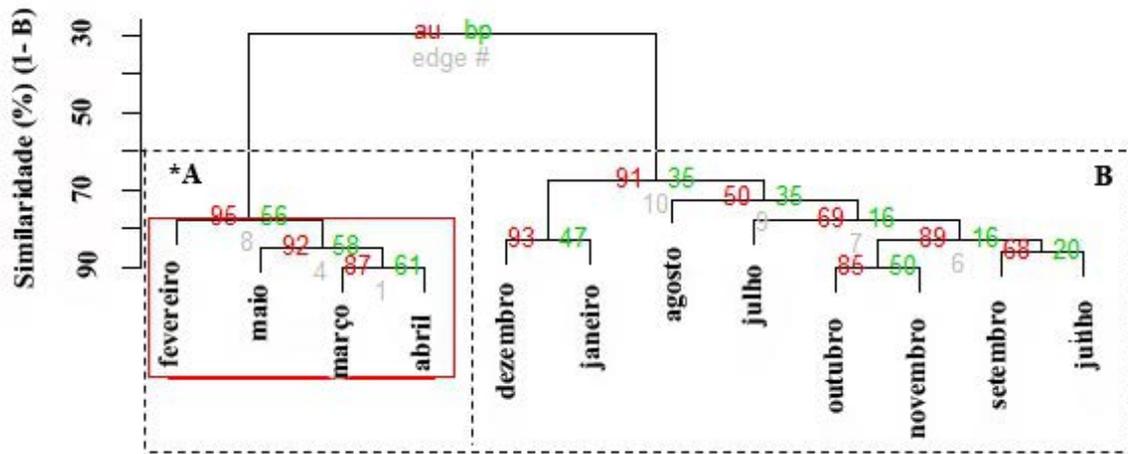


Figura 17: Dendrograma da comunidade de camarões marinhos, em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC durante o período de julho/10 a junho/11 utilizando o método de ligação Ward com o índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade (1- B). Dados consistem em abundância das espécies em números, transformados em raiz quarta e escalados para média 0 e variância 1. *, significância ($p < 0,05$).

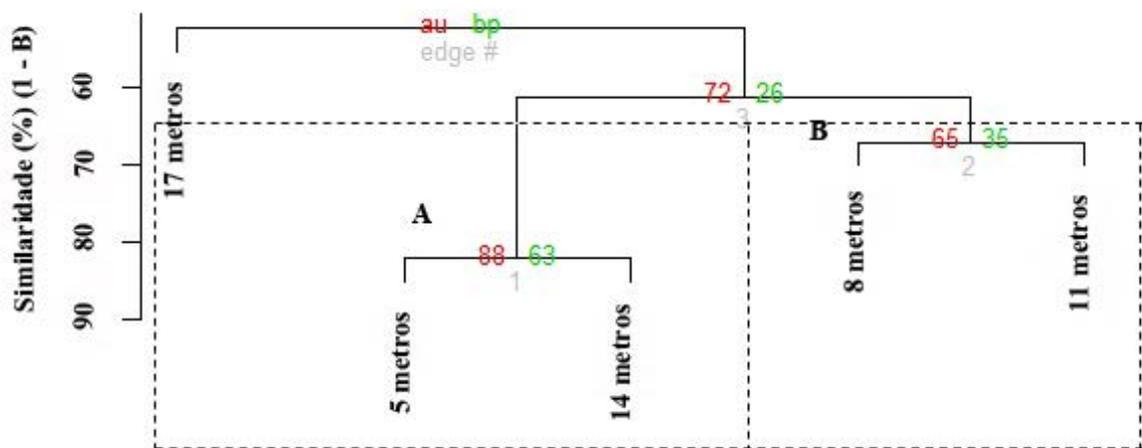


Figura 18: Dendrograma da comunidade de camarões marinhos, em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC durante o período de julho/10 a junho/11 utilizando o método de ligação Ward com o índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade (1- B). Dados consistem em abundância das espécies em números, transformados em raiz quarta e escalados para média 0 e variância 1. *, significância ($p < 0,05$).

3.) Análises realizadas retirando a espécie mais abundante *X. kroyeri*

Foi possível observar pelos índices ecológicos, realizados excluindo-se a espécie mais abundante, que a diversidade tanto mensal como por profundidade foi moldada por *P. muelleri*, que no caso foi a segunda espécie de maior abundância. Os menores valores do índice de diversidade e maiores valores no índice de dominância coincidiram com a presença da espécie, nos 11 metros e no mês de agosto principalmente (Tabelas X e XI). Apesar de *P. muelleri* ser representativo nesse novo arranjo do conjunto de espécies, foi observado que um número maior de espécies apresentou importância nas amostras (índice de Hill). O mês com menor valor do índice foi agosto, justamente o mês de maior abundância de *P. muelleri*. Porém, nos meses remanescentes a variação entre valores da riqueza aparente, ou seja, número de espécies relevantes, foi de 3 até 5, sendo janeiro o mês com maior valor (5,67) para uma riqueza de 8 espécies. Da mesma forma ocorreu em relação aos resultados da variação espacial, onde a menor riqueza (2,84) foi no ponto 11 m, profundidade com maior abundância de *P. muelleri* (480 indivíduos). Nas demais, o índice variou chegando a 7,30 (14 m) para uma riqueza de 11 espécies, sendo essas sete espécies representadas por todos os camarões peneídeos.

Tabela X: Parâmetros ecológicos (análise temporal) da comunidade de camarões *Penaeidea* e *Caridea* (excluindo *X. kroyeri*) durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Mês	jul/10	ago/10	set/10	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11
Número de indivíduos	186	479	357	153	67	48	68	74	68	51	64	201
Riqueza	7	5	9	7	7	6	8	5	8	7	9	9
Diversidade (bits/ind.)	2,108	0,897	1,754	1,91	2,274	2,047	2,381	1,708	1,947	1,759	2,32	2,26
Equidade	0,751	0,386	0,553	0,68	0,81	0,792	0,794	0,736	0,649	0,626	0,733	0,713
Dominância	0,462	0,814	0,56	0,601	0,463	0,375	0,353	0,405	0,574	0,627	0,516	0,428
Hill	4,444	0,804609	3,076516	3,6481	5,171076	4,190209	5,669161	2,917264	3,790809	3,094081	5,400976	5,1076

Tabela XI: Parâmetros ecológicos (análise espacial) da comunidade de camarões *Penaeidea* e *Caridea* durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC

Profundidade	5	8	11	14	17
Número de indivíduos	207	461	700	241	207
Riqueza	10	11	9	11	7
Diversidade (bits/ind.)	2,413	2,132	1,506	2,869	2,288
Equidade	0,726	0,616	0,475	0,829	0,815
Dominância	0,348	0,553	0,686	0,245	0,411
Hill	5,325806	4,383247	2,840215	7,305586	4,883786

A variação na abundância mensal das espécies de maior abundância evidenciou diferentes padrões temporais entre as mesmas (Figura 19). Duas espécies ocorreram em períodos semelhantes, *P. muelleri* e *S. dorsalis*, entre o inverno e a primavera. *Pleoticus muelleri* teve a sua maior abundância em agosto (390 indivíduos) enquanto *S. dorsalis* foi em setembro (97 indivíduos), após esse período essas espécies apresentam uma queda na abundância, aparecendo novamente em junho. Para *R. constrictus*, apesar de menor abundância, a espécie também foi presente nos meses de inverno, mas seu maior pico foi no outono (junho), com 57 indivíduos. Já *F. paulensis*, *F. brasiliensis* e *L. schmitti* foram presentes em meses referentes ao verão, e outono apenas para *L. schmitti*.

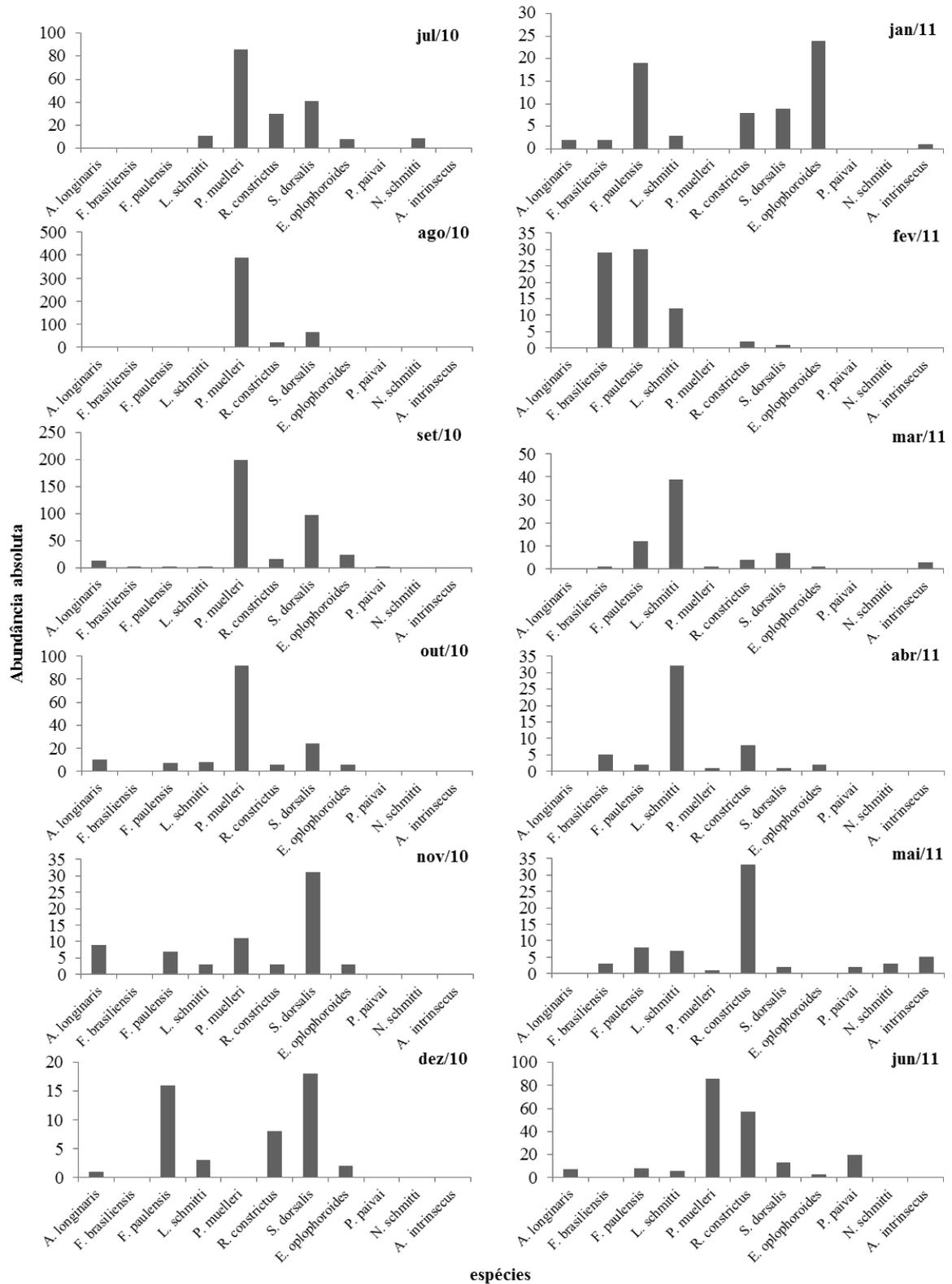


Figura 19: Variação temporal na abundância absoluta das espécies, durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Padrão semelhante ao temporal foi encontrado entre as profundidades, sendo que a menor diversidade foi reflexo da maior abundância de *P. muelleri* (11 metros). Nessa profundidade a riqueza aparente evidenciou a importância de apenas duas espécies, em um total de 9 espécies presentes, justamente *P. muelleri* e *S. dorsalis*. A maior diversidade encontrada nos 14 metros foi devido à presença de um maior número de espécies, incluindo os camarões carídeos.

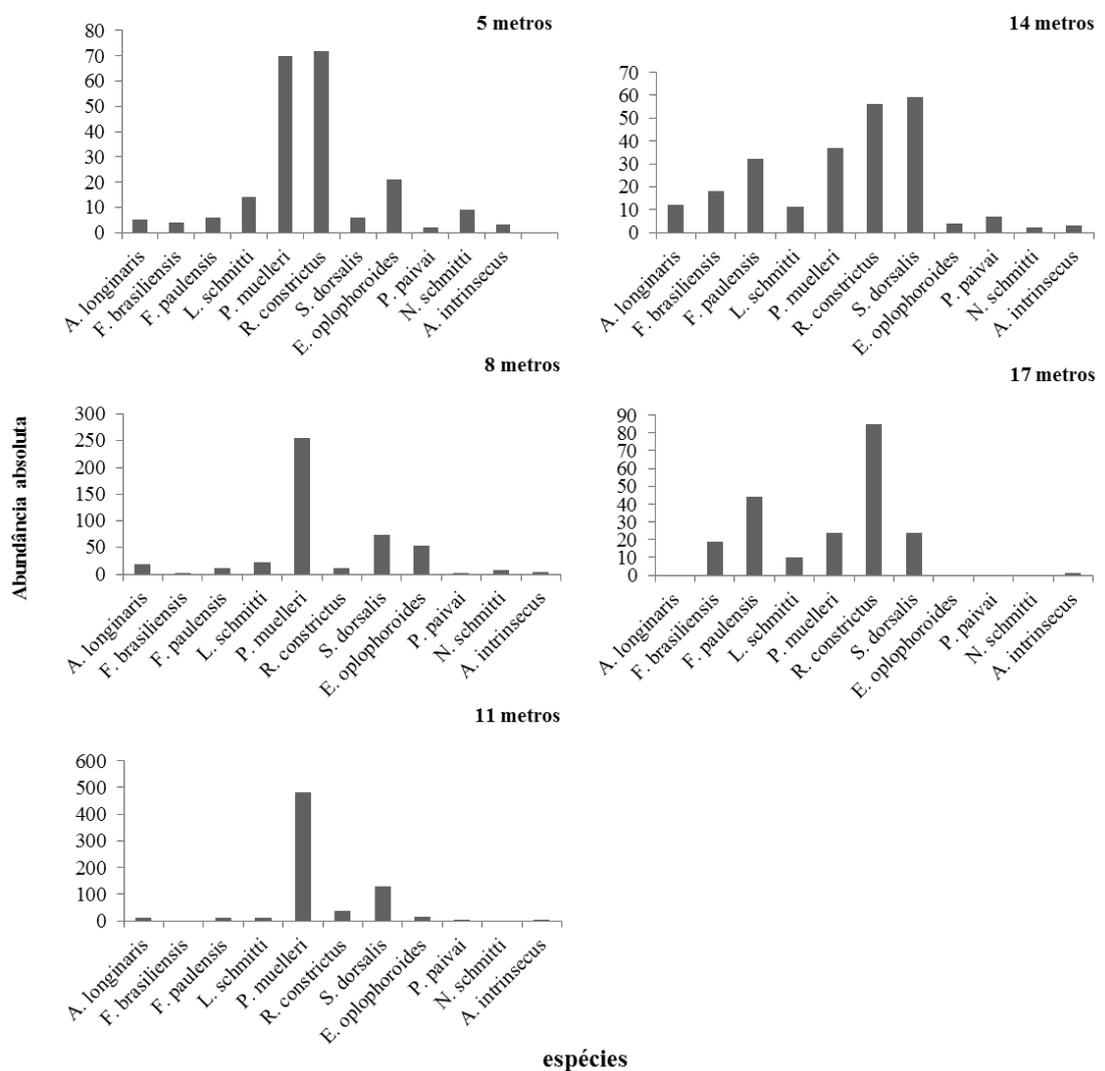


Figura 20: Variação espacial na abundância absoluta das espécies, durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Entre as espécies mais abundantes, foram observadas diferenças temporais e espaciais na ocupação das amostragens por essas espécies, com *X. kroyeri* nos meses de outono (pico em maio), *P. muelleri* e *S. dorsalis* no inverno (pico em agosto e setembro), e *R. constrictus* no final do outono e início do inverno (pico em junho). As espécies *L. schmitti* e *F. paulensis* apresentaram picos no verão, em março e fevereiro, respectivamente (Figura 21).

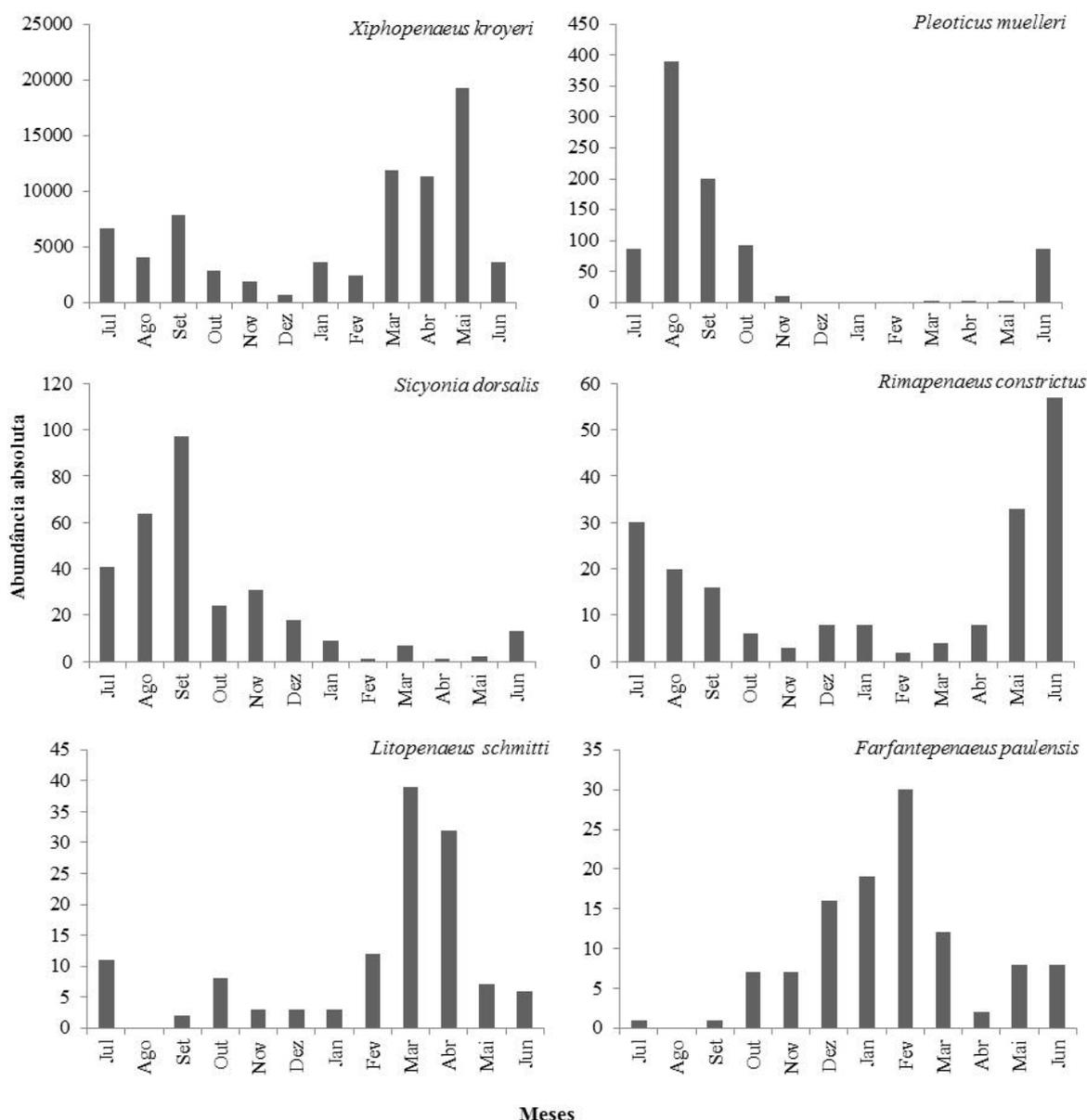


Figura 21: Comparação da variação temporal na abundância absoluta das espécies de maior abundância, durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Espacialmente, *L. schmitti* e *X. kroyeri* foram capturadas nas menores profundidades, principalmente nos 5 m. Já *P. muelleri* e *S. dorsalis* nas profundidades intermediárias (11 metros) e *R. constrictus* e *F. paulensis* nas maiores profundidades (14 e 17 metros) (Figura 22).

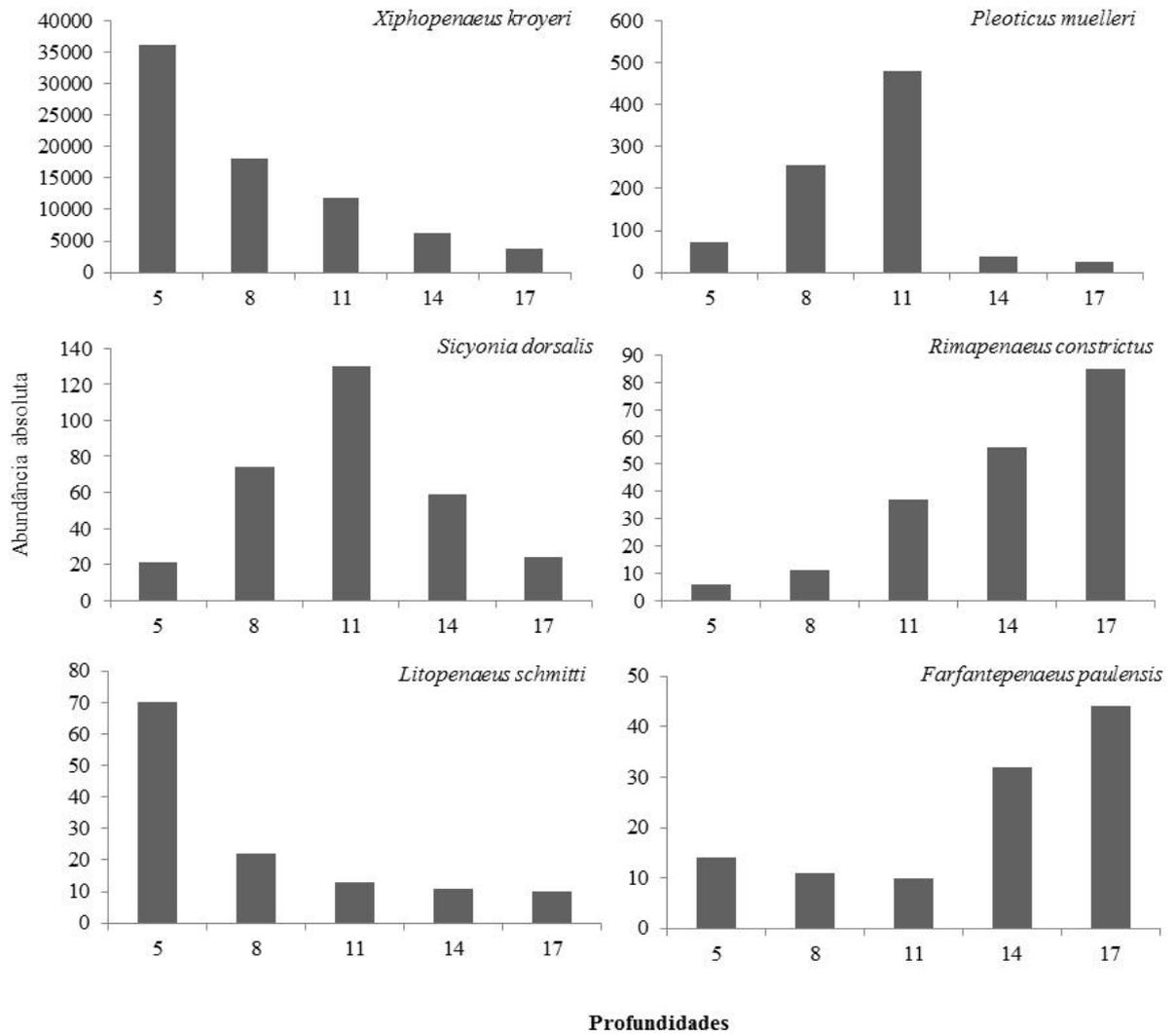


Figura 22: Comparação da variação espacial na abundância absoluta das espécies de maior abundância, durante o período de julho/10 a junho/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga.

Discussão

1.) Caracterização da região de estudo

A região de estudo é propícia para o estabelecimento de espécies Penaeidea e Caridea, destacando a sua importância na conservação da fauna de camarões marinhos. A conformação da área amostrada revela, em grande escala, uma notável heterogeneidade ambiental, onde ambiente marinho e estuarino estão próximos, com o maior e principal estuário de Santa Catarina, abrigando 70% dos manguezais do estado (Cremer *et al.*, 2006), fator essencial para uma comunidade que incluiu espécies com ciclos de vida que podem utilizar o estuário para o seu desenvolvimento. Esse estuário está inserido sobre um complexo sistema hidrológico e ambiental, com duas principais bacias hidrográficas, a bacia do rio Cachoeira, com menor proporção, e a bacia do rio Cubatão, que representa o maior fluxo de drenagem no interior da Baía da Babitonga. A localização da cabeceira dessa bacia nas encostas íngremes da Serra do Mar (1300 m de altitude) proporciona, devido aos intensos eventos de precipitação, um maior descarte sedimentar e de águas continentais com rápidas flutuações (IBAMA, 1998).

As profundidades estudadas foram caracterizadas por sedimentos finos, variando do silte e argila nas profundidades menores à areia muito fina nas profundidades maiores. O designe do sedimento e sua distribuição ocorre de acordo com determinados padrões e características e é consequência direta de todo complexo de situações e condições atuantes (Alexandre, 2006). Isso se deve provavelmente à menor velocidade das correntes (menor hidrodinâmica), possibilitando o acúmulo de sedimentos mais finos nessas profundidades (Vieira *et al.*, 2008).

Grande quantidade de sedimento presente nos estuários é proveniente das descargas dos principais rios das bacias hidrográficas, pequenos afluentes e riachos (Milliman & Meade, 1983; Dyer, 1995; Silva *et al.*, 2003). Em estudos realizados em outras baías foi constatado

que a maior proporção de entrada de sedimento é derivada originalmente da erosão das suas bacias, que ocorre nas superfícies terrestres e nos bancos e canais que formam os corredores dos rios e riachos. Essas são consideradas as duas principais fontes de sedimento provenientes das águas continentais, sendo um processo natural influenciado pela característica do solo, geologia, cobertura de habitats terrestres (cobertura do solo), topografia e clima (Langland & Cronin, 2003).

Geralmente as frações mais finas de sedimento provenientes de águas continentais são lançadas nos estuários, considerados a via de transporte entre os rios e o oceano (Milliman & Meade, 1983; Dyer, 1995). De fato, ocorre a predominância de sedimentos finos na Baía da Babitonga, principalmente nas proximidades das áreas de deságuas fluviais (DNIT/IME, 2004; Alexandre, 2006; Alexandre *et al.*, 2006; Vieira *et al.*, 2008; Oliveira & Madureira 2011; Mattos, 2012), e areia apenas nas áreas de maior profundidade expostas a um maior hidrodinamismo oceânico (entradas da baía) (DNIT/IME 2004; Vieira *et al.*, 2008). Apesar desse tipo de conformação ocorrer na baía, não apenas descargas continentais podem influenciar no processo de sedimentação em regiões estuarinas, mas também pode haver a contribuição da erosão da orla e marismas costeiras, entrada de água do oceano na foz das baías e produção biogênica interna de material orgânico. Algumas baías com grandes extensões são afetadas com diferentes fontes de sedimento, dependendo da sua localização em relação às bacias hidrográficas e suas amplitudes, e da posição das suas aberturas frente às correntes oceânicas (Cronin *et al.*, 2003).

As partículas finas estão associadas a uma maior área superficial do sedimento, que, em relação à natureza química, permite o acúmulo de matéria orgânica, portanto áreas com sedimentos mais finos possuem maior acúmulo de matéria orgânica (Alexandre, 2006; Burone *et al.*, 2003). Segundo Oliveira & Madureira (2011), deposição de sedimentos geralmente tem uma maior quantidade de silte e argila, relacionado às maiores concentrações de carbono

orgânico. Na Baía da Babitonga, locais de menor hidrodinâmica e acúmulo de sedimentos finos foram os que apresentaram maior porcentagem de matéria orgânica (Vieira *et al.*, 2008).

Comparado aos resultados de Mater *et al.*(2004), apesar da granulometria do sedimento encontrada no presente estudo (sedimentos finos) ter maior “capacidade” de adsorver a matéria orgânica, ao contrário da areia (capacidade inerte ou que adsorve pequenas quantidades de matéria orgânica) (Law, 1981), não foi encontrado um padrão entre as profundidades amostradas. A porcentagem de matéria orgânica oscilou tanto na areia muito fina quanto no silte e argila.

Apesar das informações já obtidas sobre os sedimentos na Baía da Babitonga, toda a dinâmica envolvida tem sido intensamente modificada pelas atividades antrópicas. Essas atividades descaracterizam o sedimento natural de uma bacia (Barros *et al.*, 2010) e conseqüentemente dos estuários. Estudos realizados em sedimentos de outras áreas estuarinas também têm constatado degradação ambiental (Mater *et al.*, 2004; Siqueira *et al.*, 2004; Martins *et al.*, 2010; Maioli *et al.*, 2012). A Baía da Babitonga é circundada por uma das maiores cidades do estado (aproximadamente 500 mil habitantes, estando associada à carência de tratamento de efluentes). Historicamente sofreu alterações no processo de sedimentação devido à construção de uma via de acesso, entre a ilha de São Francisco do Sul e o continente, no canal do linguado (Vieira *et al.*, 2008; Mattos, 2012) que modificou toda a dinâmica existente.

Adicionalmente, estudos realizados constataram que os sedimentos na região estão contaminados por substâncias provenientes do petróleo (Alexandre *et al.*, 2006) e relacionados à atividade portuária (Maioli *et al.*, 2012), assim como com produtos utilizados nas embarcações (pintura anti-incrustante) (Oliveira *et al.*, 2010). O esgoto urbano sem tratamento (Barros *et al.*, 2010), presença de metais pesados (encontrados em tecidos das ostras cultivadas) (Tureck *et al.*, 2006) e atividades relacionados ao uso do solo e conseqüente

desmatamento florestal (Oliveira, 2006), também foram apontados como causas de alterações ambientais. O sedimento não apenas carrega compostos tóxicos ou patógenos que podem influenciar negativamente as pescarias e outros recursos vivos, mas também afetam a claridade da água quando em excesso e podem ter efeitos prejudiciais sobre os ecossistemas (Langland & Cronin, 2003).

Apesar de inferir sobre as características naturais de sedimentação, muito tem sido modificado pelo homem, principalmente em relação ao sedimento na região de estudo. A área sofre dragagens há anos para aprofundamento dos canais e acomodação de navios de grande porte e parte desse sedimento é lançado nas regiões oceânicas (*offshore*), causando grandes erosões nas praias adjacentes (Silveira, 2012). Portanto, dificilmente podemos caracterizar o ambiente baseado em situações naturais, uma vez que essas ações estão presentes.

2.) Composição e Riqueza das espécies

No Atlântico Ocidental foram encontradas 95 espécies de camarões Dendrobranchiata, com 61 espécies ocorrendo ao longo do litoral brasileiro, sendo 40 dessas representantes de Penaeoidea (D’Incao, 1995a). Em Santa Catarina, foram registradas 13 espécies pertencentes à superfamília Penaeoidea, com 7 espécies pertencentes à família Penaeidae (Boos *et al.*, 2012), das quais apenas *Parapenaeus americanus* Rathbun, 1901 e *Penaeopsis serrata* Bate, 1881 não ocorreram na área do presente estudo, pois ambas as espécies possuem distribuição em maiores profundidades (Wehrtmann *et al.*, 2012). O mesmo ocorreu para a família Solenoceridae, com 2 espécies registradas para Santa Catarina (Boos *et al.*, 2012), onde a espécie ausente nesse estudo foi *Solenocera necopina* Burkenroad, 1939, que possui uma faixa de distribuição entre 90 e 500 m de profundidade (D’Incao, 1995a).

Apenas *S. dorsalis* foi capturada pertencendo a família Sicyoniidae, quando comparada a revisão de Boos *et al.* (2012), que também registraram *Sicyonia laevigata*

Stimpson, 1871 e *Sicyonia typica* (Boeck, 1864). Apesar da ampla distribuição geográfica das duas espécies (Carolina do Norte-EUA até Rio Grande do Sul-Brasil) (D’Incao, 1995b), foram pouco abundantes em outros trabalhos de cunho ecológico (Costa *et al.*, 2000; Fransozo *et al.*, 2002; Fransozo *et al.*, 2012), com exceção de *S. typica* em Costa (2002). A preferência por locais abrigados e maiores profundidades justifica a não captura durante as amostragens do presente estudo (D’Incao, 1995b; Costa, 2002). Com essas informações, podemos afirmar que apesar das diferenças amostrais, do total de camarões peneídeos registrados por D’Incao (1995a) para o litoral brasileiro (40 spp.), na região a representatividade foi de 20% desse total (8 espécies). Comparado à lista de espécies apresentada por Boos *et al.* (2012), o presente estudo exibiu 62,5% desse total de espécies devido à ausência das cinco (*P. americanos*, *P. serrata*, *S. typica* e *S. laevigata*) citadas anteriormente.

Vinte e uma espécies de camarões carídeos (que habitam ambientes marinhos ou salobros) foram incluídos na lista proposta Boos *et al.* (2012), dessas, três foram coletadas na área amostrada. A comparação desse grupo não foi realizada devido à maior variedade de ambientes, mesmo que marinho, que esses animais habitam em comparação aos Penaeoidea, como exemplo *Hippolyte obliquimanus* Dana 1852, que vive sobre algas (Mantelatto *et al.*, 1999). Vale ressaltar que a espécie *N. schmitti* capturada no presente trabalho não foi registrada no inventário de Boos *et al.* (2012).

Apesar dessa informação, é sabido que sua distribuição vai até o Rio Grande do Sul (Ferreira *et al.*, 2010) e a espécie foi coletada por Robert *et al.* (2007) no litoral do estado do Paraná. Portanto, trata-se de um novo registro o que destaca a extrema importância de estudos sobre biodiversidade de crustáceos decápodos ao longo do litoral sul brasileiro, por ser um litoral de costume pesqueiro com extração de espécies *bycatch* que ainda não foram registradas ou muitas vezes identificadas.

Comparando a riqueza com demais estudos realizados, foi possível observar que mesmo com a diferença amostral, o número de espécies manteve-se similar entre os resultados obtidos para o estado de São Paulo, Rio de Janeiro e Santa Catarina (espécies de interesse comercial ou sem interesse comercial) (Tabela XIII), entre 8 e 10 espécies para os camarões peneídeos e de 4 a 9 para os carídeos. O menor número de espécies de peneídeos nos trabalhos de Simões (2012) e De Léo & Pires-Vanin (2006), foi devido aos ambientes diferenciados como estuário e maiores profundidades, respectivamente.

Considerando que no âmbito ecológico esse é o primeiro estudo realizado na região e que a Baía da Babitonga tem grande apelo de conservação, a proposta seria de que estudos futuros fossem realizados a fim de comparar a composição de espécies, semelhante ao trabalho desenvolvido por Almeida (2012), uma vez que a área sofre com grandes alterações antrópicas como citado anteriormente

Tabela XIII: Número de espécies de camarões marinhos (Caridea e Penaeidea) registradas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga-SC, e compilação dos dados referentes a outros estudos.

Trabalhos	Região de Estudo	Infraordem	Nº de espécies	gênero	família	superfamília	influência de <i>X. Kroyeri</i>
Presente estudo	Santa Catarina	Penaeidea	8	7	3	1	sim
Nakagaki <i>et al.</i> (1995)	São Paulo_Enseada de Ubatuba (Uba)	Penaeidea	8	7	3	1	sim
Costa <i>et al.</i> (2000)	São Paulo, Baía de Ubatuba	Penaeidea	11	7	3	1	sim
Fransozo <i>et al.</i> (2002)	São Paulo_Ubatuba, Fortaleza	Penaeidea	10	7	3	1	sim
Costa (2002)	Uba: MV; UBA; UBM	Penaeidea	10	7	3	1	sim
De Léo& Pires-Vanin (2006)	Rio de Janeiro_Macaé	Penaeidea	4	4	2	1	não
De Léo& Pires-Vanin (2006)	São Paulo_Ubatuba	Penaeidea	3	3	2	1	não
Junior <i>et al.</i> (2010)	Santa Catarina_Florianópolis (estuário)	Penaeidea	8	7	3	1	não
Simões (2012)	São Paulo_Santos_estuário	Penaeidea	3	3	1	1	não
Simões (2012)	São Paulo_Santos_baía	Penaeidea	8	7	3	1	sim
Almeida (2012)	São Paulo_Ubatuba, Fortaleza	Penaeidea	10	7	3	1	sim
Fransozo <i>et al.</i> (2012)	São Paulo_Ubatumirim e Mar Virado (98-99)	Penaeidea	10	7	3	-	-
Pantaleão (2013)	São Paulo_Ubatuba	Penaeidea	8	7	3	1	sim
Pantaleão (2013)	Rio de Janeiro_Macaé	Penaeidea	9	7	3	1	não
Presente estudo	Santa Catarina	Caridea	4	4	3	2	sim
De Léo& Pires-Vanin (2006)	São Paulo_Ubatuba	Caridea	1	1	1	1	não
De Léo& Pires-Vanin (2006)	Rio de Janeiro_Macaé	Caridea	2	2	2	2	não
Fransozo <i>et al.</i> (2012)	São Paulo_Ubatumirim e Mar Virado (98-99)	Caridea	7	7	4	3	sim
Junior <i>et al.</i> (2010)	Santa Catarina_Florianópolis (estuário)	Caridea	1	1	1	1	não
Simões (2012)	São Paulo_Santos_baía	Caridea	4	4	2	2	sim
Simões (2012)	São Paulo_Santos_estuário	Caridea	9	5	3	3	não
Pantaleão (2013)	São Paulo_Ubatuba	Caridea	4	4	3	2	sim
Pantaleão (2013)	Rio de Janeiro_Macaé	Caridea	5	5	3	2	não

3.) Estrutura da comunidade

A alta dominância de *X. kroyeri* evidenciada nos resultados é corroborada pela maioria das investigações realizadas semelhantes ao presente estudo (Nakagaki *et al.*, 1995; Costa *et al.*, 2000; Costa, 2002; Fransozo *et al.*, 2002; Castilho *et al.*, 2008d; Furlan, 2010; Almeida, 2012; Simões, 2012; Pantaleão, 2013). De acordo com Pires (1992), essa espécie contribui para a existência e manutenção das comunidades bentônicas ao longo da costa brasileira, exemplo do trabalho realizado na Baía da Fortaleza (Ubatuba), onde a espécie teve um papel dominante na estruturação da comunidade de peneídeos (Almeida, 2012). Portanto, é possível inferir que essa espécie pode influenciar no controle de outras espécies e que essa característica poderia ser explicada por vários fatores, entre os quais: sua capacidade de sobrevivência em relação à variação do ambiente, seu sucesso reprodutivo e questões relacionadas à sua história de vida. Tal fato pode ser evidenciado porque como reflexo da abundância discrepante de *X. kroyeri*, os meses e profundidades com maior diversidade corresponderam aos meses de menor abundância da espécie. Nos resultados obtidos, excetuando-se *X. kroyeri*, foi possível observar a presença das demais espécies (riqueza aparente) e três podem ser consideradas de grande importância na estruturação dessa comunidade: *P. muelleri*, *S. dorsalis* e *R. constrictus*. *Pleoticus muelleri* foi a espécie que alterou mensalmente e espacialmente os resultados dos índices, ou seja, maior diversidade quando a abundância da espécie foi menor. Castilho *et al.* (2008d) também observaram *P. muelleri* como sendo uma das espécies mais abundantes depois de *X. kroyeri*.

Artemesia longinaris foi considerada uma das espécies moduladoras na diversidade de camarões (Costa, 2002; Castilho *et al.*, 2008d; Almeida, 2012; Simões, 2012) e foi a espécie dominante em Macaé (Pantaleão, 2013), ao contrário do presente estudo em que foi pouco representativa. Juntamente a *P. muelleri*, *A. longinaris* é endêmica do sul do Atlântico

Ocidental (Boschi, 1997; D’Incao, 1999), e ambas são consideradas espécies de origem subantártica (Castilho *et al.*, 2008d), com preferência por temperaturas frias (Fransozo *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2005a; Castilho *et al.*, 2008d; Castilho *et al.*, 2007a; Batista *et al.*, 2011). A região de estudo é uma área de transição faunística entre a zona tropical e a temperada, fazendo parte de uma província zoogeográfica composta por espécies consideradas de origem tropical e subantártica (Boschi, 2000).

Portanto, propõe-se que condições ambientais como variação de salinidade, tipo de sedimento, temperatura ou produtividade marinha poderiam ter limitado a ocupação de *A. longinarius* na região e período de estudo. A variação da salinidade é um fator limitante em virtude da espécie completar seu ciclo de vida apenas no ambiente marinho (Costa *et al.*, 2005a; Castilho *et al.*, 2007a). Apesar da menor variação de salinidade no presente estudo (acima de 31), a salinidade preferencial da espécie é acima de 33 (Boschi 1969; Fransozo *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2005a). Porém, em 45 % das coletas a salinidade foi acima de 33, o que poderia favorecer ao seu estabelecimento.

Apesar de apresentarem exigências ambientais semelhantes, *A. longinarius* e *P. muelleri*, são espécies distintas de acordo com o tipo de substrato. Uma hipótese proposta por Castilho (2008) seria da existência de diferenças de acordo com o modo de defesa e proteção dessas espécies, relacionado ao seu padrão de coloração. A cor avermelhada de *P. muelleri* faz com que a espécie tenha o hábito de enterramento e, portanto, o sedimento lamoso facilitaria esse comportamento. Já a coloração transparente (com machas amarronzadas) de *A. longinarius* permite seu estabelecimento sobre o substrato. Fenucci (1988), em laboratório, observou que *A. longinarius* não se enterrou durante o dia ao contrário do que ocorreu com *P. muelleri*. Como descrito, o sedimento lamoso foi predominante, que pode ter influenciado a distribuição de *A. longinarius*. Em outras localidades a espécie esteve preferencialmente distribuída em profundidades compostas por areia fina e areia muito fina, com a tendência de

diminuição na abundância conforme a concentração de lama aumentou (Costa *et al.*, 2005a; Batista *et al.*, 2011).

Castilho *et al.* (2007a) registraram maiores abundâncias de *A. longinaris* em períodos sob o efeito de massas de águas frias como a Agua Central do Atlântico Sul (ACAS). A ACAS é uma massa de água que confere uma peculiaridade na costa sudeste do Brasil (Pires-Vanin, 1993; De Léo & Pires-Vanin, 2006). É caracterizada por apresentar baixas salinidade e temperatura ($T < 15^{\circ}\text{C}$, $S < 34$) e sua influência (proximidade costeira) está diretamente relacionada com a ação dos ventos em determinados períodos do ano, aproximando-se da costa principalmente na primavera e verão (Castro-Filho *et al.*, 1987; Odebrech & Castello, 2001; Pires-Vanin, 1993; De Léo & Pires-Vanin, 2006). Devido ao fato da temperatura ser menor apenas nos meses de inverno na região e não na primavera e verão, é possível inferir que tal massa de água não foi detectada nas profundidades amostradas.

É proposto que *A. longinaris* adéqua seu período reprodutivo e consequente liberação das larvas ao período de maior influência da ACAS (Castilho *et al.*, 2007a), onde há um aumento da produtividade primária (Vega-Pérez, 1993), sendo a temperatura um estímulo ambiental específico para o ciclo do seu desenvolvimento gonadal (Castilho *et al.*, 2007ab). Reforçando essas informações, a espécie foi coletada juntamente a *P. muelleri* com alta abundância em Macaé, região localizada mais ao norte (tropical). Vale salientar que por estar próxima à região de Cabo Frio, Macaé apresenta condições ambientais similares às regiões temperadas frias como temperaturas inferiores a 20°C , devido à influência do afloramento (ressurgência) de águas frias como a ACAS. Pelos movimentos ascendentes das águas frias, os nutrientes das camadas profundas atingem a zona eufótica, proporcionando a condição primordial para a produtividade fitoplanctônica (Magliocca *et al.*, 1979; Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992), na primavera e verão (setembro até abril) (Valentin, 1984; Odebrech & Castello,

2001). Tais fatores podem ter favorecido ao estabelecimento de *A. longinaris* em Macaé em detrimento ao que ocorreu no presente estudo.

Adicionalmente, como proposto por Castilho *et al.* (2008d), vários resultados confirmam o fato de que os camarões peneídeos na costa sudeste do Brasil parecem ajustar sua reprodução (fenologia reprodutiva) à variação na produtividade fitoplanctônica, apresentando maiores abundâncias durante primavera e verão (Costa & Fransozo, 2004; Castilho *et al.*, 2007ab; Castilho *et al.*, 2008ab; Castilho *et al.*, 2012). Portanto, não apenas as características ambientais podem explicar de fato a distribuição das espécies, mas também as suas características biológicas, sugerindo que *A. longinaris* estaria distribuída em profundidades maiores ou em regiões mais propícias para o seu estabelecimento. Em contrapartida, a presença de *P. muelleri* na região ocorreu durante o inverno quando as temperaturas diminuíram nas profundidades com sedimento lamoso.

Em geral as espécies pertencentes ao gênero *Penaeus* (assim chamado, primeiramente, antes da revisão de Perez Farfante & Kensley, 1997), no caso do presente estudo, *F. paulensis*, *F. brasiliensis* e *L. schmitti*, possuem em sua história de vida ajustes às regiões estuarinas e marinhas (Holthuis 1980; Garcia & Le Reste, 1986; Dall *et al.*, 1990). Os adultos se reproduzem e desovam nas regiões *offshore* e suas larvas são transportadas em direção às áreas costeiras (*inshore*), para o seu desenvolvimento, sendo essas espécies classificadas no ciclo de vida do tipo 2 (Dall *et al.*, 1990). Posteriormente, seus estágios de pós-larva chegam a regiões próximas da costa e utilizam as correntes de maré para se locomover até áreas estuarinas (Staples, 1980), onde vão tornar-se juvenis passando por um período de crescimento rápido. Após esse período, esses indivíduos já em estágio juvenil bem desenvolvido ou subadultos se deslocam para o oceano (Dall *et al.*, 1990; Benfield & Downer, 2001), geralmente depois de 2 a 4 meses de crescimento nos berçários estuarinos (Stoner, 1988; Pérez-Castañeda & Defeo, 2001). Apesar dessas informações, variações no

ciclo de vida podem ser encontrados, como em Costa *et al.* (2008) que verificaram apenas *F. paulensis* no estuário na região de Ubatuba e *F. brasiliensis* na baía conferindo o ciclo de vida do tipo 3 para *F. brasiliensis*, em detrimento de Simões (2012) que verificou a presença das duas espécies no estuário. De acordo com a mesma autora, as variações na salinidade foram mais fortes em Costa *et al.* (2008) devido ao pequeno tamanho dos estuários onde a grande variação teria sido limitante para *F. brasiliensis*. Adicionalmente, Costa (2002) sugeriu que essas espécies não apenas migram entre as profundidades, mas também poderiam se deslocar para regiões mais distantes e com maiores extensões estuarinas, como o estuário de Cananéia que segundo Chaga-Soares *et al.* (1995) é considerado um berçário, não apenas para *L. schmitti*, mas também para *F. brasiliensis* e *F. paulensis*. Essas características do ciclo de vida dessas espécies como migração e estadia estuarina pelos juvenis poderia explicar o baixo número de indivíduos na região de estudo.

Maiores abundâncias de *E. oplophoroides* e *N. schmitti* foram encontradas em outros trabalhos (Simões, 2012; Pantaleão, 2013; Fransozo *et al.*, 2012). Fransozo *et al.* (2005), afirmaram que *E. oplophoroides* é a espécie mais comum e abundante de camarão carídeo em águas marinhas ao longo do sudeste brasileiro. O menor número de indivíduos dessas espécies provavelmente está relacionada à falta de detritos biológicos ou fragmentos de plantas (madeira, galhos ou folhas) na região de estudo. Essa evidência foi constatada para ambas as espécies por Fransozo *et al.* (2005), Fransozo *et al.* (2009) e Almeida *et al.* (2012b), que relacionaram sua abundância às profundidades amostradas com maiores quantias desses detritos. A baixa abundância das espécies de camarões carídeos também foi registrada em outros trabalhos, principalmente para as espécies *A. intrinsecus* e *P. paivai* (Fransozo *et al.*, 2012; Simões, 2012; Pantaleão, 2013). Como citado anteriormente, espécies do gênero *Alpheus* spp. em geral vivem associadas há algum tipo de material biogênico. *Alpheus intrinsecus* pode viver associado a substratos lamosos, argila, areia, gorgônias, associado à

seagrass (fanerógamas marinhas) da família Cymodoceaceae, areia grossa e conchas, e algas calcáreas ou a fragmentos de corais (Christoffersen 1979). Já *P. paivai* foi observada vivendo em associação com a água-viva da Classe Scyphozoa (Martinelli Filho *et al.*, 2008). De fato os espécimes coletados no presente trabalho foram retirados da superfície subumbrelar dessas águas-vivas. Segundo Bauer (2004), muitos carídeos vivem associados a outros organismos possuindo uma relação simbiótica.

4.) Distribuição espaço-temporal e relação com os fatores ambientais

A variação das variáveis ambientais (salinidade e temperatura da água de fundo, textura e matéria orgânica contida no sedimento) nas amostragens realizadas foi representada pelos dois primeiros componentes da PCA. Portanto, tais variáveis foram os fatores mais importantes que caracterizaram distintamente o ambiente estudado e conseqüentemente tiveram influência na composição das espécies e sua respectiva abundância, sendo a temperatura de fundo e o Phi os fatores determinantes.

A salinidade de fundo e a matéria orgânica não apresentaram relação com as espécies, e duas hipóteses foram propostas por Castilho *et al.* (2008d). A amplitude de variação desses fatores não foi suficiente para permitir que seu efeito fosse aparente (hipótese 1). Os trabalhos que investigam regiões com altas variações de salinidade podem encontrar respostas biológicas mais específicas, como é o caso de Gunter *et al.* (1964), onde a variação foi de 5 a 35 de salinidade, e Simões (2012) comparando a região estuarina e de baía. A segunda hipótese é que as espécies respondem a um conjunto de fatores (bióticos ou abióticos) que não foram considerados no estudo, como padrões de migração intraespecíficos.

Rimapenaeus constrictus apresentou o mesmo padrão de distribuição dos espécimes analisados no estado de São Paulo, tanto temporalmente como espacialmente. A preferência

da espécie por areia muito fina limitou o seu estabelecimento nas profundidades menores caracterizadas por um sedimento lamoso (silte e argila) (Fransozo *et al.*, 2002; Hiroki *et al.*, 2010). Alguns trabalhos caracterizaram a estrutura e distribuição das espécies/comunidades epibentônicas de acordo com o tipo e heterogeneidade do sedimento (Abele, 1974; Somers, 1987; Sánchez *et al.*, 2008; Bertini *et al.*, 2010). De acordo com Dall *et al.* (1990), os camarões peneídeos tem o hábito de se enterrar, na procura de abrigo e proteção, portanto a conformação do substrato (principalmente sedimentos compostos por silte e argila) é um fator limitante para esses animais. Hiroki *et al.* (2010) propuseram a permanência de *R. constrictus* em sedimentos variados por favorecer suas trocas gasosas enquanto estiverem enterrados. De acordo com Williams (1958), as espécies podem apresentar diferentes tipos de comportamento em relação ao substrato, e se ajustam não apenas a superfícies com facilidade de enterramento, mas também às suas exigências respiratórias.

A presença de *P. muelleri* nos meses de inverno não confere o padrão encontrado para outros trabalhos realizados (Costa *et al.*, 2004 ; Castilho *et al.*, 2008a; Batista *et al.*, 2011; Castilho *et al.*, 2012). O que poderia explicar essa diferença é devido ao fato da espécie ser considerada subantártica (e indicadora de temperaturas frias) sendo mais abundante em temperaturas entre 15 e 21°C (Boschi, 1963, 1989).

O padrão de abundância de *S. dorsalis* também não corroborou aos resultados de outros trabalhos realizados no estado de São Paulo (Costa *et al.*, 2005b; Castilho *et al.*, 2008bc) e os motivos são similares aos aplicados a *P. muelleri*. No entanto, *S. dorsalis* não possui a história de vida semelhante a *P. muelleri*, e a faixa da sua distribuição vem desde regiões tropicais (contínua desde Estados Unidos, Carolina do Norte) com limite em Santa Catarina (D’Incao, 1995). Castilho *et al.* (2008c) e Costa *et al.* (2004) propuseram que a espécie migraria para regiões protegidas durante a inclusão da ACAS, mas de acordo com Castilho *et al.* (2008b), aproveitaria a disponibilidade de alimento para ajustar a reprodução e

desova para esse período.

Segundo essas informações e os resultados obtidos, podemos inferir que *S. dorsalis* e *P. muelleri* estão em profundidades onde a gama de fatores ambientais, ou seja, não apenas a variação de um fator, mas do conjunto de fatores foi compatível com as suas exigências biológicas. O estabelecimento de *P. muelleri* em profundidades intermediárias (11 metros) comprova essa informação, uma vez que as menores temperaturas foram nas profundidades maiores (17 metros), porém nessas profundidades o Phi foi composto de areia muito fina ao invés de um sedimento mais lamoso, que é a preferência da espécie (Castilho *et al.*, 2008a; Castilho *et al.*, 2012), assim como para *S. dorsalis* (Costa *et al.*, 2005b; Castilho *et al.*, 2008c).

Xiphopenaeus kroyeri foi dominante em escala espacial e temporal influenciando nos agrupamentos formados entre as profundidades e os meses. Sua distribuição foi em profundidades com sedimentos mais lamosos, tendo um pico de abundância nos meses equivalentes ao verão e outono, que apesar de consideradas temperaturas elevadas, não foram as maiores registradas, assim como no trabalho de Simões (2012). Grabowski (2012) verificou a preferência da espécie na região por classes de temperatura entre 21 e 23°C. Almeida (2012) e Nakagaki & Negreiros-Fransozo (1998), registraram a presença da espécie nos meses de maiores temperaturas, porém a amplitude máxima desses trabalhos é semelhante ao do presente estudo. Mesmo com essa diferença, Costa *et al.* (2007) registraram que a faixa de temperatura de fundo limitante para a espécie seria menor do que 21°C. Portanto, apesar da região estar localizada em uma área subtropical (mais ao sul), as condições foram similares às regiões tropicais e favoráveis ao estabelecimento e dominância de *X. kroyeri*. Grabowski (2012), analisando a biologia populacional dessa espécie na região de estudo, identificou que um dos picos de reprodução ocorreu durante outono (justamente quando ocorreu um aumento da abundância). Outros trabalhos também evidenciaram picos reprodutivos durante períodos

similares (Castro *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2012a; Heckler *et al.*, 2013), como também picos de abundância (Nakagaki & Negreiros-Fransozo, 1998). O discrepante aumento no número de indivíduos nesses meses foi pontuado por Grabowski (2012) como sendo justamente no período de defeso que ocorre entre o verão e outono (março a maio) (IBAMA, 2008). Portanto, esses estoques estariam oportunamente tendo um aumento considerável na abundância no período de fechamento da pesca. Se este for o caso, esse padrão estaria acontecendo para a espécie também em outras regiões.

Uma relevante informação foi a sobreposição entre *P. muelleri* e *S. dorsalis* em termos de espaço e tempo, juntamente à *R. constrictus*, apesar da sua menor abundância. Algumas inferências podem ser realizadas sobre esse aspecto. Segundo Krebs (2001), os fatores do ambiente podem simplesmente limitar a distribuição dos organismos. Se compararmos essas espécies com *X. kroyeri*, verificamos que as exigências fisiológicas (limitação) diferem e elas não se sobrepõe simplesmente por preferência a determinado fator. Essa distinção em termos de distribuição espaço temporal é corroborada pela biologia populacional dessas espécies que já vem sendo realizada em outras regiões (Costa & Fransozo, 2004; Costa *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2007; Castilho *et al.*, 2008abc; Batista *et al.*, 2011; Hiroki *et al.*, 2011; Castilho *et al.*, 2012). De acordo com Krebs (2001), os organismos podem também não ocupar de fato todo o seu potencial limite de distribuição, seja por ter dispersão limitada ou por simplesmente “escolher” (seleção de habitat) não viver em determinados locais. Algumas espécies ficam em locais com abrigo, onde possam estar a salvo de predadores (Zimmerman *et al.*, 1984; Meager *et al.*, 2005). Outras selecionam locais onde haja disponibilidade de parceiros para a reprodução (Shirley *et al.*, 1990). Outro princípio que poderia explicar a diferença em termos de distribuição é a competição. A exclusão competitiva, onde as espécies ocupam diferentes nichos ecológicos (Ricklefs & Miller, 1999) foi evidenciada para duas espécies de camarões carídeos por Almeida *et al.* (2012b). A compartimentalização de nichos ecológicos (Ricklefs

& Miller, 1999) é outro fator a ser levado em consideração no ambiente, onde a gama de interações nas teias alimentares podem ditar as propriedades estruturais das mesmas (Rezende *et al.*, 2009) e, assim, a distribuição dos organismos. Portanto, o que está ocorrendo no cenário ambiental como um todo, considerando as espécies, pode ser explicado por um complexo conjunto de interações, onde vários fatores (tanto abióticos como biológicos) atuam.

Caridea é um grupo à parte principalmente por possuir uma história de vida diferente em relação aos peneídeos, com uma tendência ao tipo de seleção *k* e, conseqüentemente, distribuição em uma variedade maior de habitats (Bauer, 2004). De fato, por esse motivo a amostragem deve ser diferencial se o objetivo do estudo for investigar as espécies desse grupo em particular, com exceção de *N. schmitti* e *E. oplophoroides*, que vivem associadas a troncos no substrato não consolidado (areia). Apesar dessas peculiaridades, os carídeos são pouco estudados em relação aos camarões peneídeos (Simões, 2012). Das duas espécies (*N. schmitti* e *E. oplophoroides*) capturadas em maiores abundâncias em outros estudos, apenas *E. oplophoroides* apresentou maior número de indivíduos, com dois picos de abundância (setembro e janeiro, respectivamente) e distribuição predominante nos 8 metros em uma condição de areia muito fina. Afirmações e comparações sobre a espécie tornam-se complexas, uma vez que Fransozo *et al.* (2005) capturaram 9970 indivíduos sobre os quais realizaram inferências à respeito da biologia populacional.

A variação espacial e temporal na comunidade dos camarões foi influenciada pelo conjunto de fatores ambientais mesurados. O complemento para esse tipo de estudo baseia-se na dinâmica existente não apenas entre as espécies e as variáveis ambientais, mas também entre as espécies. Considerar o aspecto biológico é importante uma vez que os indivíduos ocupam nichos ecológicos distintos interagindo ao meio e, portanto, desempenham importantes papéis em um determinado habitat (Begon *et al.*, 2007). Alguns estudos já

realizaram investigações com o enfoque direcionado a essas questões obtendo dados importantes para o entendimento das comunidades biológicas, tais como *trade-offs* no desempenho das espécies e conseqüentemente a coexistência entre as comunidades (Kneitel & Chace, 2004) e dispersão agindo de forma interativa com a diversidade (France & Duffy, 2006). Portanto, são importantes fatores a serem considerados em futuras investigações.

Um conjunto de informações relevantes foi obtido a partir desse estudo e pode ser utilizado futuramente para auxiliar na gestão dos recursos pesqueiros na região, principalmente pelo fato de que atualmente *X. kroyeri* está entre os dez peneídeos mais capturados nas pescarias mundiais (Gilletti, 2008) e o número de espécies capturadas como fauna acompanhante é alarmante. De acordo com Hall *et al.* (2000), uma das questões que mais afeta a gestão de pesca atualmente é a fauna acompanhante e segundo Alverson *et al.* (1994), para cada 1 kg de camarões comerciais capturados 9,3 kg são descartes. Ou seja, muitas espécies são capturadas sem que haja o mínimo de conhecimento sobre as mesmas ou qualquer plano que vise a sua conservação. Recentes pesquisas reportam o colapso da maioria das pescarias mundiais dentro de algumas décadas (Costello *et al.*, 2008), portanto é inquestionável a necessidade de aperfeiçoar a gestão pesqueira direcionada a uma captura sustentável dos camarões (Macfadyen *et al.*, 2013).

As informações científicas deveriam ser utilizadas juntamente ao conhecimento empírico dos pescadores, sendo esse um desafio chave a ser realizado (Silva *et al.*, 2013).

Referências bibliográficas

- Abele, L. G. 1974. Species diversity of decapod crustaceans in marine habitats of Panamá. *Ecology*, 55 (1): 156-161.
- Abele, L. G. 1976. Comparative species composition and relative abundance of decapod crustaceans. *Marine Biology*, 38: 263-278.
- Abele, L. G. & Kim, W. 1989 The decapod crustaceans of the Panama Canal. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 482: 1-50.
- Alexandre, M. R. 2006. *Caracterização química do extrato orgânico dos sedimentos recentes da Baía da Babitonga-SC*. 118 f. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Físicas e Matemáticas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Alexandre, M. R.; Huan, Y. & Madureira, L. A. S. 2006. Avaliação de compostos orgânicos em sedimentos superficiais da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 20(2): 208-218.
- Almeida, A. 2012. *Composição e diversidade dos camarões marinhos (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) e dinâmica populacional de Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) no litoral sudeste do Brasil*. 176 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Almeida, A.; Baeza, J. A.; Fransozo, V.; Castilho, A. L. & Fransozo, A. 2012a. Reproductive biology and recruitment of *Xiphopenaeus kroyeri* in a marine protected area in the Wester Atlantic: implications for resource management. *Aquatic Biology*, 17: 57-69.
- Almeida, A.; Fransozo, A.; Teixeira, G. M.; Hiroki, K. A. N.; Furlan, M. & Bertini, G. 2012b. Ecological distribution of the shrimp *Nematopalaemon schmitti* (Crustacea: Decapoda: Caridea) in three bays on the south-eastern coast of Brazil. *African Journal of Marine Science*, 34: 93-102.

- Alverson, D. L.; Freeberg, M. H.; Pope, J. G. & Murawski, S. A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*, 339: 233p.
- Alves, D. F. R.; Carvalho, M. C. R.; Barros-Alves, S. P. & Cobo, V. J. 2012. Brachyuran crabs (Decapoda, Brachyura) associated with the green sponge *Amphimedon viridis* (Desmospongiae) from Itaguá beach, south-eastern coast of Brazil. *Crustaceana*, 85 (4-5): 497-512.
- Anderson, S. C.; Branch, T. A.; Ricard, D. & Lotze, H. K. 2012. Assessing global marine fishery status with a revised dynamic catch-based method and stock-assessment reference points. *ICES Journal of Marine Science*, 69 (8): 1491-1500.
- Anderson, S. C.; Flemming, J. M.; Watson, R. & Lotze, H. K. 2011. Rapid global expansion of invertebrate fisheries: Trends, drivers, and ecosystem effects. *PLoS ONE*, 6: 1-9.
- Avila, M. G. 2008. *Aspectos bioecológicos da fauna de camarões pescados artesanalmente na praia da Pinheira – Palhoça/SC*. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí-SC.
- Bail, G. C. & Branco, J. O. 2007. Pesca artesanal do camarão sete-barbas: uma caracterização. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 11 (2): 25-32.
- Barros, G. V.; Martinelli, L. A.; Novais, T. M. O.; Ometto, J. P. H. B. & Zuppi, G. M. 2010. Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science of the Total Environment*, 408: 2226-2232.
- Batista, A. C.; Simões, S. M.; Lopes, M. & Costa, R. C. 2011. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) and *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, penaeoidea) in the southeastern Brazilian littoral. *Nauplius*, 19 (2): 135-143.

- Bauer, R. T. 2004. *Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans*. Norman: University of Oklahoma Press, 296p.
- Begon, M.; Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ªed. Porto Alegre: Artmed, 740p.
- Benfield, M. C. & Downer, R. G. 2001. Spatial and temporal variability in the nearshore distributions of postlarval *Farfantepenaeus aztecus* along Galveston Island, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 445-456.
- Berger, W. H. & Parker, F. L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347.
- Bertini, G.; Fransozo, A. & Melo, G. A. S. 2004. Biodiversity of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from non-consolidated sublittoral bottom on the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2185-2207.
- Bertini, G.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2010. Brachyuram soft-bottom assemblage from marine shallow waters in the southeastern Brazilian littoral. *Marine Biodiversity*, 40: 277-291.
- Bertness, M. D. 1999. *The ecology of atlantic shorelines*. 1ªed. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderland, 417p.
- Best, J. L. 1988. Sediment transport and bed morphology at river channel confluences. *Sedimentology*, 35,481-498.
- Boos, H.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Araujo, P. B.; Magalhães, C.; Almerão, M. P.; Santos, R. A. & Mantelatto, F. L. 2012. Checklist of the Crustacea from the state of Santa Catarina, Brazil. *Check List*, 8(6): 1020-1046.
- Boschi, E. E. 1963. Los camarones comerciales de la familia Penaeidae de la costa Atlantica de America del Sur. *Boletim do Instituto de Biologia Marinha*, 3: 1-39.

- Boschi, E. E. 1969. Crecimiento, migración y ecología del camarón comercial *Artemesia longinaris* Bate. *Boletim del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 18: 1-47.
- Boschi, E. E. 1989. Biología pesquera del langostino del litoral Patagónico de Argentina (*Pleoticus muelleri*). *Contribuciones del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 646: 1-71.
- Boschi, E. E. 1997. Las pesquerías de crustáceos decápodos en el litoral de la República Argentina. *Investigaciones Marinas*, 25: 19-40.
- Boschi, E. E. 2000. Species of decapod crustaceans and their distribution in the marine zoogeographic provinces. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 13: 7-136.
- Branco, J. O. 2005. Biología e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 1050-1062.
- Branco, J. O. & Fracasso, H. A. A. 2004. Ocorrência e abundância da carcinofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* Heller (Crustacea, Decapoda), na armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21 (2): 295-301.
- Branco, J. O.; Lunardon-Branco, M. J.; Peret, A. C.; Souto, F. X.; Schweitzer, R. & Vale, W. G. 1998. Associação entre macroinvertebrados e peixes demersais na Armação do Itapocoroy, Penha, SC, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41(2): 268-277.
- Branco, J. O.; Lunardon-Branco, M. J.; Souto, F. X. & Guerra, C. R. 1999. Estrutura populacional do camarão sete-barbas *Xiphonenaues kroyeri* (Heller, 1862), na foz do Rio Itajaí-Açú, Itajaí, SC, Brasil. *Brazilian Archives of Biology Technology*, 42 (1): 115-126.

- Branco, J. O. & Verani, J. R. 2006. Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. In: Branco, J. O. & Marenzi, A. W. C. (Eds.). *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC*. Itajaí: Editora da Univalli, p.153-170.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Bruno, J. F. & Bertness, D. M. 2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. In: Bertness, M. D.; Gaines, S. D. & Hay, M. E. (Eds.) *Marine community ecology*. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates, p. 201-221.
- Burone, L.; Muniz, P.; Pires-Vanin, A. M. S. & Rodrigues, M. 2003. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern-Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 75(1): 77-90.
- Cartes, J. E.; Serrano, A.; Velasco, F.; Parra, S. & Sánchez, F. 2007. Community structure and dynamics of deep-water decapod assemblages from Le Danois Bank (Cantabrian Sea, NE Atlantic): Influence of environmental variables and food availability. *Progress in Oceanography*, 75: 797-816.
- Castilho, A. L. 2008. *Reprodução e recrutamento dos camarões Peneoidea (Decapoda, Dendrobranchiata) No Litoral Norte do Estado de São Paulo*. 129 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Castilho, A. L.; Costa, R. C.; Fransozo, A. & Boschi, E. E. 2007a. Reproductive pattern of the South American endemic shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea), of São Paulo State, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 55(1): 39-48.
- Castilho, A. L.; Costa, R. C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2008a. Reproduction and recruitment of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea:

- Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Marine Biology Research*, 4: 361-368.
- Castilho, A. L.; Furlan, M.; Costa, R. C. & Fransozo, A. 2008b. Reproductive biology of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* (Decapoda: Penaeoidea) from the southeastern coast of Brazil. *Invertebrate Reproduction Development*, 52 (1-2): 59-68.
- Castilho, A. L.; Furlan, M.; Costa, R. C. & Fransozo, V. 2008c. Abundance and temporal-spatial distribution of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Decapoda: Penaeoidea) from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Senckenbergiana matirima*, 38(1): 75-83.
- Castilho, A. L.; Gavio, M. A.; Costa, R. C.; Boschi, E. E.; Bauer, R. T. & Fransozo, A. 2007b. Latitudinal variation in population structure and reproduction pattern of the endemic South American shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 27(4): 548-552.
- Castilho, A. L.; Pie, M. R.; Fransozo, A., Pinheiro, A. P. & Costa, R. C. 2008d. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea, Decapoda, Penaeoidea) in Southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88: 119-123.
- Castilho, A. L.; Wolf, M. R.; Simões, S. M.; Bochini, G. L.; Fransozo, V. & Costa, R. C. 2012. Growth and reproductive dynamics of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Journal of Marine Systems*, 105-108: 135-144.
- Castro-Filho, B. M.; Miranda, L. B. & Myao, S. Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 35(2): 135-151.

- Castro, R. H.; Costa, R. C.; Fransozo, A. & Mantelatto, F. L. M. 2005. Population structure of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, 69(4): 105-112.
- Chace, F. A. 1969. A new genus and five new species of shrimps (Decapoda: Palaeomonidae, Pontoniinae) from western Atlantic. *Crustaceana*, 16: 251-271.
- Chace Jr., F. A. 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 98: 1-179.
- Chagas-Soares, F.; Pereira, O. M. & Santos, E. P. 1995. Contribuição ao ciclo biológico de *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936, *Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817 e *Penaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967, na região Lagunar-Estuarina de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 22(1): 49-59.
- Christoffersen, M. L. 1979. Campagne de la Calypso au large des côtes Atlantiques de l'Amérique du Sud (1961-1962). I Decapod Crustacea: Alpheoidea. *Annales de l'Institut Océanographique*, 55 (Suppl.): 297-377.
- Christoffersen, M. L. 1984. The western Atlantic snapping shrimps related to *Alpheus heterochaelis* Say (Crustacea, Caridea), with the description of a new species. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 35(19): 189-208.
- Colloca, F.; Cardinale, M.; Belluscio, A. & Ardizzone, G. 2003. Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 469-480.
- Costa, R. C. 2002. *Biologia e distribuição ecológica das espécies de camarões Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) na região de Ubatuba (SP)*. 186f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.

- Costa, R. C. & Fransozo, A. 2004. Abundance and ecologic distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Crustacea: Penaeidae) in the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Journal of Natural History*, 38(7): 901-912.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Castilho A. L. & Freire, F.A. M. 2005a. Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda; Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 107-112.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Freire, F. A. M. & Castilho, A. L. 2007. Abundance and Ecological distribution of the “sete-barbas” shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in three bays of the Ubatuba region, south-eastern Brazil. *Gulf and Caribbean Research*, 19: 33-41.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Mantelatto, F. L. M. & Castro, R. H. 2000. Occurrence of shrimp species (Natantia: Penaeidea: Caridea) in Ubatuba Bay, Ubatuba, SP, Brazil. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 113(3): 776-781.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Melo, G. A. S. & Freire, F. A. M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 3 (1): 1-12.
- Costa, R. C.; Fransozo, A. & Pinheiro, A. P. 2004. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 195-203.
- Costa, R. C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2005b. Ecology of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Crustacea: Sicyoniidae) in a subtropical region of Brazil. *Gulf and Caribbean Research*, 17(1): 49-56.
- Costa, R. C.; Lopes, M.; Castilho, A. L.; Fransozo, A. & Simões, S. M. 2008. Abundance and distribution of shrimps *Farfantepenaeus* spp. in a mangrove estuary and adjacent bay

- on the northern shore of São Paulo State, southeastern Brazil. *Invertebrate Reproduction and Development*, 52(1-2): 51-58.
- Costello, C.; Gaines, S. D. & Lynhams, J. 2008. Can Catch Shares Prevent Fisheries Collapse? *Science*, 321: 1678-1680.
- Costello, M. J.; Coll, M.; Danivaró, R.; Halpins, P.; Ojaveer, H. & Miloslavich, P. 2010. A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *Plos one*, 5 (8): 1-15.
- Cremer, M. J.; Grose, A. V.; Hillebrandt, C. C.; Dias, C. P.; Cercal, E. J. & Age, E. C. Baía da Babitonga. 2011. In: Valente, R.; Dilva, J. M. C.; Straube, F. C. & Nascimento, J. L. X. (Orgs.). *Conservação de aves migratórias neárticas do Brasil*. Belém: Conservação Internacional, p. 309-312.
- Cristofolini, L.; Fogliatto, M. M. & Moreira, M. E. 2011. Análise socioambiental do fechamento do canal do linguado/Sc. *Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL*, 1-8.
- Cronin, T.; Halka, J.; Phillips, S. & Bricker, O. 2003. Estuarine sediments sources. In: Langland, M. & Cronin, T. A (Orgs.). *Summary report of Sediment Processes in Chesapeake Bay and Watershed*. Pennsylvania: Water-Resources Investigations Report 03-4123, p. 49-60.
- Cuesta, J. A.; Gonzalez-Ortegon, E.; Rodriguez, A.; Baldo, F.; Vilas, C. & Drake, P. 2006. The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure. *Hydrobiologia*, 557: 85-95.
- Dajoz, R. *Ecologia Geral*. 1972. São Paulo: Editora Vozes, EDUSP, 472p.
- Dall, W.; Hill, B. J.; Rothlisberg, P. C. & Staples, D. J. 1990. The biology of the Penaeidae. In: Blaxter, J. H. S. & Southward, A. J. (Eds.). *Advances in Marine Biology*. San Diego: Academic Press, p. 1-489.

- D’Incao, F. 1995a. Taxonomia, padrões distribucionais e ecológicos de Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do litoral brasileiro. 365 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- D’Incao, F., 1995b. Brazilian rock shrimps of the genus *Sicyonia* (Decapoda: Sicyoniidae). *Nauplius*, 3:101–125.
- Neotropica*, 3 (1): 1-12.
- D’Incao, F. 1999. Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). In: Buckup, L.; Buckup, G. B. (Eds.). *Os Crustáceos do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Universidade/URGS: Editora da Universidade, p. 275-299.
- D’Incao, F.; Valentini, H. & Rodrigues, L. F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica*, 24 (2): 103-116.
- DNIT/IME. 2004. *Estudos ambientais da Baía da Babitonga – Canal do Linguado*. Estudos da Baía da Babitonga / canal do Linguado: Convênio DNIT / IME.
- De Grave, S. & Fransen, C. H. J. M. 2011. Carideorum catalogus: the recent species of the dendrobranchiate, stenopodidean, procarididean and caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededeelingen*, 85(9): 195-589.
- De Léo, F.C. & Pires-Vanin, A. M. S. 2006. Benthic megafauna communities under the influence of the South Atlantic Central Water intrusion onto the Brazilian SE shelf: A comparison between an upwelling and a non-upwelling ecosystem. *Journal of Marine Systems*, 60: 268-284.
- Dulvi, N. K.; Sadovy, Y. & Reynolds, J. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4: 25-64.
- Dyer, K. R. 1995. Sediment transport processes in estuaries. In: Perillo, G. M. E. (Org.) *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology*. New York: Springer-Verlag, p. 423-449.

- Efron, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *The Annals of Statistics*, 7: 1–26.
- EPAGRI/Ciram (<http://ciram.epagri.sc.gov.br>).
- FAO. 2009. The State of World Fisheries and Aquaculture 2008. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 176p.
- FATMA. 1981. *Estudo preliminar da Baía da Babitonga, visando obter um diagnóstico da situação atual da poluição por metais pesados*. Assessoria Especial do Litoral.
- Fenucci, J. L. 1988. Manual para la cria de camarones Peneidos. 8ªed. Roma. Editora: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. *FAO-Documento de Campo*, 60p.
- Ferreira, R. S; Vieira, R. R. R. & D’Incao, F. 2010. The marine and estuarine shrimps of the Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Caridea) from Brazil. *Zootaxa*, 2606: 1-24 .
- Foster, S. J. & Vincent, A. C. J. 2010. Tropical shrimp trawl fisheries: Fisher’s knowledge of and attitudes about a doomed fishery. *Marine Policy*, 34: 437-446.
- France, K. E. & Duffy, E. 2006. Diversity and dispersal interactively affect predictability of ecosystem function. *Nature*, 441: 1139-1143.
- Fransozo, V.; Costa, R. C.; Bertini, G. & Cobo, V. J. 2005. Population biology of spine shrimp *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis) (Caridea, Hippolytidae) in a subtropical region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 1078-1084.
- Fransozo, A.; Costa, R. C.; Castilho, A. L. & Mantelatto, F. L. M. 2004. Ecological distribution of the shrimp “camarão serrinha” *Artemesia longinaris* (Decapoda, Penaeidae) in Fortaleza Bay, Ubatuba, Brazil, in relation to abiotic factors. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 16: 43-50.

- Fransozo, V.; Castilho, A. L.; Freire, F. A. M.; Furlan, M.; Almeida, A. C.; Teixeira, G. M. & Baeza, J. A. 2009. Spatial and temporal distribution of the shrimp *Nematopalaemon schmitti* (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) at a subtropical enclosed bay in South America. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(8): 1581-1587.
- Fransozo, A.; Costa, R. C.; Mantelatto, F. L. M.; Pinheiro, M. A. A. & Santos, S. 2002. Composition and abundance of shrimp species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza Bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. *Modern Approaches to the Study of Crustacea*, 117-123.
- Fransozo, A.; Furlan, M.; Fransozo, V.; Bertini, G.; Costa, R. C. & Fernandes-Góes, L. C. 2012. Diversity of decapod crustaceans at the interface of unconsolidated seabed areas and rocky shores in tropical/subtropical Brazil. *African Journal of Marine Science*, 34(3): 361-371.
- Freitas Junior, F.; Christoffersen, M. L. & Branco, J. O. 2010. Monitoring of carcinofauna abundance and diversity during eight years of expressway construction in Santa Catarina, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38 (3): 461-473.
- Freese, L.; Auster, P.; Heifetzl, J. & Wing, B. L. 1999. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 182: 119-126.
- Furlan, M. 2010. *Crustáceos decápodos do substrato não consolidado da região de Ubatuba (SP): Composição, Abundância e Distribuição Ecológica*. 101f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.

- Garcia, S. & Le Reste, L. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenamento de las poblaciones de camarones peneidos costeiros. *FAO Documento Técnico de pesca* (203), 180p.
- Gilletti, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 475: 331p.
- Gonzalez-Rodriguez- E.; Valentini, J. L.; Dalmo, L. A & Jacob, S. A. 1992. Upwelling and down welling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. *Journal of Plankton Research*, 14 (2): 289-306.
- Gotelli, N. J & Ellison, A. M. 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Porto Alegre: Editora Artmed, 528p.
- Gunter, G.; Christmas, J. Y. & Killebrew, R. 1964. Some relations of salinity to population distributions of motile estuarine organisms, with special reference to penaeid shrimp. *Ecology*, 45(1): 181-185.
- Grabowski, R. D. 2012. Dinâmica populacional do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda) na Baía da Babitonga, Estado de Santa Catarina. 113f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Hakanson, L. & Jansson, M. 1983. *Principles of lake sedimentology*. New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo: Springer-Verlag, 316p.
- Hall, M. A. 1996. On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6: 339-352.
- Hall, M. A.; Alverson, D. L & Metuzals, K. I. 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41 (1-6): 204-219.
- Halpern, B. S.; Walbridge, S.; Selkoe, K. A.; Kappel, C. V.; Micheli, F.; D'Agrosa, C.; Bruno, J. F.; Casey, K. S.; Ebert, C.; Fox, H. E.; Fujita, R.; Heinemann, D.; Lenihan, H. S.; Madin, E. M. P.; Perry, M. T.; Selig, E. R.; Spalding, M.; Steneck, R. &

- Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Hart, R. A.; Nance, J. M. & Primrose, J. A. 2012. *The U.S. Gulf of Mexico Pink Shrimp, Farfantepenaeus duorarum, Fishery: 50 Years of Commercial Catch Statistics. Marine Fisheries Review*, 74(1): 1-6.
- Heckler, G. S.; Simões, S. M.; Santos, A. P. F.; Fransozo, A. & Costa, R. C. 2013. Population dynamics of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Dendrobranchiata, Penaeidae) in south-eastern Brazil. *African Journal of Marine Science* 2013, 35(1): 17-24.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54 (2): 427-432.
- Hiroki, K. A. N.; Fransozo, A.; Costa, R. C.; Castilho, A. L.; Shimizu, R. M.; Almeida, A. C. & Furlan, M. 2011. Bathymetric distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1874) (Decapoda, Penaeidae) in two locations off the southeastern Brazilian coast. *Marine Biology Research*, 7: 176-185.
- Holthuis, L. B. 1952. On some Indo-westpacific Palaemoninae (Crustacea Decapoda Caridea). *Zoologische Mededelingen*, 31(18): 201-211.
- Holthuis, L. B. 1993. The recent genera of the caridean stenopodidean shrimps (Crustacea: Decapoda). Leiden: National Natuurhistorisch Museum, 328p.
- Holthuis, L. B. 1980. *FAO species catalogue. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries*. FAO species catalogue. Vol. 1. Roma: FAO Fisheries Synopsis, 271p.
- IBAMA, Instrução Normativa Nº 189, de 23 de setembro de 2008. Reunião final com representações das regiões sudeste e sul, ocorrida em Itajaí/SC, no dia 21 de agosto de 2008; Processo IBAMA/SC no 2026.001828/ 2005-35.
- INSTITUTO DE PESCA, SÃO PAULO; <http://www.pesca.sp.gov.br/default.php>.

- Jackson, J. B. C.; Kirby, M. X.; Berger, W. H.; Bjorndal, K. A.; Botsford, L. W.; Bourque, B. J.; Bradbury, R. H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J. A.; Hughes, T. P.; Kidwell, S.; Lange, C. B.; Lenihan, H. S.; Pandolfi, J. M.; Peterson, C. H.; Steneck, R. S.; Tegner, M. J. & Warner, R. R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Juan, S. & Cartes, J. E. 2011. Influence of environmental factors on the dynamics of macrobenthic crustaceans on soft-bottoms of the Ebro Delta continental shelf (northwestern Mediterranean). *Scientia Marina*, 75(4): 691-700.
- Junior, F. F.; Christoffersen, M. L. & Branco, J. O. 2010. Monitoring of carcinofauna abundance and diversity during eight years of expressway construction in Santa Catarina, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(3): 461-473.
- Kneitel, J. M. & Chase, J. M. 2004. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters*, 7: 69-80.
- Knie, J. L. W. 2002. *Atlas Ambiental da Região de Joinville: Complexo Hídrico da Baía da Babitonga*. Florianópolis: FATMA/GTZ, 139p.
- Kordas, R. L.; Harley, C. D. G. & O'Connor, M. I. 2011. Community ecology in a warming world: The influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400, 218-226.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. 2ªed. Menlo Park, CA: Benjamin/Cummings, 620p.
- Krebs, C. J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 5ª ed. California: Benjamin Cummings, 801p.
- Langland, M. & Cronin, T. 2003. *A Summary Report of Sediment Processes in Chesapeake Bay and Watershed*. Pennsylvania: Water-Resources Investigations Report 03-4123, 109p.

- Law, R. J. 1981. Hydrocarbon concentrations in water and sediments from UK Marine Waters, determined by fluorescence spectroscopy. *Marine Pollution Bulletin*, 12 (5): 153-157.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*, 2^aed. Amsterdam: Elsevier Science, 853p.
- Lenihan, H. S. & Micheli, F. 2001. Soft-sediment communities. In: Bertness, M. D.; Gaines, S. D. & Hay, M. E. (Orgs.). *Marine community ecology*. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates, p. 253-287.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge: Cambridge University Press, 269p.
- Lessig, V. 1972. Comparing cluster analyses with cophenetic correlation. *Journal of Marketing Research*, 9: 82-84.
- Löwenberg-Neto, P. & Navarro-Silva, M. A. 2002. Primeiro registro de *Aedes albopictus* no Estado de Santa Catarina, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, 36 (2): 246-247.
- Lui, K. K. Y.; Ng, J. S. S. & Leung, K. M. Y. 2007. Spatio-temporal variations in the diversity and abundance of commercially important Decapoda and Stomatopoda insubtropical Hong Kong waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72: 4, 635-647.
- Macfayadyen, G.; Banks, R. & Davies, R., 2013. Tropical shrimp trawling: Developing a management blueprint and adapting and implementing it in specific countries and fisheries. *Marine Policy*, 40: 25-33.
- Magliocca, A.; Miranda, L. B. & Signorini, S. R. 1979. Physical and chemical aspects of transient stages of the upwelling at southwest of Cabo Frio (Lat. 23°S – Long. 42°W). *Boletim do Instituto oceanográfico*, 28(2) :37-46.
- Magurran, A. 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Ed. da UFPR, 261p.
- Maioli, O. L. G.; Oliveira, C. R.; Dal Sasso, M. A.; Madureira, L. A. S.; Azevedo, D. A. & Neto, F. R. A. 2012. Evaluation of the organic matter sources using the $\delta^{13}\text{C}$

- composition of individual n-alkanes in sediments from Brazilian estuarine systems by GC/C/IRMS. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114: 140-147.
- Mantelatto, F. L. M. & Fransozo, A. 1999. Reproductive biology and moulting cycle of the crab *Callinectes ornatus* (Decapoda, Portunidae) from the Ubatuba region, São Paulo, Brazil. *Crustaceana*, 72 (1): 63-76.
- March, J. G.; Pringle, C. M.; Townsend, M. J. & Wilson, A. I. 2001. Effects of freshwater shrimp assemblages on benthic communities along an altitudinal gradient of a tropical island stream. *Freshwater Biology*, 47, 377-390.
- Martinelli Filho, J. E.; Stampar, S. N.; Morandini, A. C. & Mossolin, E. C. 2008. Cleaner Shrimp (Caridea: Palaemonidae) Associated with Scyphozoan Jellyfish. *Vie et Milieu - Life and Environment*, 58(2): 133-140.
- Martin, J. W. & Davis, G. E. 2001. *An updated classification of the recent Crustacea*. Natural History Museum of Los Angeles County: Science Series 39, 123p
- Martins, C. C.; Bicego, M. C.; Mahiques, M. M.; Figueira, R. C. L. Tessler, M. G. & Montone, R. C. 2010. Depositional history of sedimentary linear alkylbenzenes (LABs) in a large South American industrial coastal area (Santos Estuary, Southeastern Brazil). *Environmental Pollution*, 158: 3355-3364.
- Mater, L.; Alexandre, M. R.; Hansel, F. A. & Madureira, L. A. S. 2004. Assessment of Lipid Compounds and Phosphorus in Mangrove Sediments of Santa Catarina Island, SC, Brazil. *Journal of Brazilian Chemical Society*, 15 (5): 725-734.
- Mattos, J. A. D. 2012. *Caracterização hidrodinâmica da Baía da Babitonga antes do fechamento parcial e total do canal do linguado utilizando modelagem numérica computacional, SC Brasil*. 99 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade do vale do Itajaí. Itajaí, SC.

- Mazzer, A. M. & Gonçalves, M. L. 2011. Aspectos geomorfológicos da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil: Caracterização Morfométrica. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 12 (3): 115-120.
- Meager, J. J.; Williamson, I.; Loneraganb, N. R. & Vanceb, D. J. 2005. Habitat selection of juvenile banana prawns, *Penaeus merguensis* de Man: Testing the roles of habitat structure, predators, light phase and prawn size. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 324: 89-98.
- Micheli, F. & Halpern, B. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8: 391-400.
- Milliman, J. D. & Meade, R. H. 1983. World-Wide Delivery of River Sediment to the Oceans. *The Journal of Geology*, 91(1): 1-21.
- Miloslavich, P.; Klein, E.; Díaz, J. M.; Hernández, C. E.; Bigatti, G.; Campos, L.; Artigas, F.; Castillo, J.; Penchaszadeh, P. E.; Neill, P. E; Carranza, A.; Retana, M. V.; Díaz de Astarloa, J. M.; Lewis, M.; Yorio, P.; Piriz, M. L.; Rodríguez, D.; Yoneshigue-Valentin, Y.; Gamboa, L. & Martín, A. 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: knowledge and gaps. *PLoS ONE*, 6: 1-43.
- Moreira, M. C. 2011. *Diversidade, ocorrência e distribuição da fauna de invertebrados demersal das baías norte e sul de Florianópolis (SC), Brasil*. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Muñoz, J. E. G.; Manjón-Cabeza, M. E. & Raso, J. E. G. 2008. Decapod crustacean assemblages from littoral bottoms of the Alborán Sea (Spain, west Mediterranean Sea): spatial and temporal variability. *Scientia Marina*, 72(3): 437-449.
- Nakagaki, J. M.; Negreiros-Fransozo, M. L. & Fransozo, A. 1995. Composição e abundância de camarões marinhos (Crustacea, Decapoda, Penaeoidea) na Enseada de Ubatuba, Ubatuba (SP), Brasil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 38: 583-591.

- Nakagaki, J. M. & Negreiros-Fransozo, M. L. 1998. Population biology of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) from Ubatuba bay, São Paulo, Brazil. *Journal of Shellfish Research*, 17: 931-935.
- Odebrecht, C. & Castello, J. P. 2001. The Convergence Ecosystem in the Southwest Atlantic. *Ecological Studies*, 144: 147-165.
- Oliveira, F. A. 2006. *Estudo do aporte sedimentar em suspensão na Baía da Babitonga sob a ótica da geomorfologia*. 286 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo – USP – São Paulo, SP.
- Oliveira, C. R. & Madureira, L. A. S. 2011. Assessment and sources of nonaromatic hydrocarbons in surface sediments of three harbors in Santa Catarina State, Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, 173:91-105.
- Oliveira, C. R.; Santos, D. M.; Madureira, L. A. S. & Marchi, M. R. R. 2010. Speciation of butyltin derivatives in surface sediments of three southern Brazilian harbors. *Journal of Hazardous Materials*, 181, 851-856.
- Palumbi, S. R. P.; Sandifer, P. A.; Allan, D. J.; Beck, M. W.; Fautins, D. G.; Fogarity, M. J.; Halpern, B. S.; Incze, L. S.; Leong, Jo-Ann; Norse, E.; Stachowicz, J. J. & Wall, D. H. 2009. Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(4): 204-211.
- Pantaleão, J. A. F. 2013. *Comparação da estrutura da assembleia de camarões marinhos (Penaeoidea e Caridea) em duas localidades do sudeste brasileiro*. 87f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. & Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.

- Pérez-Castañeda, R. & Defeo, O. 2001. Population Variability of Four Sympatric Penaeid Shrimps (*Farfantepenaeus* spp.) in a Tropical Coastal Lagoon of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 631-641.
- Pérez-Farfante, I. & Kensley, B. 1997. *Penaeoid and Segestoid Shrimps and Prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera*. Paris: Éditions du Muséum national d'Histoire naturelle., 233p.
- Perez, J. A. A.; Pezzuto, P. R.; Rodriguez, L. F.; Valentini, H & Vooren, C. M. 2001a. Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca demersal nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. In: Pezzuto, P. R.; Perez, J. A. A.; Rodrigues, L. F.; Valentini, H. (Eds.). *Reuniões de Ordenamento da Pesca Demersal no Sudeste e Sul do Brasil*. Itajaí: Notas Técnicas FACIMAR, 5:1-34.
- Perez, J. A. A.; Pezzuto, P. R.; Vale, W. G.; Ribas, T. M. & Soares, G. S. 2001b. Padrões espaciais e temporais de pesca da frota camaroneira industrial de Santa Catarina: implicações na exploração da fauna acompanhante e no ordenamento. *Notas Técnicas FACIMAR*, 5: 35-58.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York: John Wiley, 165p.
- Pires, A. M. S., 1992. Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 86: 63-76.
- Pires-Vanin, A. M. S. 1993. A macrofauna bêntica da plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10: 137-158.
- Pires-Vanin, A. M. S. 2001. Identifying the components of ecological variation in a marine benthic megafauna. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 49 (1/2): 29-38.

- Pitcher, T. J. 2000. Ecosystem goals can reinvigorate fisheries management, help dispute resolution and encourage public support. *Fish and Fisheries*, 1: 99-103.
- Pitcher, T. J. & Pauly, D. 1998. Rebuilding ecosystems not sustainability, as the proper goal of fishery management. In: Pitcher, T. J.; Pauly, D. & Hart, P. J. (Eds.). *Reinventing fisheries management*. The Netherlands: Kluwer, Dordrecht, p. 311-329.
- Quinn, G. & Keough, M. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 509p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>.
- Rezende, E. L.; Albert, E. M.; Fortuna, M. A. & Bascompte, J. 2009. Compartments in a marine food web associated with phylogeny, body mass, and habitat structure. *Ecology Letters*, 12: 779-788.
- Ricklefs, R. E & Miller, G. L. 1999. *Ecology*. 4^a ed. New York: W.H. Freeman and Company, 822p.
- Robert, R.; Borzone, C. A. & Natividade, C. D. 2007. Os camarões da fauna acompanhante na pesca dirigida ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral do Paraná. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33(2): 237-246.
- Rodriguez, A. M. T. 2000. *Diagnóstico sócio-econômico e a percepção ambiental das comunidades de pescadores artesanais do entorno da Baía da Babitonga (SC): Um subsídio ao gerenciamento costeiro*. 223 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis.

- Romanzini, D. 2009. *Cidade, Porto e planejamento: Garuva, cidade passagem*. 219 f. Dissertação (Mestrado em Urbanismo, História e Arquitetura da Cidade) - Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.
- Sánchez, F.; Serrano, A.; Parra, S.; Ballesteros, M. & Cartes, J. E. 2008. Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N. Spain). *Journal of Marine Systems*, 72: 64-86.
- Severino-Rodrigues, E.; Guerra, D. S. F. & Graça-Lopes, R. 2002. Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) desembarcada na praia do Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28 (1): 33-48.
- Simões, S. M. 2012. *Estrutura da comunidade e biologia reprodutiva dos camarões marinhos (Penaeidea e Caridea), no Complexo Baía-Estuário de Santos e São Vicente/SP, Brasil*. 149f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Sinclair, A. R. E.; Hik, D. S.; Schmitz, O. J.; Scudder, G. G. E.; Turpin, D. H. & Larter, N. C. 1995. Biodiversity and the Need for Habitat Renewal. *Ecological Applications*, 5 (3): 579-587.
- Singh, W.; Hjorleifsson, E. & Stefansson, G. 2011. Robustness of fish assemblages derived from three hierarchical agglomerative clustering algorithms performed on Icelandic groundfish survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1): 189-200.
- Suguio, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blucher Ltda. Ed. da Universidade de São Paulo, 312p.

- Sumaila, U. R.; Guénette, S.; Alder, J. & Chuenpagdee, R. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 752-760.
- Suzuki, R. & Shimoidara, H. 2006. Pvclust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*, 22:1540-1542.
- Suzuki, R. & Shimoidara, H. 2009. Pvclust: Hierarchical clustering with p-values via multiscale bootstrap resampling. R package version 1.2-1.
<http://www.is.titech.ac.jp/shimo/prog/pvclust/>
- Severino-Rodrigues, E.; Guerra, D. S. F. & Graça-Lopes, R. 2002. Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) desembarcada na praia do Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28 (1): 33-48.
- Shirley, M. A.; Hines, A. H. & Wolcott, T. G. 1990. Adaptive significance of habitat selection by molting adult blue crabs *Callinectes sapidus* (Rathbun) within a subestuary of central Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology*, 140: 107-119.
- Silva, A. M.; Schulz, H. E. & Camargo, P. B. 2003. *Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas*. São Carlos: Editora Rima, 140p.
- Silva, C. N. S.; Broadhurst, M.; Medeiros, R. & Dias, J. 2013. Resolving environmental issues in the Southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Marine Policy*, 42: 133-141.
- Silveira, L.; Benedet, L.; Signorin, M. & Bonatata, R. 2012. Evaluation of the relationships between navigation channel dredging and erosion of adjacent beaches in southern Brazil. *Coastal Engineering Proceedings*, 1 (33): 1-15.
- Siqueira, G. W.; Lima, W. N.; Mendes, A. S.; Aprile, F. M.; Braga, E. S. & Mahiques, M. M. 2004. Evolução do impacto ambiental causado por matéria orgânica, mercúrio e

- arsênio nos sedimentos de fundo do sistema estuarino de Santos. *Geochimica Brasiliensis*, 18 (1): 54-63.
- Somers, I. F. 1987. Sediment Type as a Factor in the Distribution of Commercial Prawn Species in the Western Gulf of Carpentaria, Australia. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 38: 133-149.
- Staples, D. J. 1980. Ecology of Juvenile and Adolescent Banana Prawns, *Penaeus merguensis*, in a Mangrove Estuary and Adjacent Off-shore Area of the Gulf of Carpentaria. II.* Emigration, Population Structure and Growth of Juveniles. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 31: 653-65.
- Stoner, A.W. 1988. A nursery ground for four tropical *Penaeus* species: Laguna Joyuda, Puerto Rico. *Marine Ecology*, 42: 133-141.
- Tucker, M. 1988. *Techniques in Sedimentology*. UK: Blackwell Scientific Publications, 394p.
- Tureck, C. R.; Oliveira, T. M. N.; Cremer, M. J. & Bassfeld, J. C. 2006. Avaliação da concentração de metais pesados em tecido de ostras *Crassostrea gigas* (Mollusca, Bivalve) cultivadas na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 16: 53-62.
- Valentin, J. L. 1984. Analyse des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). *Marine Biology*, 82: 259-276.
- Vega-Pérez, L. A. 1993. Estudo do zooplâncton da região de Ubatuba, estado de São Paulo. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10: 65-84.
- Vieira, C. V.; Horn Filho, N. O.; Bonetti, C. & Bonetti, J. 2008. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. *Boletim Paranaense de Geociências*, 62-63: 85-105.

- Wehrtmann, I. S.; Arana, P. M.; Barriga, E.; Gracia, A. & Pezzuto, P. R. 2012. Deep-water shrimp fisheries in Latin America: a review. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(3): 497-535.
- Wentworth, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Williams, A. B. 1958. Substrates as a factor in shrimp distribution. *Limnology and Oceanography*, 3: 283-290.
- Williams, A. B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 550p.
- Wolda, H. 1981. Similarity Indices, Sample Size and Diversity. *Oecologia*, 50: 296-302 .
- Worm, B.; Barbier, E. B.; Beaumont, N.; Duffy, J. E.; Folke, C.; Halpern, B. S.; Jackson, J. B. C.; Lotze, H. K.; Micheli, F.; Palumbi, S. R.; Sala, E.; Selkoe, K. A.; Stachowicz, J. J. & Watson, R.. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.
- Wunderlich, A. C.; Pinheiro, M. A. A. & Rodrigues, A. M. T. 2008. Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25 (2): 188-198.
- Zimmerman, R. J.; Minello, T. J. & Zamora, G. 1984. Selection of vegetated habitat by brown shrimp, *Penaeus aztecus*, in a Galveston Bay salt marsh. U.S. *Fishery Bulletin*, 82: 325-336.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4^a ed. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall, 663p.



CAPÍTULO II

Maturidade sexual, reprodução e recrutamento
dos camarões (*Penaeidea* e *Caridea*) no sul do Brasil:
implicações para a regulamentação da
pesca.



Resumo

A pesca de arrasto é relevante não apenas para o fornecimento de alimento, mas também na geração de renda e emprego. No entanto, sua história já denota a redução drástica da biodiversidade marinha bentônica. Com a necessidade de providências, foi criado um período de fechamento da pesca baseado no recrutamento juvenil das poucas espécies rentáveis, o que ainda causa discussões e controvérsias. Portanto, a maturidade, reprodução e recrutamento juvenil dos camarões marinhos capturados junto à pesca de arrasto voltada ao *Xiphopenaeus kroyeri* foram examinados na região sul do Brasil, área adjacente à Baía da Babitonga, com o objetivo de verificar seu enquadramento ou não no período de defeso atual. As populações foram compostas na maioria por indivíduos jovens ou em estágio rudimentar de desenvolvimento, conferindo à região a condição de abrigo para as espécies de camarões, em especial para *Farfantepenaeus* spp. e *Litopenaeus schmitti*, pela proximidade do principal berçário da região, Baía de Babitonga, visto que utilizam o ambiente estuarino nos períodos de pós-larva. Das oito espécies amostradas, cinco apresentaram atividade reprodutiva em outubro com fêmeas reprodutivas e portando embriões (camarão carídeo *Exhippolysmata oplophoroides*), no entanto, não foi encontrado nenhum padrão reprodutivo para os demais meses, exceto *Pleoticus muelleri* e *Sicyonia dorsalis* que foram semelhantes com maior predominância nos meses de inverno (julho a setembro). A razão sexual diferiu a favor das fêmeas para *Farfantepenaeus paulensis*, *P. muelleri*, *Rimapenaeus constrictus* e *S. dorsalis* (Qui-quadrado, $p < 0,05$). Diferenças nas estratégias reprodutivas foram evidenciadas quanto à morfologia dos caracteres sexuais secundários. Os camarões *R. constrictus* e *P. muelleri* portanto espermatóforos se associaram positivamente às fêmeas rudimentares e reprodutivas (*Cross-correlation*, $p < 0,05$), respectivamente, devido à cópula da primeira espécie ocorrer em pós-muda (télico fechado) e a da segunda em inter-muda (télico aberto). Não foi possível identificar um padrão comum de recrutamento juvenil entre as espécies, sendo que apenas *L. schmitti* coincidiu ao período de fechamento da pesca (março a maio), por ter apresentado maior concentração de jovens em março. Portanto, o período de recrutamento juvenil de sete das oito espécies investigadas não foi compatível ao período de defeso, o que confere uma lacuna no gerenciamento proposto pelos órgãos ambientais.

Palavras-chave: recrutamento juvenil, caracteres sexuais secundários, ciclos de vida, *bycatch*, reprodução, dimorfismo sexual.

Abstract

Trawling is relevant not only to provide food but also to generate income and jobs. Therefore, its history represents a substantial reduction on benthic marine biodiversity. Due to the need of solving the problem one created a fishing closure period based on juvenile recruitment of few profitable species what still cause debates and controversies. Therefore, maturity, reproduction and juvenile recruitment of marine shrimps captured along with trawling of *Xiphopenaeus kroyeri* were examined in the south Brazilian region, an adjacent to Babitonga Bay area aiming to verify if it is adjustable or not to the present closed fishery season. Populations were mostly comprised by young individuals or in no reproductive period endowing the region the condition of shelter for shrimp species, mainly *Farfantepenaeus* spp. and *Litopenaeus schmitti* due to its vicinity to main nursery in the region, Babitonga Bay, given that they use estuary environment in post-larvae periods. From eight sampled species, five have shown reproductive activity in October with reproductive females or incubating embryos females (caridean shrimp *Exhippolysmata oplophoroides*), however, one has not found any reproductive pattern for the other months but *Pleoticus muelleri* e *Sicyonia dorsalis* that were similar with a higher predominance in winter months (July to September). Sex ratio differed in favor of females *Farfantepenaeus paulensis*, *P. muelleri*, *Rimapenaeus constrictus* e *S. dorsalis* (Chi-squared, $p < 0,05$). Differences on reproductive strategies were highlighted as to secondary sexual character morphology. Spermatophore-bearing males of *R. constrictus* and *P. muelleri* associated positively to spent and reproductive females (Cross-correlation, $p < 0,05$), respectively due to first species copulation occurs in post- molts (closed thelycum) and the second in inter-molts (open thelycum). It was not possible to identify a common pattern of juvenile recruitment among species, only *L. schmitti* agreed with fishing closure period (March to May) because it has shown a young higher concentration in March. Therefore, juvenile recruitment period of seven from eight investigated species was not appropriated to the closed fishery season what brings a gap on the management suggested by fisheries organizations.

Key words: juvenile recruitment, secondary sexual characters, life cycle, bycatch, reproduction, sexual dimorphism.

Introdução

É indiscutível a importância da pesca para o homem como fonte de alimento, geração de renda e emprego, representando uma importante estratégia de sobrevivência para as comunidades costeiras. A partir de registros históricos das pescarias no Brasil foi possível verificar que a utilização desses animais para fins comerciais foi um grande incentivo para a sua captura e, portanto, houve um rápido aumento e modernização dos apetrechos utilizados (Garcia & Le Reste, 1986; Silva *et al.*, 2013).

A oportunidade de um novo recurso para o país não somente dos camarões, mas na pesca em geral motivou o governo a fornecer incentivo financeiro para o desenvolvimento das frotas pesqueiras a partir de 1967 (Abdallah & Sumaila, 2007; Vasconcellos *et al.*, 2011). A falta de informação sobre os animais capturados fez com que o resultado desse aumento gerasse uma grande demanda para um recurso limitado, que rapidamente foi se tornando escasso. Devido a essa situação, ficou clara a necessidade da conservação dos recursos pesqueiros, gerando as primeiras organizações de gerenciamento com o objetivo voltado a conservação das espécies alvo (Silva *et al.*, 2013).

Os camarões peneídeos e carídeos apresentam ampla distribuição no globo, em especial são encontrados ao longo dos trópicos, onde representam um dos mais valiosos recursos pesqueiros e são capturados intencionalmente ou acidentalmente em vários estágios do seu ciclo de vida (jovens ou adultos). A interação entre a pesca operando sequencialmente nesses estágios é uma questão muito importante, uma vez que a captura em determinado estágio pode reduzir o recrutamento (entrada de indivíduos jovens na população), afetando o futuro potencial de desova. Portanto, capturar o jovem acarreta em um lapso entre o subadulto e o estoque marinho, atuando negativamente na estrutura das populações (Garcia, 1988). Exatamente esse fenômeno somado ao aumento da demanda das pescarias ocasionaram a

queda nas capturas dos camarões e culminou nos primeiros regulamentos e tentativas de amenizar tal problema. Em 1974, a pesca do camarão-rosa já estava ao seu nível máximo do esforço de captura e, em 1983, foi recomendado pela primeira vez o período de defeso (Franco *et al.*, 2009). Por muitos anos a lei criada foi modificada até que atualmente o período de defeso proíbe a pesca dos camarões na região sudeste e sul do Brasil durante o dia 1º de março a 31 de maio (Portaria Normativa nº 189/2008) (IBAMA, 2008), sendo o período de recrutamento juvenil o parâmetro populacional aplicado para fundamentar a legislação brasileira (Franco *et al.*, 2009).

A região sul do Brasil possui grande importância para a pesca nacional, com um aumento na produção desde 2005, sendo responsável em 2007 por 255.080,5 toneladas (IBAMA, 2007). No entanto, a pesca de arrasto é um caso excepcional devido à quantidade de controvérsias que ocasiona (Vasconcellos *et al.*, 2011), principalmente pela sua natureza multiespecífica (Garcia, 1988). De acordo com esse aspecto, três questões ainda necessitam ser sanadas. Em primeiro lugar, D’Incao *et al.* (2002) descreveram uma modificação do objeto da pesca conforme a diminuição dos estoques mais populares de um esforço pesqueiro monoespecífico para multiespecífico. Sabe-se que no atual período de defeso essas espécies estão incluídas (IBAMA, 2008), embora exista pouco conhecimento aplicado deixando dúvidas como: Todas as espécies apresentam o mesmo período de recrutamento juvenil? Se sim, elas estão enquadradas no período de defeso proposto?

Em segundo lugar, na coleta com redes de arrasto boa parte dos animais bentônicos é transportada juntamente (fauna acompanhante), devido a não seletividade, incluindo algumas espécies de camarões ignoradas para o comércio devido ao seu tamanho pequeno, sem mencionar uma diversidade de espécies de invertebrados e vertebrados. A fauna acompanhante ou *bycatch* é definida como a porção da captura que é descartada no mar sem valor econômico ou utilitário para o homem (Hall, 1996). Não há dúvidas de que esse é um

dos maiores problemas ambientais enfrentados na pesca (Hall, 2000). Atualmente, a pesca de arrasto é uma das maiores fontes de conflitos e problemas na zona tropical (Garcia, 1988), gerando uma alta taxa de descartes chegando a 27% do total de descartes estimado em todas as pescarias marinhas do mundo, somando 1,8 milhões de toneladas por ano (Kelleher, 2004).

Em terceiro lugar, a pesca de arrasto provoca alterações na estrutura do fundo dos oceanos, pelo seu revolvimento podendo influenciar na posterior abundância das espécies devido à perda de complexidade desses habitats (Kaiser & Spencer, 1996; Freese *et al.*, 1999).

A região de estudo está próxima a uma das principais formações estuarinas do sul do Brasil (DNIT/IME, 2004). Assim como outras formações estuarinas, a Baía da Babitonga é considerada uma importante área de estabelecimento dos indivíduos jovens funcionando como um “berçário” para muitas espécies (Knie, 2002). O conhecimento sobre o ciclo reprodutivo e o recrutamento juvenil dos organismos é uma importante ferramenta para fornecer embasamento e estruturar adequadamente um gerenciamento costeiro (Almeida *et al.*, 2011; Castilho *et al.*, 2012). É importante considerar que são pescadas espécies com ciclos de vida complexos que ocupam nichos distintos: ou inteiramente estuarino, ou com apenas a pós-larva utilizando o estuário como berçário, ou inteiramente marinho (Garcia, 1988; Dall *et al.*, 1990). Mesmo assim, esses aspectos ainda são ignorados quando o assunto refere-se a fazer o manejo da pesca e aperfeiçoá-lo para um modo de conservação dos recursos pesqueiros e do *bycatch*.

Considerando a problemática existente no período de defeso em relação às diferenças biológicas entre as espécies, a não seletividade das redes de arrasto, a alteração do ambiente, a importância da região de estudo e a alta produção pesqueira em Santa Catarina, o objetivo do presente estudo foi analisar os padrões biológicos das espécies de camarões *Penaeidea* e *Caridea* capturadas junto à pesca do camarão *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) na região adjacente à Baía da Babitonga. Especificamente, foi verificado a maturidade sexual,

reprodução, e recrutamento juvenil, como também, foi averiguado se tal recrutamento das espécies se enquadra ao proposto para o fechamento da pesca.

Material & métodos

1.) Coleta de dados

Os camarões e os fatores abióticos foram coletados no período matinal, mensalmente de julho de 2010 a junho de 2011. O inverno foi a primeira estação de coleta, compreendendo os meses de julho, agosto e setembro, mantendo-se o padrão de três meses para as demais estações, com término no outono (abril a junho). As coletas foram realizadas em cinco profundidades (5 m, 8 m, 11 m, 14 m e 17 m) perpendiculares à linha da costa (Figura 1). Os detalhes da região de estudo, metodologia de coleta e análise dos parâmetros coletados no ambiente estão descritos no capítulo 1 dessa dissertação. As coletas foram realizadas com um barco de pesca para arrasto equipado com duas redes (*double-rig*) e os arrastos duraram 30 minutos em cada ponto amostral.



Figura 1: Mapa da região de estudo. Área adjacente à Baía da Babitonga, litoral norte do estado de Santa Catarina, discriminando as profundidades amostradas.

2.) Material biológico

Os camarões foram pesados (g) e mensurados por meio de um paquímetro (precisão 0,1mm) em relação ao comprimento da carapaça (CC), a medida adotada já vem sendo utilizada nos trabalhos com camarões (Castilho *et al.*, 2007) e corresponde à distância linear do ângulo orbital até a margem posterior da carapaça.

A distinção dos sexos foi realizada de acordo com a presença de caracteres sexuais secundários, para os peneídeos (presença de petasma nos machos e téllico nas fêmeas) (Dall *et al.*, 1990). Devido ao número baixo de camarões carídeos coletados, apenas *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) foi utilizado para o segundo capítulo. Como a espécie é hermafrodita protândrica simultânea (Braga *et al.*, 2009), a definição da funcionalidade reprodutiva dos indivíduos não ocorreu devido a necessidade de análise histológica e morfométrica. Portanto, foi realizada a distinção do período reprodutivo conforme a presença de indivíduos com embriões aderidos aos pleópodos (= ovos fecundados) (Braga, 2006). A protandria é um tipo de hermafroditismo, no qual os indivíduos maduram como machos e posteriormente com o aumento da idade e tamanho, o sexo é alterado para fêmea. Quando é hermafroditismo protândrico simultâneo, o indivíduo madura como macho e posteriormente como fêmea, porém tem a capacidade de se reproduzir tanto como macho quanto como fêmea (Bauer & Holt, 1998). Devido ao número pequeno e impossibilidade de separação de sexo, a espécie foi utilizada apenas para analisar a periodicidade reprodutiva.

As espécies foram identificadas de acordo com chaves de identificação específicas, no caso Costa *et al.* (2003) para os camarões peneídeos e Williams (1984) para *E. oplophoroides*.

2.1) Camarões *penéideos*

Observações macroscópicas das características sexuais secundárias e estágio da maturidade sexual (lobos do petasma fusionado em machos; ovários desenvolvidos em fêmeas) foi o caractere utilizado para definir o período reprodutivo.

Nas fêmeas, a separação em categorias demográficas foi determinada pela observação macroscópica do grau de desenvolvimento do ovário (gônada) (Bauer & Rivera Vega, 1992), como a coloração e o volume ocupado pelo mesmo na carapaça e abdome (Costa & Fransozo, 2004b). De acordo com a coloração e tamanho dos ovários, três estágios de desenvolvimento foram identificados, segundo o trabalho de Costa & Fransozo (2004b) e modificado do trabalho de Bauer & Rivera Vega (1992), sendo: imaturo, rudimentar e reprodutivo. Ovários categorizados como imaturos são visualizados como feixes finos ou um pouco mais grossos e transparentes; os ovários rudimentares apresentam uma coloração variando de amarelo à laranja claro; ovários maduros são maiores e mais largos em relação à condição imatura com coloração verde claro (em desenvolvimento) e verde para verde-oliva (maduro).

As mudanças progressivas na genitália externa têm sido utilizadas como um indicador da maturidade sexual em *penéideos*, principalmente para os machos (Pérez-Farfante, 1969). Na classificação dos machos, foi utilizado o padrão proposto por Pérez-Farfante (1969), pela fusão do petasma (endopodito do primeiro segmento abdominal) foram considerados machos adultos e o petasma não fusionado os indivíduos foram considerados imaturos (= juvenil ou jovem). Foram classificados machos reprodutivos aqueles que apresentaram a ampola terminal preenchida por espermatóforos e rudimentares quando a mesma se apresentou vazia (Nakagaki & Negreiros-Fransozo, 1998).

Posteriormente, os indivíduos foram separados em relação à sua categoria (grupo) demográfica (definido pelos estágios de desenvolvimento da gônada) em: juvenil (indivíduo

em estágio gonadal imaturo = IM), sendo as fêmeas e os machos agrupados; fêmeas adultas se dividiram em dois grupos, das reprodutivas (estágio gonadal em desenvolvimento ou desenvolvido = ED+DE) e rudimentares (estágio gonadal rudimentar = RU); machos adultos foram os indivíduos reprodutivos (ampola terminal com espermatóforo) e rudimentares (indivíduo com ampola terminal desprovida de espermatóforo).

4.) *Análise dos dados*

4.1) *Estrutura populacional*

Para analisar a estrutura populacional de cada espécie foram utilizadas as medidas de comprimento da carapaça e separação dos indivíduos em categorias demográficas. Para testar se houve diferença entre machos e fêmeas, por classes de tamanho, foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov duas-amostras (Sokal & Rohlf, 1995).

As espécies foram dispostas em classes com 1,0 mm de intervalo de tamanho, com exceção de *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) que foi disposta em 2,0 mm.

4.2) *Tamanho médio da maturidade sexual funcional*

A estimativa da maturidade foi realizada apenas para as espécies com um número adequado de machos e fêmeas nas diferentes categorias demográficas. O cálculo foi realizado pelo número de indivíduos adultos para cada valor de tamanho (em escala contínua). O tamanho médio do início da maturidade funcional em machos e fêmeas foi determinado como o comprimento da carapaça em que 50% dos indivíduos amostrados foram considerados adultos. O tamanho médio do início da maturidade foi obtido com a interpolação da função logística (Oh & Hartnoll, 1999; Oh *et al.*, 2002).

Cálculo do comprimento $Y = \frac{e^{(a+bX)}}{1 - e^{(a+bX)}}$ observado:

$$CC_{50} = - \frac{a}{b}$$

4.3) Razão sexual

Em virtude do baixo número de indivíduos de *Artemesia longinaris* Bate (1988) e *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817), apenas as informações sobre a razão sexual total foram informadas no texto.

A proporção sexual foi realizada pelo número de fêmeas dividido pelo número de machos, em que valores acima de 1 indicam uma proporção direcionada para as fêmeas e abaixo de 1 a proporção é maior para os machos. Para determinar se a razão sexual diferiu de 1:1 (1 fêmea por macho), foi aplicado o teste de Qui-quadrado (χ^2), com correção de Yates (a análise envolve 2 categorias) ($p < 0.05$) (Sokal and Rohlf, 1995).

$$X^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(|E_i - O_i| - 0,5)^2}{E_i}$$

4.4) Período reprodutivo e recrutamento juvenil

O período reprodutivo para os peneídeos foi definido pela porcentagem de fêmeas reprodutivas em relação ao total de fêmeas adultas coletadas e o período de recrutamento juvenil foi determinado a partir da porcentagem de juvenis ou imaturos (macho + fêmea) em relação ao total de indivíduos amostrados (macho + fêmea) (Castilho *et al.*, 2007). A intensidade reprodutiva de *E. oplophoroides* foi mensurada como a porcentagem de

indivíduos carregando embriões. As espécies de peneídeos foram divididas conforme o tipo de ciclo de vida. Dall *et al.* (1990) dividiram os ciclos dos camarões peneídeos quanto às diferenças migratórias durante o desenvolvimento ontogenético, onde podem estar presentes em estuários, próximos à costa = *inshore* ou distantes = *offshore*, ou ainda serem demersais ou pelágicos. Os camarões *F. brasiliensis*, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967) e *L. schmitti* pertencem ao ciclo tipo II; e *Sicyonia dorsalis* Kingsley (1878), *A. longinaris*, *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) e *Rimapenaeus constrictus* Stimpson (1871) fazem parte do ciclo tipo III (Costa & Fransozo, 2004b; Castilho *et al.*, 2007, 2008ab; Costa *et al.*, 2008, Capparelli *et al.*, 2012). Os ciclos de vida das espécies estão representados na tabela I.

Tabela I: Ciclos de vida dos camarões peneídeos.

Tipos de Ciclos de vida	Descrição
Tipo I	Inteiramente estuarino. São espécies eurialinas, ou seja, suportam grandes oscilações de salinidade. Restrito a espécies menores.
Tipo II	O ciclo é completado da região estuarina ao <i>offshore</i> . A postura ocorre longe da costa, os estágios planctônicos migram para próximo da costa no final do desenvolvimento larval, onde as pós-larvas se estabelecem em seu berçário estuarino bentônico preferido. A preferência por substrato ou vegetação parecem ser fatores que determinam o local em que as pós-larvas irão se estabelecer.
Tipo III	Ciclo é compreendido da região do <i>inshore</i> ao <i>offshore</i> . As pós-larvas preferem salinidades relativamente altas, geralmente em águas protegidas próximas à costa.
Tipo IV	Ciclo inteiramente longe da costa ou <i>offshore</i> .

Fonte: Dall *et al.* (1990)

Para verificar a existência de variação temporal na influência da temperatura de fundo (*lag*) sobre as fêmeas reprodutivas; das fêmeas reprodutivas (*lag*) sobre o recrutamento

juvenil; dos machos reprodutivos (*lag*) sobre as fêmeas reprodutivas e rudimentares, foi utilizada a análise de séries temporais *Time Series* (correlação cruzada, *Cross-correlation*). Os dois principais objetivos dessa análise são: 1) identificar a natureza do fenômeno representada pela sequência de observações e 2) a previsão, que corresponde à previsão dos valores futuros da variável de séries temporais (Statsoft, 2001). O uso de série e dados tem aumentado a sua popularidade em ecologia porque é possível automaticamente mensurar e registrar as variáveis ambientais. Uma série de dados ecológicos é composta por variáveis contínuas ou discretas, das quais podem ser amostradas ou no tempo ou no espaço. Portanto, é uma sequência de observações que podem ser ordenadas ao longo do tempo ou espaço (Legendre & Legendre, 1998).

Um dos aspectos fundamentais da análise é a janela de observação, a largura da janela é determinada pelo número de observações na série de dados (n) e o intervalo (tempo ou distância) entre as sucessivas observações. Este intervalo é o que denominamos de *lag*. A partir do momento que várias variáveis ecológicas são observadas simultaneamente, resultando em uma série multidimensional essas variáveis podem ser analisadas usando correlação ou covariância cruzada (*Cross-correlation* ou *Cross-covariance*). O interesse principal desse conjunto de dados em ecologia seria o fato de que a variação de uma variável é frequentemente interpretada em termos de variação em outra (Legendre & Legendre, 1998).

Análise de séries temporais foi realizada apenas para indivíduos do ciclo de vida do tipo III pela existência em diferentes grupos demográficos, ao contrário de indivíduos do ciclo de vida do tipo II.

A ANOVA (análise de variância) fatorial foi utilizada para a abundância dos camarões de ambos os ciclos de vida a fim de testar se houve diferença ou não entre o recrutamento das espécies (pela abundância de juvenis), na reprodução (pelas fêmeas reprodutivas) e entre as estações do ano. Havendo diferença, o teste de Tukey, teste a-posteriori foi realizado. As

análises estatísticas foram realizadas nos programas Past (versão 1.48), Statistica (versão 8.0) e Bio Estat (versão 5.3). Para a ANOVA, os dados foram testados quanto à homogeneidade e homocedasticidade. Transformações alternativas foram testadas para verificar a sua capacidade em melhorar a normalidade dos dados, sendo os dados transformados em $\log = (x+1)$ foram os mais apropriados. O nível de significância adotado foi de 5% (Zar, 1999).

Resultados

1.) Estrutura Populacional

Um total de 1582 camarões foi utilizado para o estudo realizado no segundo capítulo deste trabalho. O tamanho médio (comprimento da carapaça) das fêmeas foram maiores quando comparadas aos machos em todas as espécies (Tabela II), assim como a sua distribuição nas maiores classes de tamanho (Figura 2).

Tabela II: Valor médio e amplitude mínima e máxima do tamanho (comprimento da carapaça em milímetros) dos indivíduos coletados durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC

Espécie	Tamanho médio		Tamanho mínimo - máximo	
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos
<i>A. longinaris</i>	13,5 ± 3,1	11,8 ± 2,0	9,1 – 19,7	9,1 – 15,3
<i>F. brasiliensis</i>	23,2 ± 3,2	12,2 ± 2,6	19,4 – 31,8	18,2 – 26,4
<i>F. paulensis</i>	21,9 ± 4,2	20,7 ± 2,2	13,9 – 31,1	16,6 – 27,7
<i>L. schmitti</i>	30,9 ± 7,5	28,3 ± 3,9	16,8 – 55,2	20,8 – 32,4
<i>P. muelleri</i>	14,7 ± 3,0	12,4 ± 1,9	6,4 – 22	6,4 – 16,9
<i>R. constrictus</i>	11,3 ± 2,0	9,3 ± 1,3	6,2 – 18,9	6,4 – 12,6
<i>S. dorsalis</i>	9,8 ± 1,7	6 ± 1,1	4,5 – 13,9	5,2 – 7,3

Na distribuição dos grupos demográficos por classe de tamanho foi observada uma predominância de indivíduos juvenis e rudimentares, em ambos os sexos, na maioria das classes, principalmente para as duas espécies do gênero *Farfantepenaeus* (Figura 2).

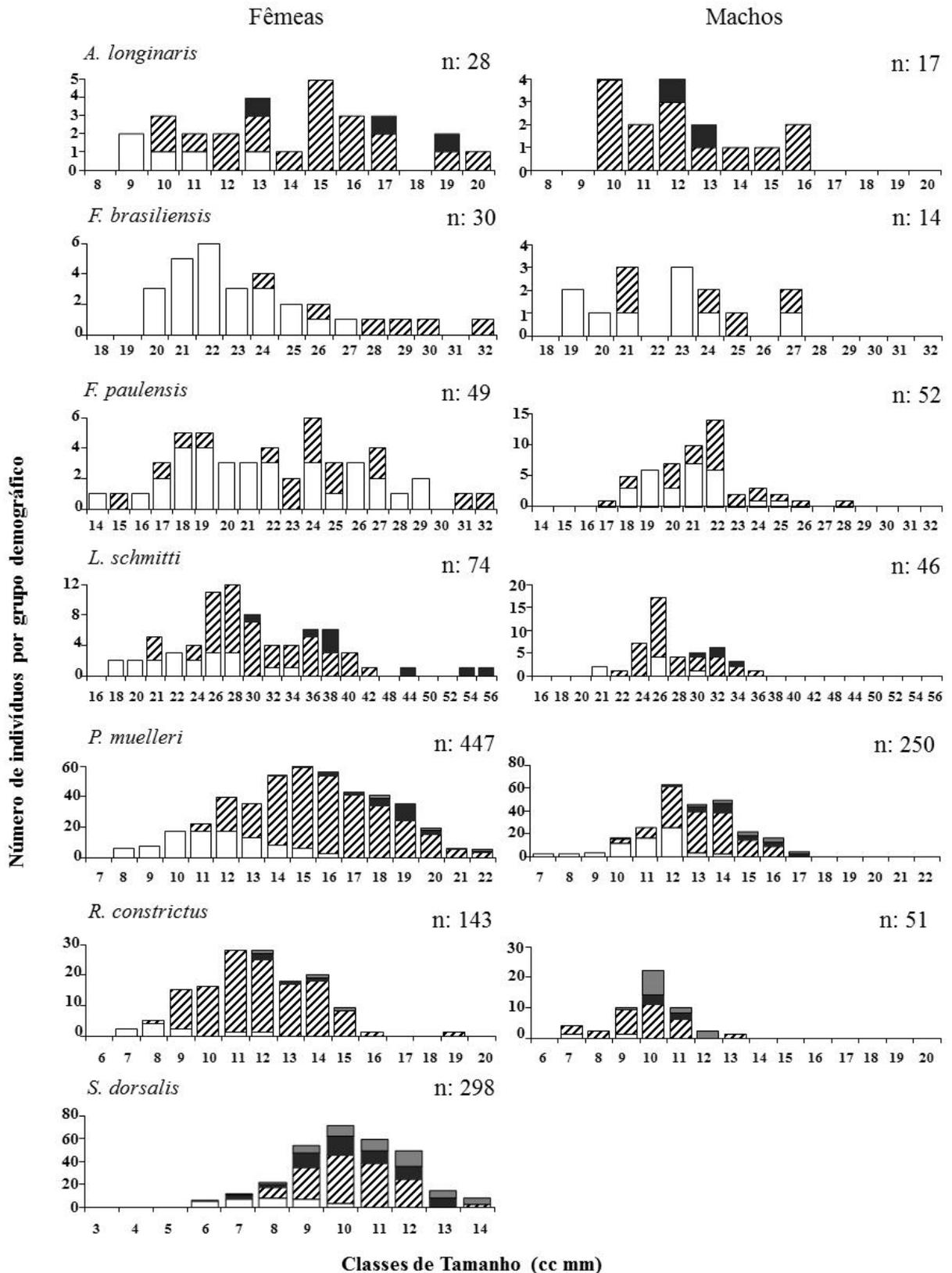


Figura 2: Distribuição da frequência de tamanho em classes por grupo demográfico (machos e fêmeas) das espécies coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Barra branca: indivíduos em estágio gonadal imaturo; barra tracejada: indivíduos em estágio gonadal rudimentar; barra preta: indivíduos em estágio gonadal “em desenvolvimento” e barra cinza: indivíduos em estágio gonadal “desenvolvido”.

Com a distribuição da frequência de tamanho em classes entre machos e fêmeas foi possível observar que as fêmeas se distribuíram até as maiores classes na maioria das espécies. Em caráter particular, as classes de tamanho de *S. dorsalis* foram compostas predominantemente pelas fêmeas e *P. muelleri* apresentou um aumento de indivíduos machos nas classes 12 e 13 mm (Figura 3). De acordo com o teste Kolmogorov-Smirnov, a distribuição da frequência entre machos e fêmeas não foi estatisticamente diferente para *A. longinaris* (dmax= 0,33, $p > 0,05$), *F. brasiliensis* (dmax= 0,16, $p > 0,05$) e *L. schmitti* (dmax= 0,24, $p > 0,05$), e foi diferente para *F. paulensis* (dmax= 0,30, $p < 0,01$), *P. muelleri* (dmax= 0,43, $p < 0,01$), *R. constrictus* (dmax= 0,48, $p < 0,01$) e *S. dorsalis* (dmax= 0,87, $p < 0,05$).

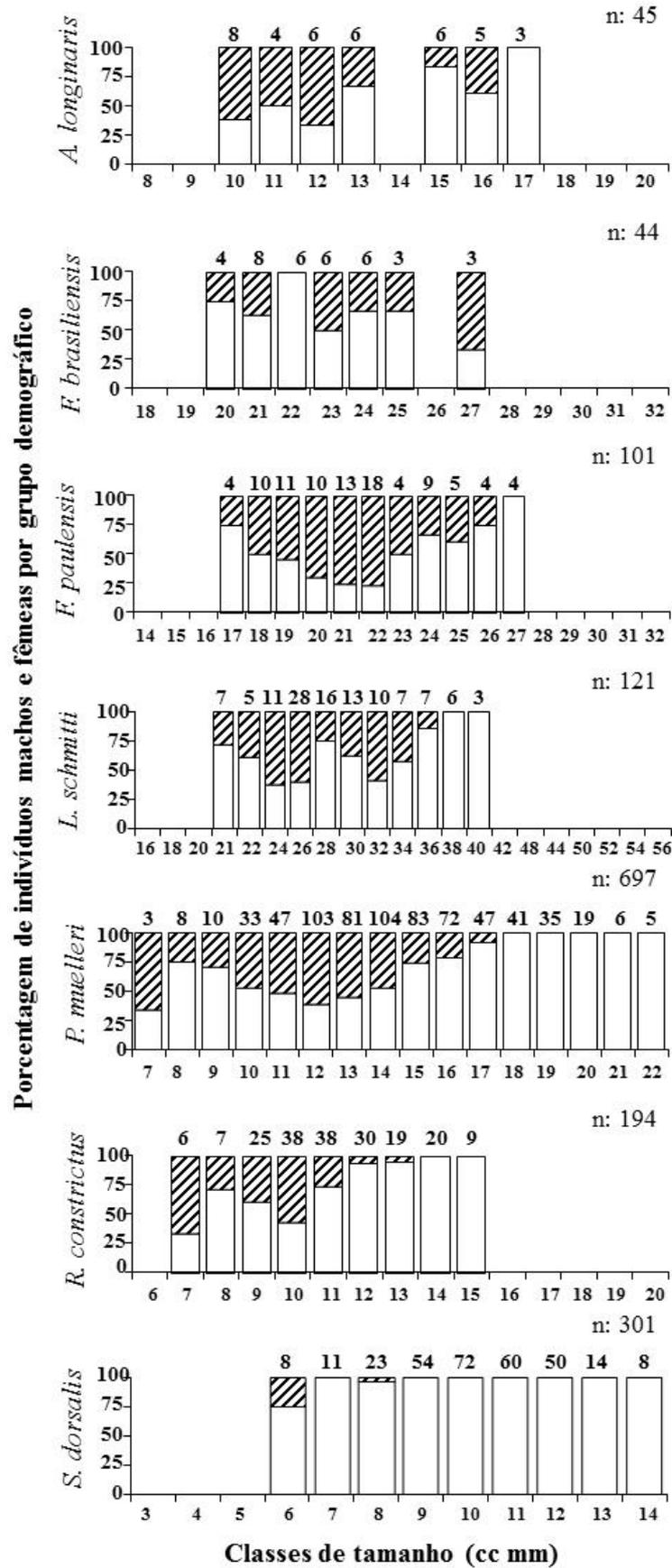


Figura 3: Distribuição da porcentagem de frequência de tamanho em classes, entre fêmeas e machos das espécies coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Barra branca: fêmeas; barra tracejada: machos.

2.) Tamanho médio da maturidade sexual funcional

O tamanho médio da maturidade sexual funcional, em relação à condição adulta, com o tamanho corporal dos indivíduos (tamanho da maturidade estimada pelo CC_{50}) está representado na Tabela III.

Tabela III: Tamanho médio da maturidade sexual (funcional) em fêmeas e machos das espécies coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Espécies	Fêmeas	Machos
<i>L. schmitti</i>	24,58	22,3
<i>P. muelleri</i>	12,0	10,93
<i>R. constrictus</i>	7,72	6,03
<i>S. dorsalis</i>	7,14	-

3.) Razão sexual

Em geral houve um maior número de fêmeas quando comparado ao número total de machos. A razão sexual total (fêmeas: machos) não foi estatisticamente diferente de 1:1 (Qui-quadrado, $p > 0,05$) para as espécies *A. longinarius*, *F. paulensis* e *L. schmitti* e obteve resultado significativo (Qui-quadrado, $p < 0,05$) para *F. brasiliensis*, *P. muelleri*, *R. constrictus* e *S. dorsalis*. Na razão sexual analisada separadamente por mês foi observada uma proporção direcionada a favor das fêmeas nas espécies *P. muelleri* (4 meses), *R. constrictus* (3 meses) e *S. dorsalis* (todos os meses) (Qui-quadrado, $p < 0,05$) (Tabela IV).

Tabela IV: Variação temporal na razão sexual (fêmeas por machos) das espécies coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. * = diferença significativa.

	<i>F. paulensis</i> (proporção)	Valor do teste <i>Qui-quadrado</i>	<i>L. schmitti</i> (proporção)	Valor do teste <i>Qui-quadrado</i>	<i>P. muelleri</i> (proporção)	Valor do teste <i>Qui-quadrado</i>	<i>R. constrictus</i> (proporção)	Valor do teste <i>Qui-quadrado</i>	<i>S. dorsalis</i> (proporção)	Valor do teste <i>Qui-quadrado</i>
Jul/10	-	0,000	1,75	0,364	1,39	1,965	2,33	4,033*	100% ♀	39,024*
Ago/10	-	-	-	-	1,82	30,288*	1,86	1,250	100% ♀	62,016*
Set/10	-	0,000	1	0,500	2,73	40,830*	1	0,063	32,33	86,490*
Out/10	0,40	0,571	7	3,125	1,81	6,621*	1	0,167	100% ♀	22,042*8
Nov/10	2,50	0,571	2	0,000	10	5,818*	2	0,000	100% ♀	29,032*
Dez/10	1,67	0,563	0	1,333	-	-	7	3,125	100% ♀	16,056*
Jan/11	2,00	1,389	2	0,000	-	-	7	3,125	100% ♀	7,111*
Fev/11	0,58	1,633	1,75	0,364	-	-	100% ♀	0,500	100% ♀	0,000
Mar/11	0,71	0,083	1,47	0,973	?	0,000	110% ♀	2,250	100% ♀	5,143*
Abr/11	1,00	0,500	1,38	0,516	?	0,000	7	3,125	100% ♀	0,000
Mai/11	1,67	0,125	6	2,286	?	0,000	3,71	9,818*	100% ♀	0,500
Jun/11	0,60	0,125	0,5	0,167	0,98	0,000	3,30	15,018*	100% ♀	11,007*
Proporção total	1,04	0,009	1,54	5,123*	1,84	72,319*	2,80*	42,686*	102,667	297,158*

4.) Periodicidade reprodutiva e recrutamento juvenil (ciclo II e ciclo III)

Os resultados obtidos para as espécies de ciclo de vida do tipo II foram relacionados com a sua história de vida, e o número de fêmeas adultas foi menor quando comparado a algumas espécies do ciclo de vida do tipo III. As fêmeas de *L. schmitti* foram abundantes nos meses de verão para ambas as classes demográficas e seu número de fêmeas adultas foi maior do que o número de juvenis. O mesmo padrão de recrutamento juvenil durante o verão foi encontrado para as espécies do gênero *Farfantepenaeus*, porém ao contrário de *L. schmitti*, essas espécies foram, em sua maioria, constituídas de indivíduos imaturos (Figura 4).

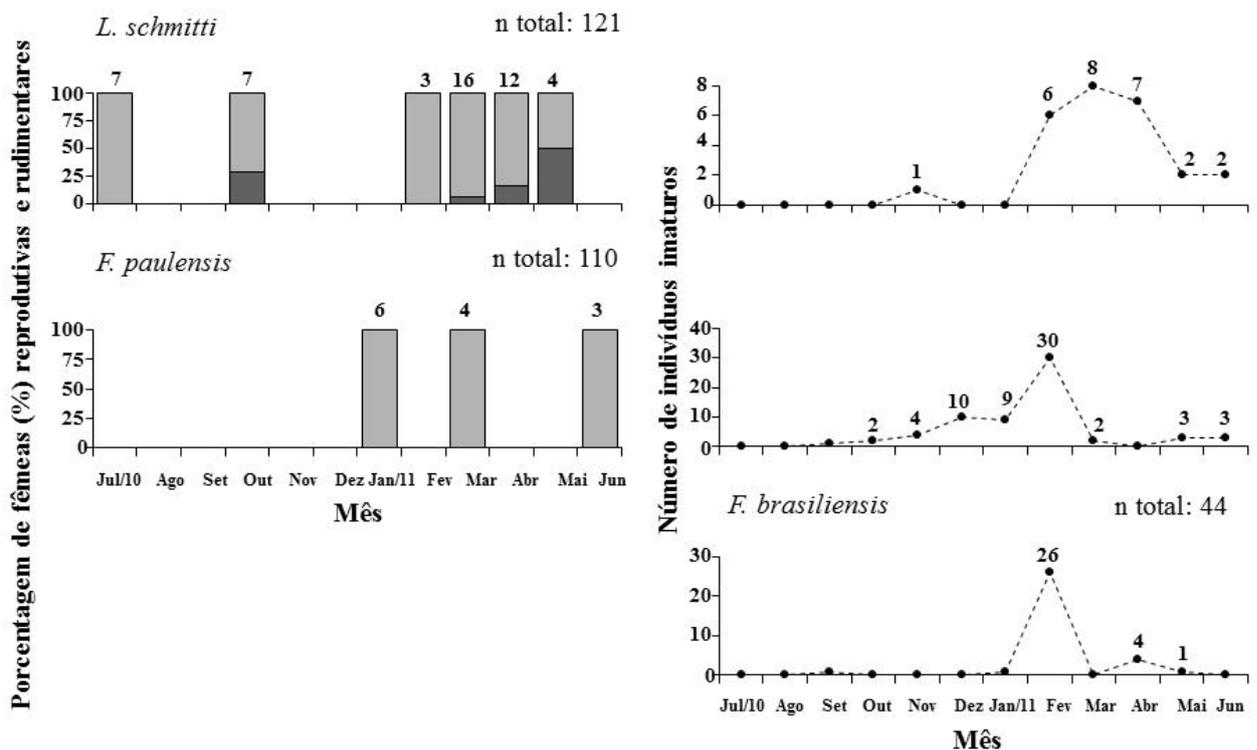


Figura 4: Porcentagem mensal de fêmeas reprodutivas e rudimentares e número de indivíduos imaturos (machos e fêmeas) para as espécies ciclo de vida do tipo II coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Gráficos à esquerda = colunas de cor grafite: fêmeas reprodutivas; colunas de cor cinza claro: fêmeas rudimentares. Gráficos à direita = linha pontilhada: indivíduos juvenis. Números posicionados acima das barras ou da linha indicam o número total para determinado mês. O número total refere-se ao número total de machos e fêmeas em todas as classes demográficas.

A distribuição espacial de *L. schmitti* ocorreu na profundidade 5 m para as fêmeas adultas e indivíduos imaturos. Os indivíduos imaturos das espécies do gênero *Farfantepenaeus* foram abundantes nas profundidades maiores (14 e 17 m) (Figura 5).

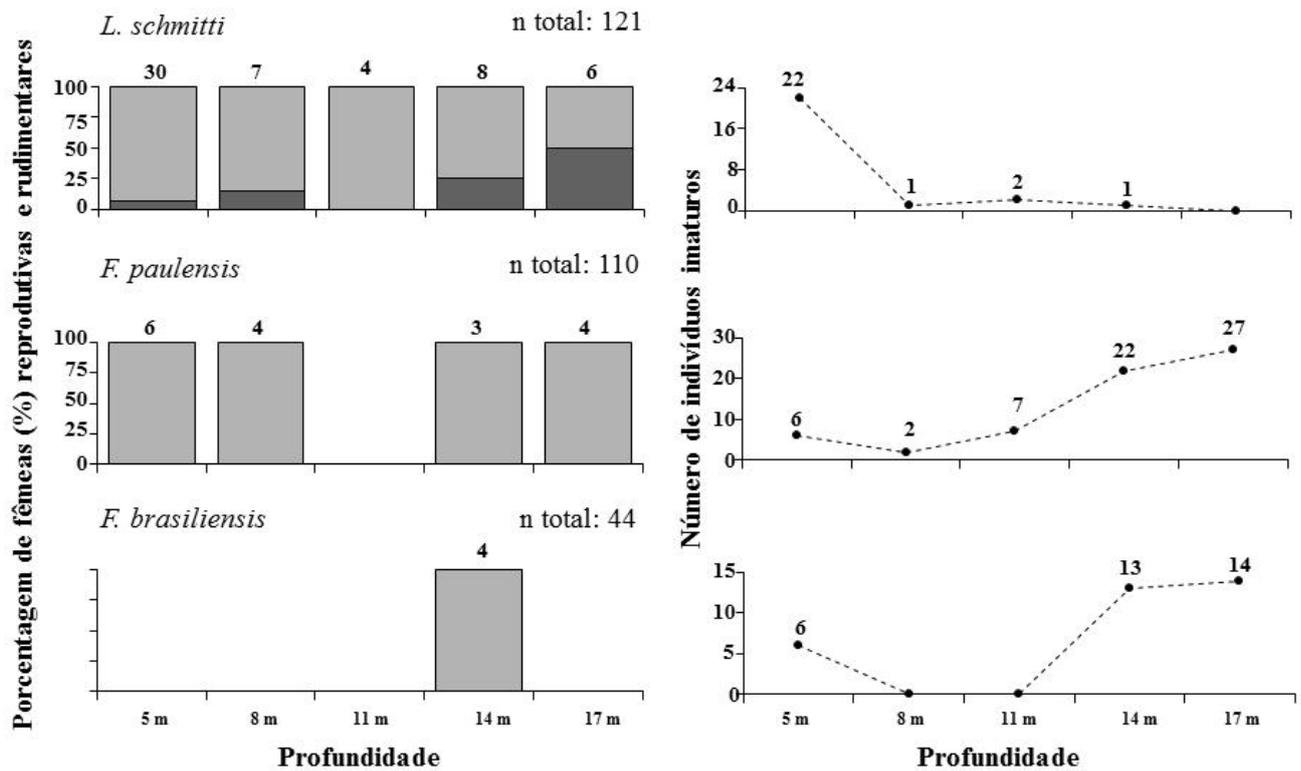


Figura 5: Porcentagem espacial (por profundidade) de fêmeas reprodutivas e rudimentares e número de indivíduos imaturos (machos e fêmeas) para as espécies ciclo de vida do tipo II coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Gráficos à esquerda = colunas de cor grafite: fêmeas reprodutivas; colunas de cor cinza claro: fêmeas rudimentares. Gráficos à direita = linha pontilhada: indivíduos juvenis. Números posicionados acima das barras ou da linha indicam o número total para determinada profundidade. O número total refere-se ao número total de machos e fêmeas em todas as classes demográficas.

Para as espécies com ciclo de vida do tipo III e o carídeo *E. oplophoroides*, o baixo número de indivíduos de *A. longinaris* foi justificado no capítulo anterior, justificativa que também pode ser utilizada para esse capítulo, uma vez que inferir a partir de um número pequeno dificultaria as conclusões acerca dessa espécie. A maioria das espécies, com exceção de *S. dorsalis*, foi capturada com um número reduzido de fêmeas em estágio gonadal que evidenciasse o período reprodutivo e com um número maior de indivíduos rudimentares. Das espécies desse ciclo, foram coletadas poucas fêmeas reprodutivas de *P. muelleri*, porém foi possível observar um aumento no número de fêmeas rudimentares e indivíduos juvenis nos meses de inverno, quando a temperatura foi menor nas profundidades amostradas. *Exhippolysmata oplophoroides* não apresentou padrão no número de indivíduos portando embriões, de acordo com os meses (Figura 6).

Especialmente, foi encontrado um padrão para *P. muelleri* e *S. dorsalis* em que as fêmeas adultas e os indivíduos juvenis foram coletados nas mesmas profundidades. As fêmeas de *R. constrictus* foram mais abundantes nas maiores profundidades, enquanto houve um pequeno número de indivíduos juvenis (Figura 7). Como evidenciado no capítulo anterior, os fatores ambientais como temperatura e granulometria do sedimento melhor se relacionaram à abundância das espécies nessas profundidades (análise de redundância).

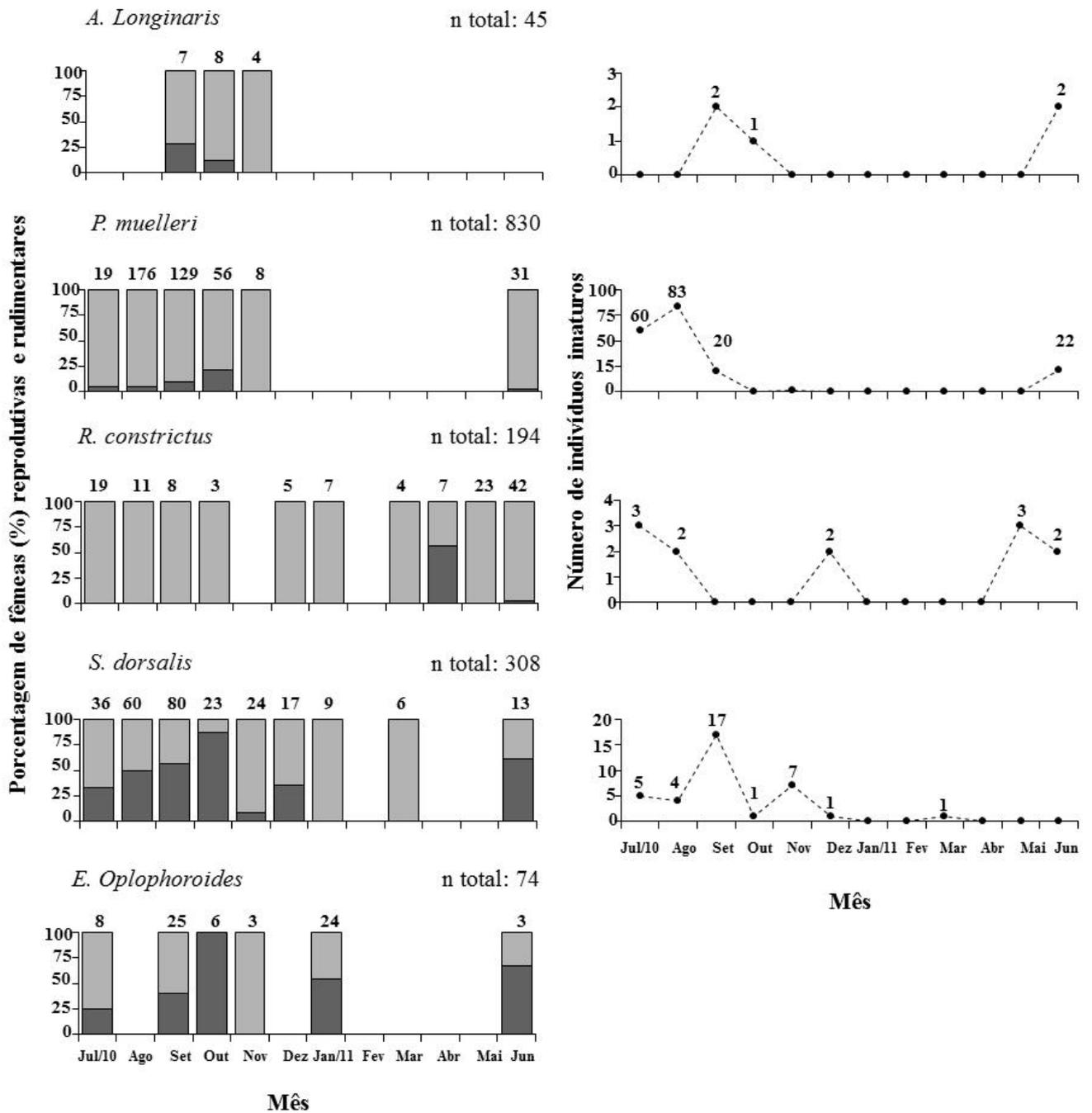


Figura 6: Porcentagem mensal de fêmeas reprodutivas e rudimentares e número de indivíduos imaturos (machos e fêmeas) para as espécies ciclo de vida do tipo III coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Gráficos à esquerda = colunas de cor grafite: fêmeas reprodutivas; colunas de cor cinza claro: fêmeas rudimentares. Gráficos à direita = linha pontilhada: indivíduos juvenis. Números posicionados acima das barras ou da linha indicam o número total para determinado mês. O número total refere-se ao número total de machos e fêmeas em todas as classes demográficas. Para a espécie *E. oplophoroides*, as colunas de cor grafite: indivíduos sem embriões; colunas de cor cinza claro: indivíduos com embriões.

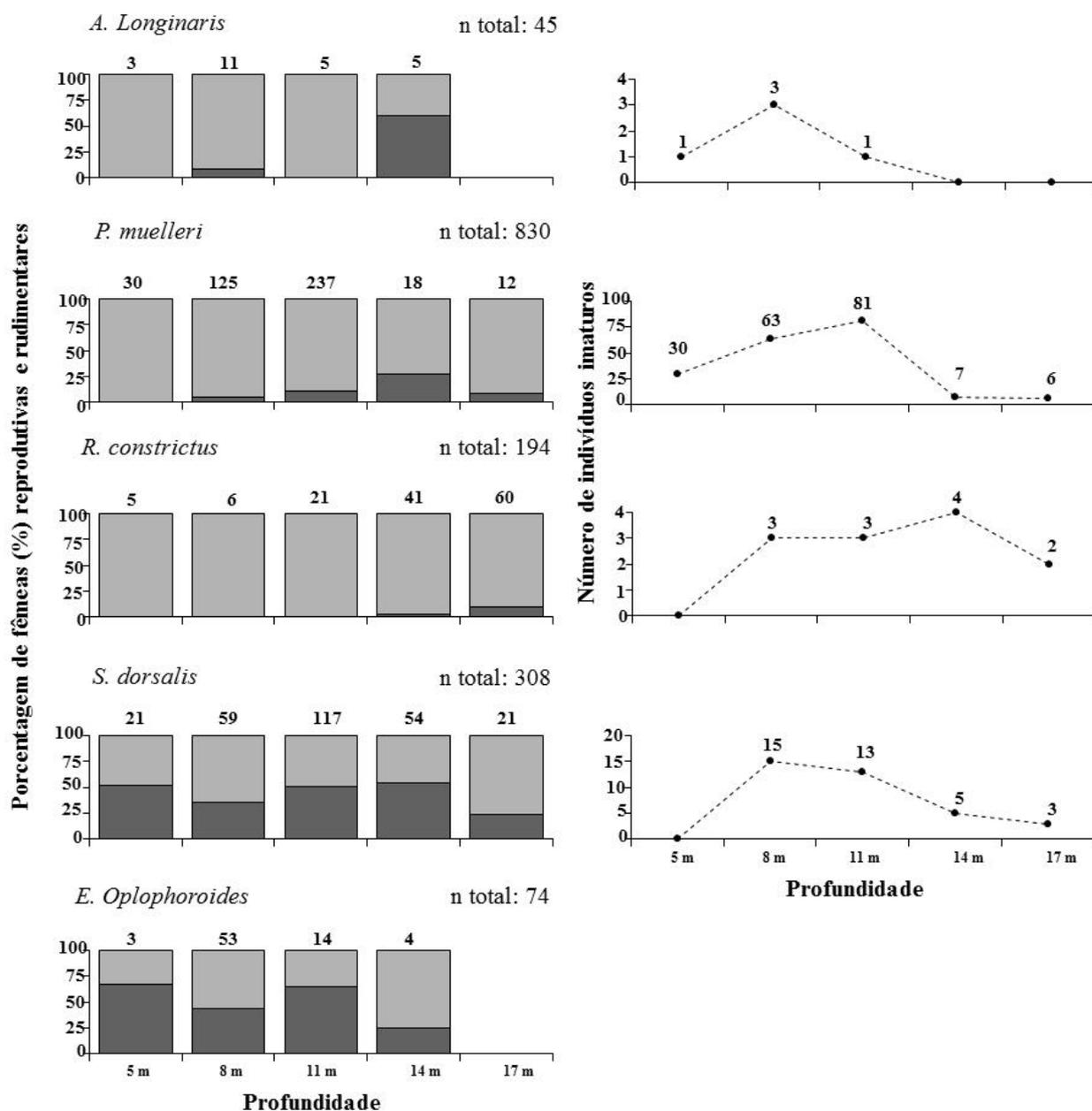


Figura 7: Porcentagem espacial (por profundidade) de fêmeas reprodutivas e rudimentares e número de indivíduos imaturos (machos e fêmeas) para as espécies do ciclo de vida do tipo III coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Gráficos à esquerda = colunas de cor grafite: fêmeas reprodutivas; colunas de cor cinza claro: fêmeas rudimentares. Gráficos à direita = linha pontilhada: indivíduos juvenis. Números posicionados acima das barras ou da linha indicam o número total para determinada profundidade. O número total refere-se ao número total de machos e fêmeas em todas as classes demográficas. Para a espécie *E. oplophoroides*, as colunas de cor grafite: indivíduos sem embriões; colunas de cor cinza claro: indivíduos com embriões.

Na análise de séries temporais, foram ilustrados apenas os gráficos com os resultados que foram significativos. Para *P. muelleri*, as fêmeas reprodutivas apresentaram correlação positiva com os juvenis, com a diferença de dois meses de atraso, ou seja, o aparecimento dos juvenis foi antecedido pelo aparecimento das fêmeas reprodutivas (Figura 8, A). Em relação à média de temperatura de fundo e a presença das fêmeas reprodutivas, houve uma correlação negativa sem atraso no tempo, ou seja, à medida que a temperatura foi diminuindo, a abundância das fêmeas aumentou (Figura 8, B). Os machos reprodutivos e as fêmeas reprodutivas foram correlacionados (correlação positiva) no tempo zero, portanto, ambos estiveram simultaneamente na área amostrada (Figura 8, C). Os machos reprodutivos e as fêmeas em estágio gonadal rudimentar também foram correlacionados no tempo zero (Figura 8, D).

Para *R. constrictus*, a única análise que teve correlação significativa foi entre os machos reprodutivos e as fêmeas rudimentares no tempo zero (correlação positiva), indicando que na presença dos machos houve a presença das fêmeas simultaneamente (Figura 9).

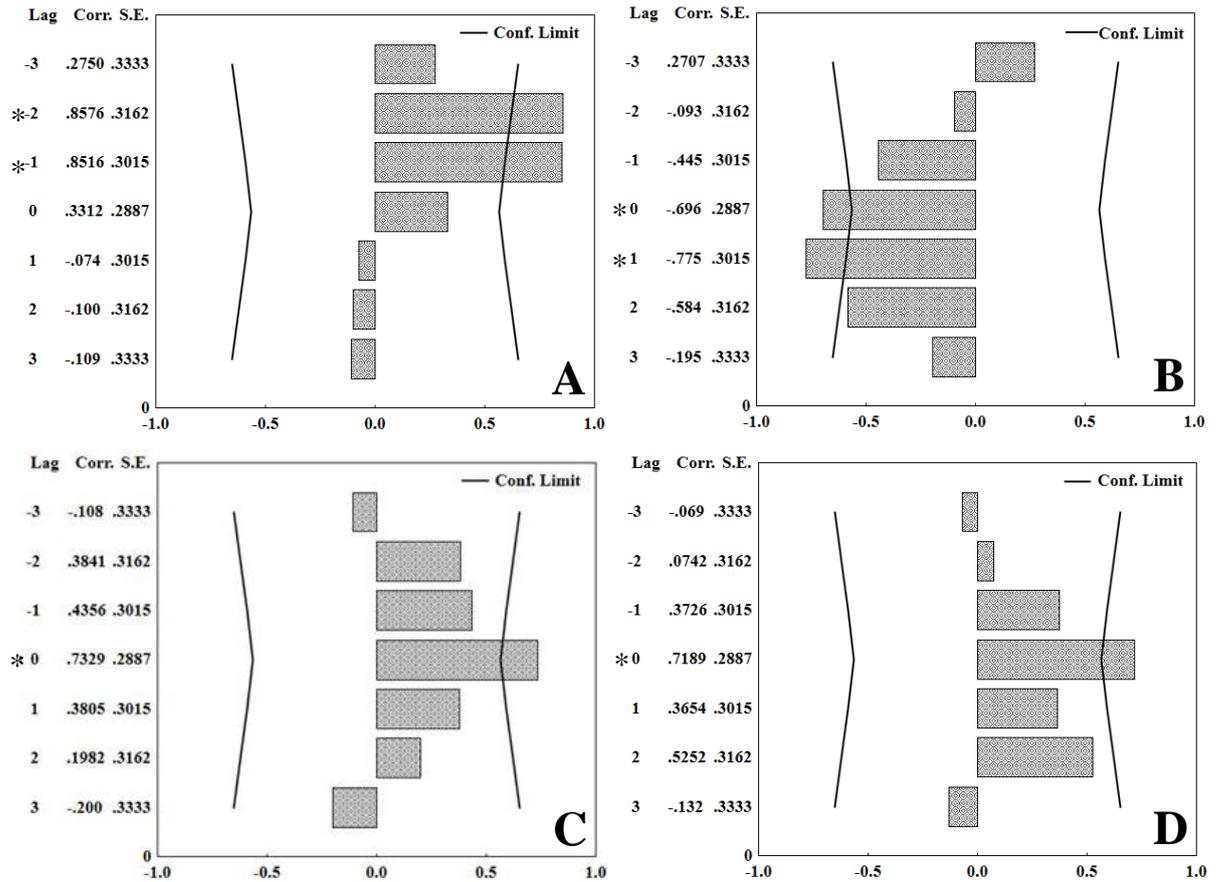


Figura 8: Resultados obtidos a partir da análise de séries temporais *Time Series (Cross-correlation)* para a espécie *Pleoticus muelleri* coletada durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. A: Juvenis e fêmeas reprodutivas. B: Temperatura de fundo e fêmeas reprodutivas. C: machos reprodutivos e fêmeas reprodutivas. D: machos reprodutivos e fêmeas rudimentares. Lag: tempo; Corr: valor da correlação; S.E.: erro padrão e Conf. Limit: limite de confiança.

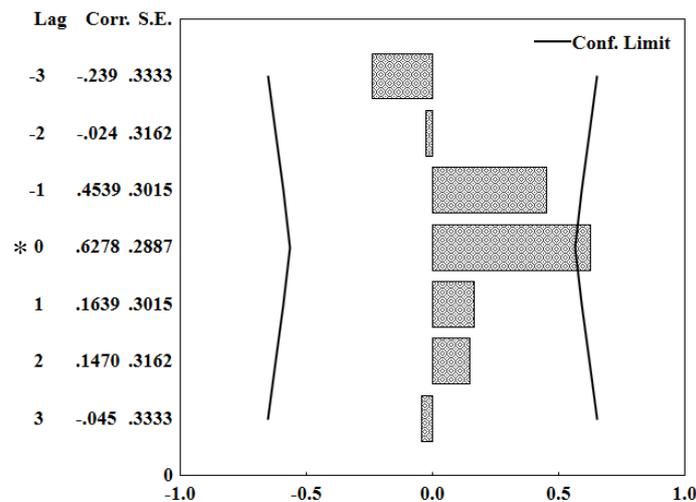


Figura 9: Resultados obtidos a partir da análise de séries temporais *Time Series (Cross-correlation)* entre os machos reprodutivos e as fêmeas rudimentares da espécie *Rimapenaeus constrictus* coletada durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. Lag: tempo; Corr: valor da correlação; S.E.: erro padrão e Conf. Limit: limite de confiança.

Para *S. dorsalis*, o teste realizado entre as fêmeas reprodutivas e os juvenis foi positivamente correlacionado, no tempo zero e um. Ambos foram capturados no mesmo período (Figura 10, A). A média de temperatura de fundo e as fêmeas reprodutivas foram negativamente correlacionadas (tempo zero e um) (Figura 10, B). Não foi possível utilizar os machos devido ao número baixo de indivíduos (3).

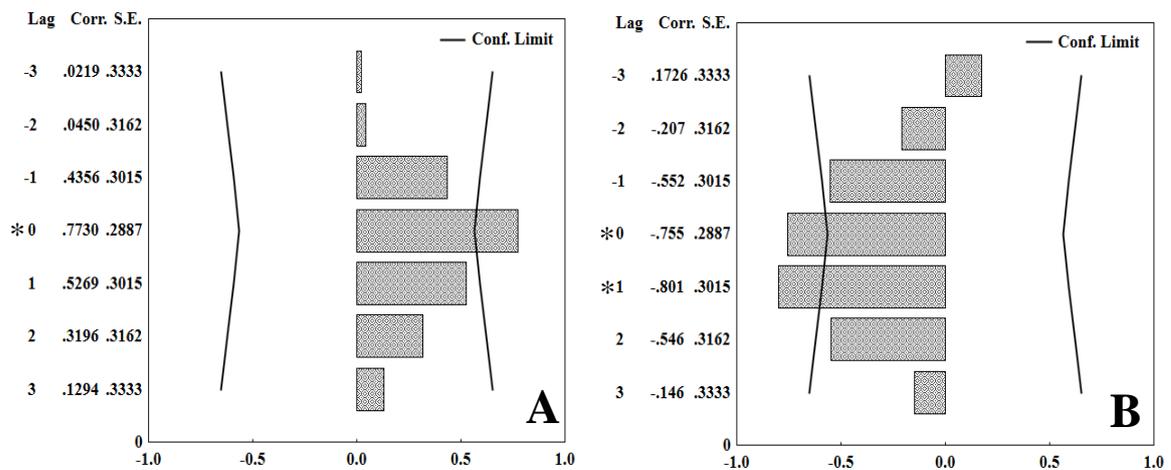


Figura 10: Resultados obtidos a partir da análise de séries temporais *Time Series (Cross-correlation)* entre os machos reprodutivos e as fêmeas rudimentares da espécie *Sicyonia dorsalis* coletada durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. A: Juvenis e fêmeas reprodutivas. B: Temperatura de fundo e fêmeas reprodutivas. *Lag*: tempo; *Corr*: valor da correlação; *S.E.*: erro padrão e *Conf. Limit*: limite de confiança.

Os indivíduos juvenis das espécies que possuem o ciclo de vida do tipo II foram semelhantes em suas abundâncias, porém diferentes quanto à distribuição das abundâncias por estação do ano (ANOVA, $p < 0,05$). O verão foi diferente das demais estações do ano (Tukey, $p < 0,05$) (Tabela V).

Tabela V: Análise de variância (ANOVA fatorial) da abundância dos indivíduos em relação às estações do ano das espécies pertencentes ao ciclo de vida do tipo II, coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. * = diferença significativa. F: Quadrados médios fator/Quadrado médio resíduo; p: probabilidade de significância).

	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Quadrados médios	F	p
Intercepto	5,200105	1	5,200105	39,61460	0,000002
Espécie	0,602905	2	0,301452	2,29647	0,122300
Estação do ano	2,072518	3	0,690839	5,26284	0,006216*
Espécie*Estação do ano	0,837601	6	0,139600	1,06348	0,411159
Erro	3,150417	24	0,131267		

Os indivíduos juvenis do ciclo de vida III apresentaram diferenças entre as espécies e entre as estações do ano (Anova, $p < 0,05$). A espécie distinta das demais (com exceção de *S. dorsalis*) na análise foi *P. muelleri* durante o inverno (Tukey, $p < 0,05$) (Tabela VI).

Tabela VI: Análise de variância (ANOVA fatorial) da abundância dos indivíduos em relação às estações do ano das espécies pertencentes ao ciclo de vida do tipo III, coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. * = diferença significativa. F: Quadrados médios fator/Quadrado médio resíduo; p: probabilidade de significância).

	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	F	p
Intercepto	4.876880	1	4.876880	52.20396	0.000000*
Espécie	1.483649	3	0.494550	5.29385	0.004450*
Estação do ano	3.714590	3	1.238197	13.25412	0.000009*
Espécie*Estação do ano	3.366926	9	0.374103	4.00454	0.001661*
Erro	2.989431	32	0.093420		

Foi observada diferença entre as fêmeas reprodutivas das espécies nas estações do ano (ANOVA, $p < 0,05$). *S. dorsalis*, foi a espécie distinta em relação às demais, com exceção de *P. muelleri* (Tukey, $p < 0,05$). Entre as estações do ano, o inverno foi semelhante à primavera e diferente do verão e outono (Tukey, $p < 0,05$) (Tabela VII).

Tabela VII: Análise de variância (ANOVA fatorial) da abundância dos indivíduos em relação às estações do ano das espécies pertencentes ao ciclo de vida do tipo III, coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC. * = diferença significativa. F: Quadrados médios fator/Quadrado médio resíduo; p: probabilidade de significância).

	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Quadrados médios	F	p
Intercepto	4,617289	1	4,617289	49,94017	0,000000*
Espécie	3,036041	3	1,012014	10,94585	0,000042*
Estação do ano	1,797585	3	0,599195	6,48084	0,001493*
Espécie*Estação do ano	2,553612	9	0,283735	3,06885	0,009133*
Erro	2,958605	32	0,092456		

Em resumo, não foi possível identificar um padrão comum de recrutamento juvenil entre as espécies, sendo que apenas *L. schmitti* coincidiu ao período de fechamento da pesca (março a maio), por ter apresentado maior concentração de jovens em março (Figura 4). Portanto, o período de recrutamento juvenil de sete das oito espécies investigadas não foi compatível ao período de defeso proposto.

Discussão

1.) Estrutura populacional e periodicidade reprodutiva espacialmente e temporalmente

A região de estudo está localizada próxima ao estuário da Baía da Babitonga, que representa uma região de grande importância na manutenção da biodiversidade. Devido à ampla extensão dessa região estuarina, o recebimento de águas continentais de ao menos três grandes bacias hidrográficas (Oliveira, 2006), acredita-se que a região sofre grande influência desse ambiente. Estudos realizados com fases larvais de camarões peneídeos fornecem suporte a essa afirmação (Marafon-Almeida *et al.*, 2008), uma vez que os autores propõem que as maiores densidades de zooplâncton nas áreas próximas ao estuário ocorreram devido aos benefícios da drenagem continental para esses organismos. A característica geral única dessas regiões de ecótono em relação a sua dinâmica fornece também uma peculiaridade em relação a fauna, sua capacidade de prover um ambiente que seja adequado às fases jovens, ou seja, uma área de criadouro = “berçário” (Odum & Barret, 2007). Reconhecendo a relevância da Baía da Babitonga, há muito tempo se discute uma proposta para a criação de uma Reserva da Fauna (Unidade de Conservação) no Brasil, para a preservação da riqueza natural (CONAMA, 2006; ICMBIO, 2012). Do mesmo modo, as informações sobre os camarões poderiam ser um reforço para a justificativa da conservação de ambientes estuarinos e suas áreas adjacentes, por utilizarem o ambiente em parte do seu ciclo de vida (Garcia & Le Reste, 1986). Essa característica foi corroborada pelos resultados obtidos, porque parte das populações foram formadas por indivíduos jovens ou por indivíduos em fase rudimentar de desenvolvimento e não por reprodutivos. As amplitudes de tamanho foram menores quando comparados a outros trabalhos, sendo uma evidência de que a região de estudo seria uma provável área de berçário não apenas para outras espécies da fauna marinha, como também para os camarões.

Em relação à maioria das espécies, os tamanhos médios de comprimento de carapaça foram semelhantes aos indivíduos estudados em outras regiões, no entanto, uma pequena variação na amplitude mínima e máxima foi observada. As espécies do ciclo de vida do tipo II apresentaram as maiores classes de tamanho (semelhante a indivíduos de outras localidades) (Zenger & Agnes, 1977; Costa & Fransozo, 1999; Costa *et al.*, 2008; Bochini, 2011; Caparelli *et al.*, 2012). Porém, quando os valores mínimos foram comparados, verificou-se que os tamanhos menores foram encontrados nas regiões com a realização de coletas estuarinas (Branco & Verani 1998; Costa *et al.*, 2008). De fato, na área amostrada, as coletas foram realizadas próximas à boca do estuário e como essas espécies dependem dessa região para seu desenvolvimento (Dall *et al.*, 1990), provavelmente foram capturados os juvenis em passagem (parte da população), o que justificaria uma amplitude mínima maior.

A distribuição em maiores profundidades pode explicar a ausência de indivíduos reprodutivos *Farfantepenaeus* spp, visto que Dall *et al.* (1990) propuseram que a reprodução das mesmas ocorre em profundidades maiores (>25m). Corroborando com os resultados do presente estudo, esse padrão também foi verificado por Simões (2012) com a presença apenas de juvenis e por Fransozo (2011) que observou indivíduos reprodutivos em coletas realizadas até os 35 metros. Seria interessante futuramente realizar coletas na Baía da Babitonga, a fim de observar se esse padrão também é encontrado ou se a região é propícia para o desenvolvimento das espécies.

Apesar da semelhança entre os valores médios do tamanho dos indivíduos para ambos os sexos de *P. muelleri*, quando comparados com indivíduos coletados no litoral de São Paulo (Castilho *et al.*, 2008a; Castilho *et al.*, 2012), a amplitude diferiu com comprimento da carapaça alcançando 37 mm no litoral paulista (máximo para a região foi 22 mm). As possíveis razões para essa diferença seriam a não representatividade da população como um todo na região de estudo. Na Argentina, as investigações realizadas com a marcação dos

indivíduos evidenciaram um complexo sistema de migração percorrendo grandes distâncias, entre os jovens e as fêmeas reprodutivas (zonas de desova) (Boschi, 1989).

Pleoticus muelleri de fato possui distribuição em regiões com maiores profundidades (Costa *et al.*, 2004), uma vez que possui o ciclo de vida inteiramente marinho e possui origem subantártica (Castilho *et al.*, 2008ad). Portanto, opta por estabelecer-se em locais com temperaturas menores e salinidades maiores (Fenucci, 1988; Harán *et al.*, 1992). Adicionalmente a essas informações, no litoral de São Paulo as fêmeas reprodutivas da espécie deslocam-se para maiores profundidades logo que ocorre a diminuição da temperatura, característica da influência de massa de água fria - Água Central do Atlântico Sul (ACAS) - na região (Castro-Filho *et al.*, 1987) em meados da primavera e verão, aproveitando o período de aumento no aporte de nutrientes (ajuste biológico) (Castilho *et al.*, 2008a; Castilho *et al.*, 2012). Esses nutrientes são carregados juntamente com a ACAS aumentando a produtividade primária e conferindo maior disponibilidade de alimento aos organismos planctônicos (Pires-Vanin, 1993), portanto para os diferentes estágios larvais dos camarões peneídeos.

Semelhante às características biológicas de *P. muelleri*, a espécie subantártica *A. longinaria* não foi muito abundante na região estudada e a maioria dos indivíduos também foram jovens ou rudimentares. Apesar de preferir temperaturas frias, a espécie possui maior tolerância (euritérmica) do que *P. muelleri* (Costa *et al.*, 2005a), o que poderia distorcer a justificativa da ausência da espécie devido a esse fator. Uma provável explicação seria o substrato da região, que foi composto em maioria por um sedimento lamoso (maior predominância de silte + argila). Segundo Costa *et al.* (2005a), a espécie se distribui preferencialmente em profundidades compostas por areia fina e areia muito fina. Batista *et al.* (2011) também encontraram sua distribuição em regiões com essas características, com a tendência de diminuição na abundância conforme a composição do substrato foi lamoso.

Uma hipótese proposta por Castilho (2008) envolve a estratégia de proteção dessas espécies no ambiente. A coloração distinta lhes confere uma estratégia de vida peculiar, como observado por Fenucci (1988) em laboratório. Segundo o autor, *A. longinarius* não se enterra durante o dia ao contrário do que ocorreu com *P. muelleri*. Os camarões em geral possuem o hábito de enterramento durante o dia como uma estratégia de proteção contra as adversidades ambientais (Dall *et al.*, 1990). A partir dessas evidências, Castilho (2008) propôs que a coloração avermelhada de *P. muelleri*, mais chamativa, faz com que a espécie tenha o hábito de enterramento e, portanto, o sedimento lamoso facilitaria esse comportamento. Já a coloração transparente com machas amarronzadas de *A. longinarius* permite seu estabelecimento no substrato sem chamar a atenção de predadores. Portanto, se a dependência do substrato por *P. muelleri* for essencial, a sua maior abundância em relação a *A. longinarius* poderia ser explicada porque a região foi favorável ao seu estabelecimento.

Rimapenaeus constrictus foi composta por indivíduos juvenis e rudimentares e poucos reprodutivos (n = 7) com tamanhos que mais se assemelharam aos mensurados em outras regiões (Costa & Fransozo, 2004b). A preferência da espécie por profundidades maiores refletiu a sua seleção por um substrato mais heterogêneo (característico dessas profundidades), composto de areia muito fina, padrão também observado em outras regiões (Simões, 2012; Costa & Fransozo, 2004ab; Hiroki *et al.*, 2011). A espécie provavelmente está no seu limite de distribuição na região de estudo, devido ao baixo número de animais capturados quando comparado à Costa & Fransozo (2004a), que coletaram 5.331 (presente estudo 194 indivíduos) indivíduos em Ubatuba. Simões (2012) encontrou padrão semelhante (abundância menor) e propôs que a espécie buscava a Baía de Santos como abrigo quando a temperatura mais ao fundo diminuía com a influência da ACAS, pois trata-se de uma espécie com origem tropical.

A única espécie que apresentou indivíduos distribuídos de forma mais uniforme em todos os grupos demográficos foi *S. dorsalis*. A abundância foi menor quando comparada a Castilho *et al.* (2008bc) que coletaram acima de 3 mil indivíduos (presente estudo 301). No entanto, vale ressaltar que a amostragem foi maior nesses trabalhos o que poderia ser o motivo da diferença, uma vez que Simões (2012) e Pantaleão (2013) coletaram um número semelhante ao presente trabalho para uma amostragem anual. Ademais, os tamanhos médios de comprimento de carapaça foram semelhantes aos encontrados por Castilho *et al.* (2008b) em Ubatuba, Caraguatatuba e São Sebastião, mas a amplitude diferiu, com tamanhos maiores encontrados por esses autores. A amostragem, novamente pode ser a causa dessa diferença, porque as capturas foram realizadas até os 45 metros nessas regiões.

O padrão de reprodução contínuo observado por Castilho *et al.* (2008b) não foi verificado no presente estudo (juvenis e fêmeas reprodutivas ocorrendo apenas em determinados meses do ano) e dois motivos podem ser inferidos sobre essa diferença. Primeiro, que a espécie poderia estar distribuída em outras profundidades ou regiões próximas, visto o hábito migratório dos camarões, sendo que o tamanho máximo coletado na região ser menor do que o tamanho máximo encontrado em Ubatuba poderia ser uma evidência da não representatividade da população como um todo. Um segundo motivo seria de a população ser influenciada pelo ambiente que difere conforme há o aumento da latitude (variação geográfica), e um dos atributos alterado é a reprodução.

A reprodução faz parte da história de vida de um indivíduo, composto por fenômenos complexos influenciados pelo ambiente, pela estrutura geral do corpo e estilo de vida dos organismos e também por suas respostas individuais e evolutivas às condições físicas, suprimento de alimentos, predadores entre outros (Krebs, 2009). O clássico paradigma de reprodução contínua próxima aos trópicos e sazonal conforme há o aumento da latitude para invertebrados bentônicos, proposto por autores como Orton (1920) e Thorson (1950), foi

observado em camarões marinhos (Castilho *et al.*, 2007; Aragón-Noriega *et al.*, 2012). Para *S. dorsalis* existem comparações acerca desse ajuste resultando no clássico padrão esperado (Bauer & Rivera Vega, 1992; Bauer, 1992), portanto, nossos dados corroboram com esse paradigma.

Foi evidente a não representatividade da população de *E. oplophoroides*, principalmente quando comparado aos 2410 indivíduos (74 indivíduos do presente estudo) coletados durante um ano na Baía de Ubatuba (Fransozo *et al.*, 2005), 8176 em Ubatuba e Mar Virado durante um ano (Baeza, *et al.*, 2010), 2176 em Macaé e 976 em Ubatuba durante um ano (Pantaleão, 2013). No entanto, Simões (2012) encontrou resultado similar, apenas 81 indivíduos e justificou que a abundância nos meses frios seria um indício de que a espécie estaria se abrigoando na Baía de Santos com a presença da ACAS. O padrão de abundância mensal não nos fornece um indicativo que represente algum padrão em relação à temperatura, pois a espécie ocorre em maior abundância em julho com média de temperatura menor e em janeiro com a maior média de temperatura de todos os meses. A justificativa mais plausível foi mencionada no capítulo 1, sobre a ausência de detritos biológicos nos locais amostrados.

2.) Razão e dimorfismo sexual

Nos camarões estudados, a razão sexual foi de 1:1 (fêmea: macho) para as espécies *A. longinarius* e *F. paulensis*. Porém, em geral, houve diferença significativa entre a abundância de machos e fêmeas de *F. brasiliensis*, *P. muelleri*, *R. constrictus* e *S. dorsalis*. Na teoria de alocação sexual proposta por Fisher (1930), espera-se que o investimento seja igual para a produção dos dois sexos (pais devem produzir um número igual de machos e fêmeas) e a razão sexual de 1:1, fato ocorrido nas duas primeiras espécies.

Contudo, os resultados de Wenner (1972) evidenciaram a possibilidade de ocorrer

desvios na razão sexual, que podem ser causados por fatores múltiplos, como a mortalidade dos machos (machos morrem mais cedo do que as fêmeas), diferença na migração de machos e fêmeas, maior probabilidade de mortalidade por predação nos machos, uma vez que as fêmeas podem escapar da predação com maior facilidade por sua permanência em águas mais profundas do que machos na maior parte do tempo. Outros trabalhos corroboram com as propostas sugeridas para o desvio na razão sexual, a migração das fêmeas em período reprodutivo para profundidades maiores (desova) ou outras regiões no ambiente são exemplos da diferença entre a biologia de cada sexo (Lopes *et al.*, 2010; De Croos *et al.*, 2011). Gab-Alla *et al.* (1990) propõem que o tamanho maior das fêmeas seria selecionado no tipo de apetrecho de pesca, ocasionando uma maior captura de fêmeas do que de machos.

O notável desvio na razão sexual de *S. dorsalis* na região (número total de indivíduos: 298 fêmeas e 3 machos) foi observado no estado de São Paulo por Castilho *et al.* (2008b). Esses autores propõem três hipóteses, a primeira seria da amostragem contra a captura dos machos, mesmo caso apontado por Gab-Alla *et al.* (1990), porém a hipótese é refutada pois fêmeas nas classes de tamanho menores (que seriam dos machos), foram coletadas sem dificuldade pela rede de arrasto. A segunda, da razão sexual alterada a favor das fêmeas, usando como base a proposta de Pianka (2000), de que em populações com fêmeas poliândricas (grego: poly- muitos, andros- homem), a razão sexual alterada para as fêmeas é favorecida. A terceira hipótese seria de hermafroditismo protândrico, hermafroditismo em que o indivíduo muda de sexo de macho para a fêmea com o aumento do tamanho e idade (Bauer, 2000), porque esses autores encontraram a maioria dos machos nas menores classes de tamanho. Não foi possível responder sobre essas hipóteses no presente trabalho, visto que para atingir esse objetivo, estudos detalhados como experimento em laboratório, análise histológica precisariam ser realizados. Adicionalmente, outros fatores como migração ou diferente uso do habitat por machos e fêmeas poderiam ter influência sobre esses resultados,

porém futuros estudos necessitariam ser realizados.

O tamanho dos indivíduos, com fêmeas atingindo tamanhos maiores do que os machos, e a diferença encontrada entre machos e fêmeas na estrutura por classes de tamanho, confirmam o fato de que o dimorfismo sexual em relação ao tamanho é uma regra entre os camarões peneídeos (Boschi, 1969). Essa diferença está relacionada com a reprodução, o maior tamanho do corpo seria uma adaptação ao aumento da produção de ovos (Macchi *et al.*, 1998; Yamada *et al.*, 2007) e também poderia estar relacionada ao comportamento reprodutivo desses animais, visto que animais que não apresentam comportamento de guarda das fêmeas pelos machos antes e/ou depois da cópula (não há disputa entre os machos) tendem a apresentar tamanho do corpo e quelípodos menores, como foi testado para a espécie *S. dorsalis* (Bauer, 1996).

3.) Tamanho médio da maturidade sexual funcional

O tamanho em que os indivíduos estão aptos morfológicamente e funcionalmente para a reprodução foi diferente entre machos e fêmeas, o que já é observado em outras mensurações realizadas (Tabela VIII). Os tamanhos comparados de *P. muelleri* e *R. constrictus* para outras regiões de estudo, foram similares. De acordo com Segura & Delgado (2012), na costa do Uruguay, *P. muelleri* apresentou diferentes táticas reprodutivas ao longo da sua faixa de distribuição, sugerindo a existência de plasticidade nas características da sua história de vida, observado em *A. longinaris* por Castilho *et al.* (2007). Mudanças no ambiente afetam as taxas de crescimento em populações, e essa condição pode ser observada no tamanho que o indivíduo atingirá a maturidade sexual (Wenner *et al.*, 1974).

Tabela VIII: Tamanho médio da maturidade sexual funcional das fêmeas e dos machos das espécies coletadas durante o período de jul/10 a jun/11 em uma área adjacente à Baía da Babitonga, SC.

Tamanho da maturidade sexual funcional				
Espécies	Machos	Fêmeas	Local	Trabalho
<i>P. muelleri</i>	10,93	12,0	Santa Catarina	Presente estudo
	12,5	15,5	Ubatuba (SP)	Castilho <i>et al.</i> (2008a)
<i>R. constrictus</i>	6,03	7,72	Santa Catarina	Presente estudo
	7,8	7,0	Ubatuba (SP)	Costa & Fransozo (2004b)
<i>S. dorsalis</i>	-	7,14	Santa Catarina	Presente estudo
	6,8	7,3	Ubatuba (SP)	Castilho <i>et al.</i> (2008b)
			Caraguatatuba (SP)	
		São Sebastião (SP)		

4.) Cross-correlation (Time Series)

A correlação significativa da ocorrência de machos reprodutivos e fêmeas rudimentares durante o mesmo período reflete o comportamento reprodutivo das espécies que possuem tético fechado (placas esternais modificadas formando uma depressão, a espermateca, onde no seu interior o espermátóforo é depositado) (Primavera, 1985; Dall *et al.*, 1990). Nessas espécies, a cópula ocorre logo após a ecdise, quando o estágio gonadal das fêmeas é rudimentar (Dall *et al.*, 1990). A única espécie de tético aberto (não apresenta placas, apenas protuberâncias e depressões) (Primavera, 1985; Dall *et al.*, 1990), *P. muelleri*, apresentou correlação positiva entre os machos reprodutivos e as fêmeas rudimentares, o que poderia ser justificado pelo elevado número de fêmeas rudimentares ocorrendo no mesmo período dos machos reprodutivos (período de julho a agosto). Porém, foi encontrada correlação positiva entre machos e fêmeas reprodutivas, o que seria esperado, uma vez que os peneídeos com tético aberto copulam ao final do ciclo de intermuda após os ovários estarem no fim da maturidade (Dall *et al.*, 1990).

De acordo com Bauer & Rivera Vega (1992), ao estudar a ecologia reprodutiva das espécies, um dos objetivos relacionados é verificar possíveis padrões na reprodução e no recrutamento, conforme há mudança ambiental. As respostas a essas variações são resultado

da exposição a um conjunto de fatores, dos quais um em específico agiria como um fator proximal, gerando um estímulo, enquanto as pressões seletivas (fatores finais) são os verdadeiros responsáveis pelos padrões de recrutamento e reprodução encontrados.

A temperatura vem sendo apontada como um fator proximal durante a reprodução dos camarões marinhos. Quando a temperatura da água diminui no litoral do estado de São Paulo, com a entrada da ACAS, a abundância de indivíduos reprodutivos de algumas espécies aumenta na região, porém, esse apenas seria um indicativo de que a época está propícia para a reprodução e liberação das larvas, visto que além dos fatores abióticos alterados, com a proximidade da ACAS há um aumento no aporte de nutrientes. Portanto as fêmeas ajustam a reprodução para ocorrer durante esses períodos com maior abundância de alimento (Costa & Fransozo, 2004b; Castilho *et al.*, 2007). A correlação negativa entre a temperatura de fundo e as fêmeas reprodutivas foi significativa para *P. muelleri* e *S. dorsalis*, corroborando o padrão encontrado e os resultados para essas espécies em outras regiões (Castilho *et al.*, 2008ab). No entanto, provavelmente o que ocorreu nas profundidades amostradas foi um reflexo do que ocorreu em maiores profundidades, uma vez que não foi possível evidenciar a influência da ACAS, e inferir sobre o aporte de nutrientes. *Pleoticus muelleri* é uma espécie adaptada a águas frias, e o aumento na sua abundância não ocorreu apenas devido à reprodução, mas na abundância geral (capítulo 1), durante as temperaturas menores, aproveitando possibilidade de estabelecimento na área em um período propício e em concordância as suas exigências fisiológicas. É provável que *S. dorsalis* tenha migrado para áreas mais protegidas durante a queda da temperatura em profundidades maiores como foi verificado por Costa *et al.* (2005b).

5.) Comparação do recrutamento juvenil e fechamento da pesca

A proibição nas capturas dos camarões marinhos em determinados meses do ano com o objetivo de conservar as espécies baseada ao seu recrutamento juvenil, teve por base inicial o conhecimento em relação à biologia populacional dos camarões que são rentáveis na história da pesca e que a partir de determinado momento declinaram devido a sua exploração excessiva, como por exemplo, o camarão *F. paulensis*. Essa lei também foi modificada com a inclusão de novas espécies quando julgado necessário (instruções normativas). No entanto, os resultados obtidos no presente trabalho indicaram uma lacuna nos princípios adotados para a formulação da mesma, uma vez que das espécies capturadas a presença de indivíduos jovens não esteve compreendida dentro do período de defeso estipulado.

Apesar da abundância dos indivíduos juvenis entre as espécies no tempo não ser semelhante, *P. muelleri* foi a única espécie que diferiu das demais (com exceção de *S. dorsalis*). Entre as fêmeas reprodutivas, a diferença encontrada foi de *S. dorsalis* em relação às demais (com exceção de *P. muelleri*). Essas espécies estiveram distribuídas de forma similar no tempo e, portanto, esse foi o provável motivo da ausência de diferença entre as espécies. Independente do resultado da análise, as únicas espécies que apresentaram maiores valores de abundância nos juvenis em um período abrangido pelo defeso foi *X. kroyeri* (Grabowski, 2012) e no presente estudo *L. schmitti*.

Além da utilização comercial de alguns camarões capturados juntamente a pesca de *X. kroyeri*, boa parte dos animais é composta por espécies que serão descartadas no mar (*bycatch*). *Sicyonia dorsalis* foi a 2ª espécie mais capturada entre os camarões no presente estudo e a 1ª reportada por Robert *et al.* (2007), representando apenas uma espécie das várias que são mortas sem necessidade. Como é o caso de *S. dorsalis*, muitas espécies são descartadas devido ao tamanho pequeno ser considerado inutilizável para o comércio (Robert

et al., 2007). Evidências a partir de dados históricos revelam que a superexploração (redução das espécies abaixo do seu rendimento sustentável ou com a abundância tão baixa que não consegue se recuperar mesmo com o fechamento da pesca) causou as maiores mudanças estruturais e funcionais em ecossistemas marinhos (Jackson *et al.*, 2001). A alteração no fluxo de energia desses ecossistemas é uma das consequências mais graves que pode ocorrer nas comunidades. O fenômeno *fishing down in marine food webs* proposto no clássico artigo de Pauly *et al.* (1998) com empobrecimento da biodiversidade e tendência de um efeito em cascata com o aumento dos menores níveis tróficos, já vem sendo verificado na região nordeste da costa brasileira, onde a taxa de declínio do nível trófico foi uma das maiores encontradas no mundo (Freire & Pauly, 2010).

O maior desafio atual do gerenciamento da pesca é um plano que vise a conservação das espécies e do ambiente, porém mantenha os benefícios econômicos para as populações que sobrevivem com o comércio desse recurso. Costa *et al.* (2011), propuseram a adição do mês de junho no período de defeso no Brasil a fim de preservar os juvenis de *X. kroyeri*.

Porém, como verificado no presente estudo as espécies diferem conforme a região e os fatores ambientais aos quais estão expostas, apresentando padrões biológicos complexos em consequência dos ajustes e repostas em relação à migração, variação temporal e espacial na reprodução e abundância e diferenciação no recrutamento juvenil. Algumas alternativas vêm sendo propostas e/ou utilizadas para resolver o problema: como redes com regiões de escape de indivíduos (García-Caudillo *et al.*, 2000; García *et al.*, 2008), áreas de proteção marinha (Sumaila *et al.*, 2000), fechamento da pesca adicionando alguns meses (Costa *et al.*, 2011), o auxílio do pescador como fonte de informações e objeto de pesquisa (Foster *et al.*, 2010) e a preservação dos ambientes naturais (Sinclair *et al.*, 1995). No entanto, Silva *et al.* (2013) propuseram uma gestão integralizada (*co-management*) entre diferentes áreas para que haja comunicação e planejamento na busca da conservação dos animais capturados na pesca de

arrasto. A criação das áreas de proteção (refúgio) é uma boa alternativa visto que o ambiente físico, composto inclusive por alguns organismos engenheiros do ecossistema (Jones *et al.*, 1994) são mantidos intactos.

O aumento da frota pesqueira e a aquisição de apetrechos que otimizem a captura têm colaborado para o aumento da produção do pescado na região de Santa Catarina (Andrade, 1998), e frente a essas informações, os resultados do presente estudo demonstraram a necessidade de medidas que visem solucionar o problema do impacto causado pela pesca de arrasto na biodiversidade marinha com consequências diretas para o homem devido ao colapso das populações comercializadas. Portanto, o esperado é que as informações geradas sejam utilizadas como um alerta de que o atual sistema de gerenciamento necessita ser estudado e elaborado a fim de preservar com eficiência os recursos naturais provenientes da pesca de arrasto.

Referências bibliográficas

- Abdallaha, P. R. & Sumaila, U. R. 2007. An historical account of Brazilian public policy on fisheries subsidies. *Marine Policy*, 31: 444-450.
- Almeida, A. C.; Fransozo, V.; Teixeira, G. M.; Furlan, M.; Hiroki, K. A. N. & Fransozo, A. 2011. Population structure and reproductive period of whitebelly prawn *Nematopalaemon schmitti* (Holthuis 1950) (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) on the southeastern coast of Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 55(1): 30-39.
- Andrade, H. A. 1998. A produção da pesca industrial em Santa Catarina. *Notas Técnicas Facimar*, 2: 1-16.
- Aragón-Noriega, E. A.; Perez-Arvizu, E. M. & Valenzuela-Quinonez, W. 2012. Latitudinal variation in reproduction timing of whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* (Decapoda, Penaeidae) of the Mexican Pacific coast. *Crustaceana*, 85(3): 287-300.
- Baeza, J. A.; Braga, A. A.; López-Greco, Perez, E.; Negreiros-Fransozo, M. L. & Fransozo, A. 2010. Population dynamics, sex ratio and size at sex change in a protandric simultaneous hermaphrodite, the spiny shrimp *Exhippolysmata oplophoroides*. *Marine Biology*, 157 (12): 2643-2653.
- Batista, A. C.; Simões, S. M.; Lopes, M. & Costa, R. C. 2011. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) and *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, penaeoidea) in the southeastern Brazilian littoral. *Nauplius*, 19(2): 135-143.
- Bauer, R. T., 1992. Testing generalizations about latitudinal variation in reproduction and patterns with sicyoniid and caridean shrimp species. *Invertebrate Reproduction and Development*, 22(1-3): 193-202.

- Bauer, R. T. 2000. Simultaneous hermaphroditism in caridean shrimps: A unique and puzzling sexual system in the Decapoda. *Journal of Crustacean Biology*, 20: 116-128.
- Bauer, R. T. 1996. A test of hypotheses on male mating systems and female molting in decapod shrimp, using *Sicyonia dorsalis* (Decapoda: Penaeoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 429-436.
- Bauer, R. T. & Holt, G. J. 1998. Simultaneous hermaphroditism in the marine shrimp *Lysmata wurdemanni* (Caridea: Hippolytidae): an undescribed sexual system in the decapod Crustacea. *Marine Biology*, 132: 223-235.
- Bauer, R. T. & Rivera Vega, L. W. 1992. Pattern of reproduction and recruitment in two sicyoniid shrimp species (Decapoda: Penaeoidea) from a tropical seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 223-240.
- Bochini, G. L. 2012. *Distribuição ecológica e estrutura populacional em escala espacial, temporal e anual do camarão-branco Litopenaeus schmitti (Burkenroad, 1936) (Dendrobranchiata: Penaeidae) na enseada de Ubatuba: 4 anos de estudos*. 70f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociencias, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Boschi, E. E. 1969. Crecimiento, migración y ecología del camarón comercial *Artemesia longinaris* Bate. *Boletim del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 18: 1-47.
- Boschi, E. E. 1989. Biología pesquera del langostino del litoral Patagonico de Argentina (*Pleoticus muelleri*). *Contribuciones del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 646: 1-71.
- Braga A. C. A. 2006. *Biologia e Ecologia do camarão-espinho Exhippolysmata oplophoroides (Holthuis, 1948) (Caridea, Alpheoidea, Hippolytidae) na Região de*

- Ubatuba, Litoral Norte Paulista*. 145f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Braga A. A.; López-Greco L. S.; Santos D. C. & Fransozo A. 2009. Morphological evidence for protandric simultaneous hermaphroditism in the caridean *Exhippolysmata oplophoroides*. *Journal of Crustacean Biology*, 29: 34-41.
- Branco, J. O. & Verani, J. R. 2006. Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. In: Branco, J. O. & Marenzi, A. W. C. (Eds.). *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC*. Itajaí: Editora da Univalli, p.153-170.
- Capparelli, M. V.; Kasten, P.; Castilho, A. L. & Costa, R. C. 2012. Ecological distribution of the shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda, Penaeoidea) in Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 56 (3): 173-179.
- Castilho, A. L. 2008. *Reprodução e recrutamento dos camarões Peneoidea (Decapoda, Dendrobranchiata) No Litoral Norte do Estado de São Paulo*. 129f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Castilho, A. L.; Costa, R. C.; Fransozo, A. & Boschi, E. E. 2007. Reproductive pattern of the South American endemic shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea), of São Paulo State, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 55(1): 39-48.
- Castilho, A. L.; Costa, R. C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2008a. Reproduction and recruitment of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Marine Biology Research*, 4: 361-368.

- Castilho, A. L.; Furlan, M.; Costa, R. C. & Fransozo, A. 2008b. Reproductive biology of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* (Decapoda: Penaeoidea) from the southeastern coast of Brazil. *Invertebrate Reproduction Development*, 52 (1-2): 59-68.
- Castilho, A. L.; Furlan, M.; Costa, R. C. & Fransozo, V. 2008c. Abundance and temporal-spatial distribution of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Decapoda: Penaeoidea) from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Senckenbergiana matirima*, 38(1): 75-83.
- Castilho, A. L.; Pie, M. R.; Fransozo, A., Pinheiro, A. P. & Costa, R. C. 2008d. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea, Decapoda, Penaeoidea) in Southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88: 119-123.
- Castilho, A. L.; Wolf, M. R.; Simões, S. M.; Bochini, G. L.; Fransozo, V. & Costa, R. C. 2012. Growth and reproductive dynamics of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Journal of Marine Systems*, 105-108: 135-144.
- Castro-Filho, B. M.; Miranda, L. B. & Myao, S. Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 35(2): 135-151
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). 2006. Proposta de moção apresentada na 84a Reunião Ordinária do CONAMA, em 29 e 30 de novembro de 2006.
- ICMBIO (instituto Chico Mendes/MMA) 2012. Conselho Gestor das áreas de proteção ambiental da baleia franca (Portaria n° 107/2010). Moção CONAPA BF N.º 02/2012. <http://www.icmbio.gov.br>
- Costa, R. C. & Fransozo, A. 1999. A nurse ground for two tropical pink-shrimp *Penaeus* species: Ubatuba bay, northern coast of São Paulo, Brazil. *Nauplius*, 7: 73-81.

- Costa, R. C. & Fransozo, A. 2004a. Abundance and ecologic distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Crustacea: Penaeidae) in the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Journal of Natural History*, 38(7): 901-912.
- Costa, R. C. & Fransozo, A. 2004b. Reproductive biology of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Decapoda: Penaeidae) in the Ubatuba region of Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 24:274-81.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Melo, G. A. S. & Freire, F. A. M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-12.
- Costa, R. C.; Fransozo, A. & Pinheiro, A. P. 2004. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 195-203.
- Costa, R. C.; Fransozo, A.; Castilho A. L. & Freire, F. A. M. 2005a. Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda; Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 107-112.
- Costa, R. C. C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2005b. Ecology of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Crustacea: Sicyoniidae) in a subtropical region of Brazil. *Gulf and Caribbean Research*, 17: 1-8.
- Costa, R. C.; Heckler, G. S.; Simões, S. M.; Lopes, M. & Castilho, A. L. 2011. Seasonal variation and environmental influences on abundance of juveniles of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) in southeastern Brazil. In: Pessani, D.; Tirelli, T. & Frogliola, C. (Orgs.). *IX Colloquium Crustacea Mediterranea – Behaviour, Ecology, Fishery*. Torino, Italy: Monografie del Museo Regionale di Scienze Naturali, p. 47-58.

- Costa, R. C.; Lopes, M.; Castilho, A. L.; Fransozo, A. & Simões, S. M. 2008. Abundance and distribution of shrimps *Farfantepenaeus* spp. in a mangrove estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State, southeastern Brazil. *Invertebrate Reproduction and Development*, 52(1-2): 51-58.
- De Croos, M. D. S. T.; Pálsson, S. & Thilakarathna, R. M. G. N. 2011. Sex ratios, sexual maturity, fecundity, and spawning seasonality of *Metapenaeus dobsoni* off the western coastal waters of Sri Lanka. *Invertebrate Reproduction & Development*, 55(2): 110-123.
- D’Incao, F.; Valentini, H. & Rodrigues, L. F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica*, 24(2): 103-116.
- Dall, W.; Hill, B. J.; Rothlisberg, P. C. & Staples, D. J. 1990. The biology of the Penaeidae. In: Blaxter, J. H. S. & Southward, A. J. (Eds.). *Advances in Marine Biology*. San Diego: Academic Press, p. 1-489.
- DNIT/IME. 2004. *Estudos ambientais da Baía da Babitonga – Canal do Linguado*. Estudos da Baía da Babitonga / canal do Linguado: Convênio DNIT / IME.
- Fenucci, J. L. 1988. Manual para la cria de camarones Peneidos. 8ªed. Roma. Editora: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. *FAO-Documento de Campo*, 60p
- Fisher, R. A. 1930. *The genetical theory of natural selection*. New York: Clarendon Press, Oxford.
- Foster, S. J. & Vincent, A. C. J. 2010. Tropical shrimp trawl fisheries: Fisher’s knowledge of and attitudes about a doomed fishery. *Marine Policy*, 34: 437-446.
- Franco, A. C. N. P.; Junior, R. S.; Pierri, N. & Santos, G. C. S. 2009. Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada ao defeso da pesca de camarões para as regiões sudeste e sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35(4): 687-699.

- Fransozo, V. 2011. Distribuição ecológica, ciclo reprodutivo e morfologia do sistema reprodutor masculino do camarão-branco, *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Penaeoidea) da região Sudeste do Brasil. 138f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Fransozo, V.; Costa, R. C.; Bertini, G. & Cobo, V. J. 2005. Population biology of spine shrimp *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis) (Caridea, Hippolytidae) in a subtropical region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 22(4): 1078-1084.
- Freese, L.; Auster, P. J.; Heifetzl, J. & Wing, B. L. 1999. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 182: 119-126.
- Freire, K. M. F. & Pauly, D. 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fisheries Research*, 105: 57-62.
- Gab-Alla, A. A.-F. A.; Hartnoll, R. G.; Ghobashy, A.-F. & Mohammed, S. Z. 1990. Biology of penaeid prawns in the Suez Canal lakes. *Marine Biology*, 107: 417-426.
- Grabowski, R. D. 2012. Dinâmica populacional do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda) na Baía da Babitonga, estado de Santa Catarina. 113f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Garcia, S. 1988. Tropical penaeid prawns. In: Gulland, J. A. (Org.) *Fish population dynamics*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., p. 219-249.
- García, C. B.; Perez, D.; Duarte, L. O. & Manjarres, L. 2008. Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 275-281

- García-Caudillo, J. M.; Cisneros-Mata, M. A. & Balmori-Ramírez, A. 2000. Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of California, Mexico. *Biological Conservation*, 92(2): 199-205.
- Garcia, S. & Le Reste, L. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenamiento de las poblaciones de camarones peneidos costeros. *Documento Técnico de pesca 203, FAO*, 180p.
- Gunter, G.; Christmas, J. Y. & Killebrew, R. 1964. Some relations of salinity to population distributions of motile estuarine organisms, with special reference to penaeid shrimp. *Ecology*, 45(1): 181-185.
- Hall, M. A. 1996. On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6: 339-352.
- Hall, M. A.; Alverson, D. L & Metuzals, K. I. 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41 (1-6): 204-219.
- Harán, N. S.; Fenucci, J. L. & Díaz, A. C. 1992. Efectos de la temperatura y la salinidad sobre el crecimiento y la supervivencia del camarón (*Artemesia longinaris*) y del langostino (*Pleoticus muelleri*). *Frente Marítimo*, 11(A): 79-83.
- Hiroki, K. A. N.; Fransozo, A.; Costa, R. C.; Castilho, A. L.; Shimizu, R. M.; Almeida, A. C. & Furlan, M. 2011. Bathymetric distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1874) (Decapoda, Penaeidae) in two locations off the southeastern Brazilian coast. *Marine Biology Research*, 7: 176-185.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2007. Estatística da pesca no Brasil: grandes regiões e unidades da federação. Brasília, 113p.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Instrução Normativa N° 189, de 23 de setembro de 2008. Reunião final com representações das regiões sudeste e sul, ocorrida em Itajai/SC, no dia 21 de agosto de 2008; Processo IBAMA/SC no 2026.001828/ 2005-35. 2008.

- Jackson, J. B. C.; Kirby, M. X.; Berger, W. H.; Bjorndal, K. A.; Botsford, L. W.; Bourque, B. J.; Bradbury, R. H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J. A.; Hughes, T. P.; Kidwell, S.; Lange, C. B.; Lenihan, H. S.; Pandolfi, J. M.; Peterson, C. H.; Steneck, R. S.; Tegner, M. J. & Warner, R. R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jones, C. G.; Lawton, J. H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69(3): 373-386.
- Kaiser, J. M. & Spenser. 1996. The Effects of Beam-Trawl Disturbance on Infaunal Communities in Different Habitats. *Journal of Animal Ecology*, 65:(3) 348-358.
- Kelleher, K. 2004. Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fisheries Technical Paper*. FAO, 134p.
- Knie, J. L. W. 2002. *Atlas Ambiental da Região de Joinville: Complexo Hídrico da Baía da Babitonga*. FATMA/GTZ, Florianópolis, 139p.
- Krebs, C. J. 2009. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 6ªed. San Francisco: Pearson Benjamin Cummings, 688p.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*, 2ªed. Amsterdam: Elsevier Science, 853p.
- Lopes, J. B. D. B. S.; Vasques, R. O. R. & Jordão, F. 2010. Proporção sexual do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* na costa de Ilhéus, Bahia, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 36(4): 251-262.
- Macchi, G. J., M.; Lorio, I. & Aubone, A. 2011. Estimación de la fecundidad del langostino argentino *Pleoticus muelleri* Bate, 1888 de Patagonia (sur de Argentina). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 14 (1-2): 19-29.
- Marafon-Almeida, A.; Souza-Conceição, J. M. & Pandolfo, P. S. 2008. Distribuição e abundância de larvas de três espécies de Penaeídeos (Decapoda) na plataforma continental interna adjacente à Baía da Babitonga, Sul do Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 340-350.

- Nakagaki, J. M. & Negreiros-Fransozo, M. L. 1998. Population biology of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) from Ubatuba bay, Sao Paulo, Brazil. *Journal of Shellfish Research*, 17: 931-935.
- Odum, E. P. & Barret, G. W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. 5ª ed. São Paulo: Cengage Learning, 612p.
- Oh, C.-W. & Hartnoll, R. G. 1999. Size at sexual maturity, reproductive output, and seasonal reproduction of *Philocheras trispinosus* (Decapoda) in Port Erin Bay, Isle of Man. *Journal of Crustacean Biology*, 19: 252-259.
- Oh, C.-W.; Suh, H.-L.; Park, K.-Y.; Ma, C.-W. & Lim, H.-S. 2002. Growth and reproductive biology of the freshwater shrimp *Exopalaemon modestus* (Decapoda: Palaemonidae) in a lake of Korea. *Journal of Crustacean Biology*, 22: 357-366.
- Oliveira, F. A. 2006. *Estudo do aporte sedimentar em suspensão na Baía da Babitonga sob a ótica da geomorfologia*. 286f. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo – USP – São Paulo, SP.
- Orton, J. H. 1920. Sea temperature, breeding and distribution of marine animals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 12: 339- 366.
- Pantaleão, J. A. F. 2013. *Comparação da estrutura da assembleia de camarões marinhos (Penaeoidea e Caridea) em duas localidades do sudeste brasileiro*. 87f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. & Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pérez-Farfante, I. 1969. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. *Fishery Bulletin*, 67(3): 461-591.

- Pianka, E. R. 2000. *Evolutionary ecology*. 6ªed. São Francisco, California: Benjamin Cummings, 512p.
- Pires-Vanin, A. M. S. 1993. A macrofauna bêntica da plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10: 137-158.
- Primavera, J. H. 1985. A review of maturation and reproduction in closed thelycum penaeids. In: Taki, Y.; Primavera, J. H. & Llobrera, J. A. (Eds.), Proceedings of the First International Conference on the Culture of Penaeid Prawns/Shrimps, 4–7 December, Iloilo City, Philippines, p. 47-64.
- Robert, R.; Borzone, C. A. & Natividade, C. D. 2007. Os camarões da fauna acompanhante na pesca dirigida ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral do Paraná. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33(2): 237-246.
- Segura, A. M. & Delgado, E. A. 2012. Size at sexual maturity and growth of the red shrimp *Pleoticus muelleri* (Decapoda: Penaeoidea) captured artisanally in the Atlantic coast of Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 7(3):125-134.
- Silva, C. N. S.; Broadhurst, M.; Medeiros, R. & Dias, J. 2013. Resolving environmental issues in the Southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Marine Policy*, 42: 133-141.
- Simões, S. M. 2012. *Estrutura da comunidade e biologia reprodutiva dos camarões marinhos (Penaeidea e Caridea), no Complexo Baía-Estuário de Santos e São Vicente/SP, Brasil*. 149f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Botucatu, SP.
- Sinclair, A. R. E.; Hik, D. S.; Schmitz, O. J.; Scudder, G. G. E.; Turpin, D. H. & Larter, N. C. 1995. Biodiversity and the Need for Habitat Renewal. *Ecological Applications*, 5(3): 579-587.

- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry- The principles and practice of statistics in biological research*. New York : W. H Freeman and Co, 887p.
- Statsoft. 2002. Statistica: data analysis software system, version 6.0. www.statsoft.com, Statsoft, Inc.
- Sumaila, U. R.; Guénette, J. A. & Chuenpagdee, R. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 752-760.
- Thorson, G. 1950. Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. *Biological Review*, 25(1): 1-45.
- Vasconcellos, M.; Diegues, A. C. & Kalikoski, D. C. Coastal fisheries of Brazil. 2011. In: Salas, S.; Chuenpagdee, R.; Charles, A. & Seijo, J. C. (eds). *Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean*. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 544: 73-116.
- Wenner, A. M. 1972. Sex ratio as a function of size in marine Crustacea. *The American Naturalist*, 106(949): 321-350.
- Wenner, A. M.; Fusaro, C. & Oaten, A. 1974. Size at onset of sexual maturity and growth rate in crustacean populations. *Canadian Journal of Zoology*, 52(9): 1095-1106.
- Williams, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 550p.
- Yamada, R.; Kodama, K.; Yamakawa, T.; Horiguchi, T. & Aoki, I. 2007. Growth and reproductive biology of the small penaeid shrimp *Trachysalambria curvirostris* in Tokyo Bay. *Marine Biology*. 151(3): 961-971.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4^aed. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall, 663p.

Zenzer, H. H. & Agnes, J. L. 1977. Distribuição do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) ao longo da costa sudeste-sul do Brasil. *Série Documentos Técnicos SUDEPE*, 1-106.

Referências dos desenhos utilizados nas divisórias dessa dissertação

Desenho 1: *Caridion gordonii* (Spence Bate, 1858). Bauer, R. T. 2004. *Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans*. Norman: University of Oklahoma Press, 296p.

Desenho 2 e 3: *Caridina singhalensis* Ortmann, 1894. Benzie, J. A. H. & Silva, P. K. 1983. The Abbreviated Larval Development of *Caridina singhalensis* Ortmann, 1894 (Decapoda, Atyidae). *Journal of Crustacean Biology*, 3(1): 117-126.

Desenho 4: *Litopenaeus setiferus* Linnaeus, 1767). Bauer, R. T. 2004. *Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans*. Norman: University of Oklahoma Press, 296p.



CONSIDERAÇÕES FINAIS



Considerações Finais

A biodiversidade (diversidade de espécies, genética e de comunidades) encontrada na região estudada conferiu novas informações sobre o ambiente, principalmente para uma área que possui um forte apelo em relação à conservação das espécies, a Baía da Babitonga. Tentativas e esforços vêm sendo realizados com o propósito da criação de uma Unidade de Conservação (UC) na baía, uma vez que o esse amplo estuário é um local de estabelecimento para variadas populações e serve como um berçário para as espécies que necessitam de uma área estuarina para seu desenvolvimento. A recente moção para a criação da UC (MOÇÃO CONAPA BF N.º 02/2012) utilizou a espécie da fauna brasileira ameaçada de extinção a toninha *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) como justificativa para que as medidas sejam tomadas. Os resultados do presente estudo fornecem informações adicionais para a preservação da área e conseqüentemente da fauna de camarões peneídeos e carídeos, principalmente para as espécies que utilizam o estuário em parte do seu ciclo de vida, como *F. brasiliensis*, *F. paulensis* e *L. schmitti*.

Doze espécies foram registradas no presente estudo e foi verificada uma fauna similar, principalmente em relação aos camarões peneídeos, quando comparada aos resultados dos trabalhos de cunho semelhante em outras regiões. As variáveis ambientais preponderantes na distribuição das espécies foram a temperatura de fundo da água e a granulometria do sedimento. Diferenças foram encontradas em espécies de origem subantártica e origem tropical em relação à temperatura e para espécies com diferentes hábitos de proteção e enterramento relacionados à granulometria do sedimento.

Pelo estudo das espécies que possuem um complexo ciclo de vida foi possível obter uma gama de resultados importantes para o seu gerenciamento e conservação. Como as espécies ajustam seus processos biológicos conforme o ambiente, dificilmente será possível

encontrar um único padrão ao longo da sua faixa de distribuição, o que torna difícil a adoção de um plano de manejo único e eficaz. As espécies do ciclo de vida do tipo II e III diferiram quanto aos aspectos reprodutivos e a maioria dos indivíduos do ciclo II foram jovens, provavelmente saindo do estuário para completar o seu ciclo em regiões *offshore*. Houve variação na razão sexual e no dimorfismo em relação ao tamanho, com as espécies de maior abundância estando englobadas pelo padrão geral encontrado em peneídeos. No entanto, não seria adequado inferir sobre as espécies que não apresentaram esse padrão, devido ao número pequeno de indivíduos e a distribuição em poucos grupos demográficos.

A variação morfológica nos caracteres sexuais secundários das espécies com ciclo de vida do tipo III, refletiu o comportamento reprodutivo e sistema de acasalamento das mesmas. Em espécies com tético aberto, os machos reprodutivos se reproduziram com fêmeas reprodutivas e nas espécies com tético fechado, o principal período de cópula iniciou com as fêmeas com gônada em estágio rudimentar, corroborando ao fato de que os machos são atraídos para copular com a fêmea após a ecdise. A temperatura influenciou (correlação negativa) a distribuição da abundância das fêmeas de *P. muelleri* e *S. dorsalis*, propondo aumento de abundância para uma espécie adaptada a temperaturas frias e deslocamento para uma região de menor profundidade por uma espécie com origem tropical, respectivamente.

O recrutamento juvenil diferiu entre as espécies, sendo *P. muelleri* e *S. dorsalis* diferente das demais, porém semelhantes entre si, o que reflete o pico de indivíduos durante o inverno. Esse atributo (recrutamento) é utilizado como informação biológica para o fechamento da pesca, o qual considera todas as espécies dentro de um mesmo período. O presente estudo não corroborou ao período proposto, sendo 7 das 8 espécies de peneídeos capturadas ainda jovens, o que pode vir a prejudicar os estoques futuros. Portanto, as informações geradas são de grande valia na elaboração de planos de manejo eficientes, que protejam as espécies da falta de seletividade das redes e conseqüentemente ao grande número

de *bycatch* capturado. O objetivo será disponibilizar essas informações, quem sabe, para auxiliar na criação da UC, e outros estudos a serem realizados futuramente na região.



Infraordem Penaeidea

Família Penaeidae



Artemesia longinaris (camarão barba-ruça)
Distribuição: de Atafona, Rio de Janeiro (Brasil) até a província de Chubut (Argentina) (Costa *et al.*, 2003).



Farfantepenaeus brasiliensis (camarão rosa)
Distribuição: do Cabo Hatteras, Carolina do Norte (EUA) até a Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul (Brasil) (Costa *et al.*, 2003).



Farfantepenaeus paulensis (camarão rosa)
Distribuição: de Ilhéus, Bahia (Brasil) até Mar del Plata (Argentina) (Costa *et al.*, 2003).



Litopenaeus schmitti (camarão branco)
Distribuição: da Baía de Matanzas (Cuba) até a Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul (Brasil) (Costa *et al.*, 2003).



Rimapenaeus constrictus (camarão ferrinho)
Distribuição: de Nova Scotia (Canadá) até Santa Catarina (Brasil) (Costa *et al.*, 2003).



Xiphopenaeus kroyeri (camarão sete-barbas)
Distribuição: de Virgínia (EUA) até o Rio Grande do Sul (Brasil) (Costa *et al.*, 2003).

Família Solenoceridae



Pleoticus muelleri (camarão santana)
Distribuição: do Espírito Santo (Brasil) até Santa Cruz (Argentina) (Costa *et al.*, 2003).

Família Sicyoniidae



Sicyonia dorsalis (camarão pedra)
 Distribuição: do Cabo Hatteras, Carolina do Norte (EUA) até a Baía Norte, Florianópolis, Santa Catarina (Brasil) (Costa *et al.*, 2003).

Infraordem Caridea

Família Hippolytidae



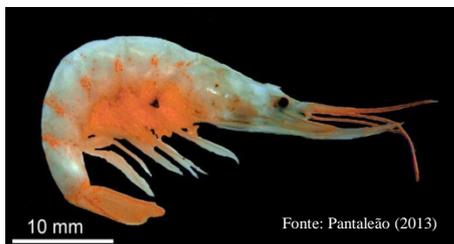
Exhippolysmata oplophoroides (Camarão espinho)
 Distribuição: da Carolina do Norte (EUA) até o Rio Grande do Sul (Brasil) (Christoffersen, 1998).

Família Alpheidae



Alpheus intrinsicus (Camarão estalo)
 Distribuição: de Porto Rico até Santa Catarina (Brasil) (Christoffersen, 1998).

Família Palaemonidae



Nematopalaemon schmitti (Camarão barriga branca)
 Distribuição: da Guyana até o Rio Grande do Sul (Brasil) (Ferreira *et al.*, 2010).



Periclimenes paivai (Camarão limpador)
 Distribuição: do estado São Paulo a Santa Catarina (Brasil) (Ramos-Porto & Coelho, 1998).