

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**ECOLOGIA POPULACIONAL DO CAMARÃO SETE - BARBAS  
*XIPHOPENAEUS KROYERI* (HELLER, 1862) E ANÁLISE ECOLÓGICA DA  
FAUNA ACOMPANHANTE NO LITORAL CATARINENSE.**

**JORGE LUIZ RODRIGUES FILHO**

**SÃO CARLOS**

**2013**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**ECOLOGIA POPULACIONAL DO CAMARÃO SETE - BARBAS  
*XIPHOPENAEUS KROYERI* (HELLER, 1862) E ANÁLISE ECOLÓGICA DA  
FAUNA ACOMPANHANTE NO LITORAL CATARINENSE.**

**Jorge Luiz Rodrigues Filho**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia e Recursos  
Naturais do Centro de Ciências Biológicas  
e da Saúde, Universidade Federal de São  
Carlos, como parte dos requisitos para a  
obtenção do Título de Doutor em Ciências.**

**Orientador: Dr. José Roberto Verani**

**Co-Orientador: Dr. Joaquim Olinto Branco**

**SÃO CARLOS**

**2013**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

R696ep

Rodrigues Filho, Jorge Luiz.

Ecologia populacional do camarão sete – barbas  
*Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e análise ecológica da  
fauna acompanhante no litoral catarinense / Jorge Luiz  
Rodrigues Filho. -- São Carlos : UFSCar, 2013.  
104 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,  
2013.

1. Ecologia de comunidades. 2. *Xiphopenaeus kroyeri*. 3.  
Recursos pesqueiros. 4. Fauna acompanhante. 5.  
Ecossistemas costeiros. I. Título.

CDD: 574.5247 (20<sup>a</sup>)


**Jorge Luiz Rodrigues Filho**

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.


**Aprovada** em 07 de junho de 2013

**BANCA EXAMINADORA**

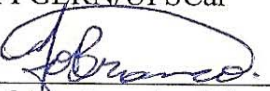
Presidente

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. José Roberto Verani  
(Orientador)

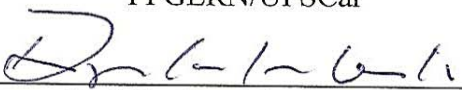
1º Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Odete Rocha  
PPGERN/UFSCar


2º Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco  
PPGERN/UFSCar

3º Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa  
UNESP/Bauru-SP

4º Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Joçemar Tomasino Mendonça  
I.P/APTA/Cananéia-SP

**“A todos que compartilharam e  
que me acompanharam de  
alguma forma nessa jornada”**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus e ao meu São Jorge por todas as bênçãos as quais fui contemplado e que fico impossibilitado de listar neste texto, por falta de memória e espaço;

Á minha esposa e eterna companheira Mariana por todo amor, companheirismo, paciência e sorrisos distribuídos ao longo desta jornada e de minha vida;

Aos meus pais, heróis e exemplos, Vilma e Jorge, por todo amor e por me motivarem sempre em ir além e buscar o que almejo;

As minhas irmãs e aos meus quatro sobrinhos por todo o amor e momentos fantásticos;

Aos meus amigos e orientadores, Prof. Dr. José Roberto Verani e Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco, exemplos de profissionais e pessoas, por todo incentivo, confiança e conhecimentos oferecidos, os quais foram determinantes em minha vida pessoal e científica ao longo destes anos de prazerosa convivência;

Aos professores Dra. Nelsy Fenerich Verani e Dr. Alberto de Carvalho Peret, pela amizade e apoio para a realização desta tese;

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (UFSCar) pelos ensinamentos ao curso do doutoramento;

Aos amigos do Laboratório de Dinâmica de Populações de Peixes: Dona Amábilé, Tati, Lia, Alê, Marcela, Claudinei , Jussara e Elisa;

Aos amigos do laboratório de Biologia do CTTMar/UNIVALI e, principalmente, ao Fernando Decker, Hélio e Jurandir, pela realização das coletas, amizade e convívio;

Aos funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais;

Ao Marcelinho e ao Farofa por toda a companhia prazerosa em meu solidário trabalho;

Ao CNPq pelo apoio financeiro em forma da bolsa de doutorado;

## RESUMO

A pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* é realizada em todo litoral brasileiro, tendo uma significativa importância econômica, social e cultural. Essa modalidade é considerada predatória pela baixa seletividade das redes e impactante por danificar substancialmente o substrato e a comunidade bentônica, porém, por outro lado, é eficiente na captura da espécie-alvo. Nesta tese os resultados de arrastos camaroeiros do litoral de Santa Catarina foram analisados com diferentes enfoques, levando a elaboração de três capítulos. No primeiro capítulo, buscou-se analisar a distribuição das capturas do camarão sete-barbas e seus aspectos populacionais na Armação do Itapocoroy, Penha, SC, ao longo de um ciclo anual em diferentes profundidades de amostragem. No segundo capítulo foi explorada uma série de dados de treze anos da abundância de espécies relativa a toda comunidade capturada na mesma área de estudo (Armação do Itapocoroy) de modo a se evidenciar padrões ecológicos ao longo dos anos. No último capítulo, amostras de arrastos em diferentes pontos de pesca na praia da Pinheira, município de Palhoça, foram analisadas para se checar como os fatores abióticos influenciam a composição específica e os descritores ecológicos das assembleias de peixes. Considerando os três estudos, conclui-se que o camarão sete-barbas não apresentou estratificação populacional entre as isóbatas, entretanto foi observado um maior contingente de jovens em áreas mais rasas, que não estão protegidos de forma adequada pelo período de defeso atual. Quanto à fauna acompanhante, houve elevadas oscilações das composições específicas e dos descritores ecológicos ao longo do tempo, contudo o padrão de possuírem poucas espécies abundantes e frequentes e um elevado contingente de espécies raras e infrequentes foi mantido nos locais estudados.

## **ABSTRACT**

Throughout the Brazilian coast, fisheries for the seabob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri*, can be found, having significant economic, social and cultural importance. With the low selectivity of the nets, these highly predatory fisheries causes substantial damage to the substrate and benthic community, however being very efficient in catching the target species. In this thesis the data from shrimp trawls of the coast of Santa Catarina were analyzed from different perspectives, resulting in three chapters. In the first chapter, we sought to analyze the distribution of the catch of the seabob shrimp and aspects of its population in Armação do Itapocoroy Penha, SC, over an annual cycle at different sampling depths. In the second chapter we explored the abundance data gathered over thirteen years for other species captured in the same study area, in order to highlight ecological patterns of the community over time. In the last chapter, trawl samples from different fishing spots of the Pinheira beach, Palhoça County, were analyzed in order to check how abiotic factors influences the species composition and ecological descriptors of the fish assemblage. Considering the three studies, it was concluded that the seabob shrimp population shows no stratification between the isobaths, however a large number of young shrimp is found in shallow areas that are not adequately protected by the current closed season. Regarding the bycatch, there were high oscillations of in the specific composition as well as for the ecological descriptors over time, but the pattern of having few common and abundant species and a large number of rare, infrequent species, was seen in all study sites.



## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO</b> .....	<b>pg. 01</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>pg. 03</b>
➤ Bibliografia.....	<b>pg. 08</b>
<b>CAPÍTULO I - Distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC.</b>	<b>pg. 14</b>
➤ Abstract e Resumo.....	<b>pg. 14</b>
➤ Introdução.....	<b>pg. 15</b>
➤ Material e Métodos.....	<b>pg. 16</b>
➤ Resultados.....	<b>pg. 18</b>
➤ Discussão.....	<b>pg. 27</b>
➤ Conclusão.....	<b>pg. 30</b>
➤ Agradecimentos.....	<b>pg. 30</b>
➤ Referências.....	<b>pg. 31</b>
<b>CAPÍTULO II - Estrutura e características ecológicas do bycatch composto por peixes e macroinvertebrados bentônicos capturado ao longo de treze anos de monitoramento no litoral sul brasileiro.....</b>	<b>pg. 35</b>
➤ Abstract e Resumo.....	<b>pg. 36</b>
➤ Introdução.....	<b>pg. 38</b>
➤ Material e Métodos.....	<b>pg. 41</b>
➤ Resultados.....	<b>pg. 41</b>
➤ Discussão.....	<b>pg. 49</b>
➤ Agradecimentos.....	<b>pg. 55</b>
➤ Referências.....	<b>pg. 55</b>
<b>CAPÍTULO II - Seasonality of ichthyofauna bycatch in shrimp trawls from different depth strata in the southern brazilian coast.</b>	<b>pg. 71</b>
➤ Resumo e Abstract.....	<b>pg. 72</b>
➤ Introduction.....	<b>pg. 74</b>

➤ Material and Methods.....	<b>pg. 75</b>
➤ Results.....	<b>pg. 78</b>
➤ Discussion.....	<b>pg. 90</b>
➤ Conclusions.....	<b>pg. 93</b>
➤ Acknowledgements .....	<b>pg. 94</b>
➤ Literature cited.....	<b>pg. 94</b>

# APRESENTAÇÃO

---

Nesta tese, a população do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante foram analisadas considerando-se distintos aspectos bioecológicos. No primeiro capítulo foi analisada a distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas ao longo de um ciclo anual nas isóbatas de 10, 20 e 30 metros, buscando-se checar se existe estratificação populacional da espécie. No segundo capítulo uma série de dados de treze anos da abundância de espécies pertencentes à comunidade capturada como bycatch foi explorada por meio de análises que buscaram evidenciar padrões ecológicos da comunidade e checar a ocorrência de variações anuais nos descritores (*i.e* série de Hill) e na biomassa total da comunidade. No terceiro e último capítulo foram avaliadas as alterações na composição específica e nos descritores ecológicos das assembleias de peixes em função de fatores abióticos, tais como profundidade, temperatura, salinidade e granulometria.

A tese apresentada com o objetivo de obtenção do título de Doutor em Ciências foi elaborada tendo em vista **o trecho do item de número 2** das normas de defesa pública de tese do Regimento Interno e Normas Complementares (2012) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar):

“A elaboração do documento final de Dissertação/Tese para defesa pública, poderá ser apresentado no formato descritivo tradicional ou preferencialmente na forma de um conjunto de trabalhos científicos, redigidos para publicação em revista nacional ou estrangeira”

Dessa forma, esta tese é composta de uma introdução geral, que busca contextualizar o leitor da problemática acerca dos assuntos a serem tratados. Os três capítulos são compostos por artigos de publicação – dos quais dois foram aceitos em periódicos que contemplam as especificidades do **item de número 2** das normas de defesa pública de tese do Regimento Interno e Normas Complementares (2012):

“As revistas ou periódicos nacionais pretendidas deverão, necessariamente, estar contempladas entre aquelas conceituadas com nível A1, A2, B1, B2 ou B3 (Qualis/CAPES) ou em revistas com fator de impacto superior a 0.156”.

Salienta-se que foi alterado o formato dos artigos de publicação e a disposição das figuras e de suas legendas, pois quando submetidas para os periódicos, as mesmas se encontravam dispostas no final de cada artigo, ficando muito distante do trecho em que foram mencionadas. Assim, a opção de coloca-las próximas do trecho do texto onde foram citadas, foi tomada para facilitar a leitura da mesma.

Por fim, a conclusão geral, sumariza as conclusões dos três capítulos que contém os artigos de publicação, visto que os mesmos são independentes e almejam testar distintas hipóteses científicas e sugere práticas baseadas nos resultados expostos em busca da ordenação pesqueira dos recursos aqui tratados.

## INTRODUÇÃO GERAL

---

De acordo com o documento intitulado *The state of World fisheries and aquaculture* (FAO, 2012), nas últimas cinco décadas houve um significativo acréscimo do consumo de pescados por parte da população mundial, um fato positivo, visto que tais produtos são fonte de proteínas e micronutrientes essenciais para uma boa nutrição e vida saudável. Entretanto, ainda de acordo com o documento supracitado, este crescimento se deu a custo de melhorias nos canais de distribuição comerciais bem como a um aumento da produção pesqueira, resultando em um maior número de estoques pesqueiros explorados acima de sua capacidade ecológica, sendo que estes correspondem a cerca de 29,90% dos estoques pesqueiros mundiais atualmente.

Por definição, a pesca é toda operação, ação ou ato tendente a extrair, colher, apanhar, apreender ou capturar recursos pesqueiros, tanto em águas continentais, quanto em águas marinhas, sendo a pesca artesanal uma atividade comercial, praticada por pescador profissional, de forma autônoma ou em regime de economia familiar, com meios de produção próprios ou mediante contrato de parceria, desembarcado ou utilizando embarcações de pequeno porte (BRASIL / MPA, 2010). Dos distintos recursos explorados pelas frotas pesqueiras, o camarão é o produto com maior importância econômica, representando cerca de 15 % por cento do valor comercializados internacionalmente em 2010 (FAO, 2012).

A pesca camaroeira é uma das mais importantes para a economia pesqueira dos litorais Sudeste e Sul do Brasil (BRANCO, 2005), destacando-se na atividade voltada à captura do sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri*. Esta espécie está largamente distribuída na costa do Atlântico Ocidental, desde a Virgínia (USA) até o Rio Grande do Sul (BR) e habita águas rasas com fundo de areia e lama geralmente até a profundidade de 30 m com o fundo constituído de areia e lama (D'INCAO *et al.*, 2002; COSTA *et al.*, 2003).

Em termos quantitativos o camarão *X. kroyeri* é o sétimo recurso pesqueiro sob exploração em águas brasileiras e, entre os crustáceos, o recurso mais explorado, com uma produção nacional desembarcada de 15.276 toneladas (MPA, 2012). Mesmo com tamanha importância econômica, há lacunas no conhecimento sobre a dinâmica pesqueira e populacional de espécies de camarão de interesse comercial, havendo, em alguns casos, um preocupante declínio do rendimento máximo (D'INCAO *et al.*, 2002; DIAS-NETO, 2011).

Além dos aspectos econômicos, a pesca de camarões apresenta uma significativa importância histórica, social e cultural em algumas localidades litorâneas, como por exemplo o estado de Santa Catarina, onde a atividade foi um dentre os legados da cultura açoriana no estado (BRANCO, 2005). Nesta faixa litorânea foram estabelecidas diversas comunidades pesqueiras, que hoje compõem as colônias de pesca da Praia da Pinheira (Palhoça), Canto dos Ganchos, Ganchos do Meio e Ganchos de Fora, Zimbros (Governador Celso Ramos), Santa Luzia, Barra do Rio Tijucas (Tijucas), Barra do Rio Camboriú (Balneário Camboriú), Saco da Fazenda (Itajaí), Praia de Navegantes (Navegantes), Armação do Itapocoroy (Penha), Praia de Piçarras (Piçarras), Barra Sul (Barra do Sul) e região de São Francisco do Sul. Estima-se que a frota artesanal dessas localidades em conjunto seja composta por aproximadamente 959 a 1409 embarcações, respectivamente, distribuídas entre bateira, bote, baleeira e canoa (IBAMA, 1993; EPAGRI/IBAMA, 1995).

Mesmo não havendo dados oficiais disponíveis sobre o número de pescadores, desembarque e valor da produção no estado de Santa Catarina, é notória a importância da atividade pesqueira nas comunidades acima mencionadas. Neste estado a pesca de camarão sete-barbas apresenta aspectos conflitivos com a legislação pesqueira, além ser praticada em locais como a zona de amortecimento da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, próxima da cidade de Santa Catarina, e em outras regiões próximas de estuários, praias e áreas de maricultura.

Como as demais pescarias de camarão, esta atividade captura grande quantidade de organismos não alvo, considerados como fauna acompanhante ou *bycatch*. De acordo com Eayrs (2007), *bycatch* são todos os itens que o pescador não tem a intenção de capturar, incluindo peixes, tartarugas, partes de coral, esponjas, outros animais e material não-vivo, sendo que a fauna acompanhante é constituída somente da fração composta por organismos vivos do “*bycatch*”.

O descarte desses organismos gera impactos biológicos e ecológicos relevantes, como alterações na cadeia trófica e nas interações entre os organismos (no nível de comunidade) e mudanças nas transferências de energia no nível ecossistêmico, além de desperdiçar valiosos recursos vivos e ameaçar populações de grande valia econômica e/ou ecológica (ALVERSON *et al.*, 1994, KOTAS, 1998; DIAMOND, 2004; HARRINGTON *et al* 2005).

Anualmente, estima-se que 7 milhões de toneladas são rejeitadas em todo o globo, sendo que no Brasil, nas regiões central e sul-sudeste, as pescarias de arrasto descartam quantidades de 22 a 33 % do total das capturas (KELLEHER, 2005). Em uma revisão mais recente sobre a fauna acompanhante em pescarias brasileiras, Davies *et al.* (2009) estimaram que anualmente são descartados 59,90% de todas as capturas marinhas do país.

Em épocas de baixa produção do camarão na região sul e sudeste do Brasil, a fauna acompanhante passa a ser aproveitada, buscando-se compensar o baixo rendimento das capturas (GRAÇA LOPES *et al.*, 2002). Dentre os grupos integrantes da fauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, os peixes são os mais abundantes e de maior interesse econômico, onde a proporção por arrasto em peso camarão/peixe é de 1:5 kg em águas temperadas e de 1:10 kg em águas tropicais (SLAVIN, 1983). A ictiofauna acompanhante vem sendo o componente mais capturado pela pesca artesanal de camarão, mas ainda é pouco aproveitada, apesar do interesse econômico em certas espécies (BRANCO & VERANI, 2006).

Além do consumo direto deste recurso, aproveita-se os organismos para distintas finalidades, tais como produtos alimentícios ou ração usada em pisciculturas, contudo, devido à dificuldade do manuseio a bordo, carência de tecnologia para transformação do produto, falta de incentivo governamental e inviabilidade econômica, ainda continua ocorrendo uma grande perda de proteína animal, sobretudo nos países em desenvolvimento, a maioria das pescarias é feita de forma artesanal (YOUNG *et al* 1979; POULTER & TREVINO, 1983; YAMAGUTI, 1984; MORAIS *et al* 1995).

O *bycatch* tornou-se uma questão prioritária a ser resolvida na atividade pesqueira, sendo a gestão e mitigação de suas conseqüências, um dos principais desafios enfrentados pela indústria da pesca comercial no mundo. A preocupação com esse tema foi acompanhada, também por um aumento no número de publicações científicas sobre o assunto (HALL & MAINPRIZE, 2005).

Como abordado por CATTANI *et al.* 2012, o reconhecimento desse impacto vem direcionando algumas medidas de gestão, entre as quais a criação de áreas de exclusão à pesca e a definição de períodos de proibição da atividade; alterações na operação e/ou pós-captura para reduzir a mortalidade dos organismos descartados. A modificação das redes de pesca para aumentar a seletividade e o escape de organismos durante a pesca é outra medida que vem sendo testada (BROADHURST *et al.*, 2006; BROADHURST *et al.*, 2012).

No Brasil, a regulamentação da pesca de camarões é estabelecida em termos de ambiente de operação (pesca no interior dos estuários e sistemas lagunares e a pesca em ambiente marinho) e pescarias. A pesca de arrasto, por sua vez, possui restrições específicas para as dimensões da rede (comprimento e tamanho de malha) e das embarcações (comprimento, arqueação bruta e potência do motor), áreas de atuação, e períodos de proibição de captura (defeso) (CATTANI *et al.* 2012).



Na região sul e sudeste do Brasil existe uma legislação específica que regulamenta as datas de proibição da pesca camaroeira em águas costeiras, sendo que a primeira portaria foi instaurada (Portaria MMA nº 21) em 11 de fevereiro de 1999 e estipulava o defeso de 15 de fevereiro até dia 15 de maio. Esta portaria foi substituída pela de portaria de nº 74 de 13 de fevereiro de 2001, a qual alterou o defeso para o período entre 1º de março até 31 de maio. A seguir, com a instrução normativa do IBAMA de nº 91 datada de 06 de fevereiro de 2006, o defeso passou a ser entre 01º de outubro até 31 de dezembro. Em 2008, a instrução normativa do IBAMA de nº 189 datada de 23 fevereiro de 2008 passou a ser vigente, voltando a data de defeso de 1 de março até 31 de maio. Todas estas alternâncias foram motivadas por discussões da comunidade científica em relação ao tratamento unificado para as espécies de camarões e também a outros fatores, como a não sobreposição destes períodos com importantes eventos populacionais do *X. kroyeri* (e.g reprodução, recrutamento de jovens) (PEREZ *et al.* 2001; D'INCAO *et al.*, 2002; BRANCO, 2005; GRAÇA LOPES *et al.*, 2007, CATTANI *et al.* 2012). Por outro lado os pescadores argumentaram que a proibição coincidia com a época de maior rendimento da atividade, o que poderia inviabilizar economicamente a mesma.

Ainda que todas as ponderações envolvidas na busca por períodos de defeso adequados aos diferentes setores envolvidos na atividade tenham sido baseadas nas especificidades dos recursos-alvo das pescarias, algumas das espécies constituintes do *bycatch* poderiam se beneficiar destes defesos. Entretanto, em um modelo de gestão pesqueira adequado, os padrões ecológicos das populações e, conseqüentemente, da comunidade capturada como *bycatch* deveriam ser analisados e respeitados, de forma a abranger a sustentabilidade do ecossistema como um todo.

Nas últimas décadas, as abordagens voltadas aos ambientes explorados pela pesca vêm sendo reconhecidas como uma necessidade, ocorrendo o desenvolvimento de uma ampla

gama de modelos que lidam com os efeitos da pesca em uma escala de ecossistêmica (GARCIA, 2005; GASCUEL, 2005).

Tendo em vista estas necessidades e considerando-se a importância econômica e social da pesca do *X. kroyeri* e a problemática ambiental envolvida na atividade, o levantamento de informações sobre as distintas espécies presentes nos arrastos e das variáveis e fatores que potencialmente influenciam estas pescarias é de extrema importância para que sejam gerados conhecimentos teóricos relevantes e aplicáveis na busca de práticas e medidas para a ordenação pesqueira da atividade.

Devido ao caráter multiespecífico da pescaria, os estudos preferencialmente devem focar a estrutura e ecologia populacional do recurso-alvo bem como a ecologia das comunidades capturadas e dos ecossistemas sobre exploração pesqueira, buscando, por exemplo, evidenciar padrões na composição e na abundância de espécies e detectar variações em descritores e métricas ecológicas (e.g índices de biodiversidade) em distintas situações. Assim, os objetivos centrais do presente trabalho foram analisar as distribuições estratificadas de *X.kroyeri* no litoral catarinense e as características ecológicas da comunidade de peixes e de macroinvertebrados bentônicos em diferentes escalas espaciais e temporais.

## **BIBLIOGRAFIA**

---

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**, Rome, no 339. FAO, 233 p.

BRANCO, J.O. 2005. Biologia e pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, 22(4): 1050-1060.

BRANCO, J. O. & VERANI, J. R. 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, PR. 23 (2): 381-391

BRASIL, MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). 2010. **Texto-base - I Encontro Nacional da Pesca Amadora: Construindo a Política da Pesca Amadora**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura, 27 p.

BROADHURST, M.K.; SUURONEN, P.; HULME, A. 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. **Fish and Fisheries**, Oxford, 7: 180-218.

BROADHURST, M.K.; BRAND, C.P.; KENNELLY, S.J. 2012 Evolving and devolving bycatch reduction devices in an Australian penaeid-trawl fishery. **Fisheries research**, Amsterdam, 112: 68-75.

CATTANI, A. P. ; BERNARDO, C. ; MEDEIROS, R. P. ; SANTOS, L.O. ; SPACH, H. L. 2012. Avaliação de dispositivos para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão-sete-barbas. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 28, p. 333-348.

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**, Campinas, v.3, n.1, p.1-12. disponível no site: [www.biotaneotropica.org.br/v3n1](http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1).

DAVIES, R.W.D.; CRIPPS S.J.; NICKSON, A. & PORTER, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. **Marine Policy**, Amsterdam, 33, 661–672.

DIAMOND S. L. 2004. Bycatch quotas in the Gulf of Mexico shrimp trawl fishery: can they work? **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 14: 207–237.

DIAS-NETO, J. 2011. **Proposta de plano nacional de Gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil**. Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros 3. Brasília, IBAMA, 242p.

D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. 2002 Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, 24(2): 103-116.

EAYRS, S., 2007. **A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries**. Revised edition. FAO, Rome, 108 p.

EPAGRI / IBAMA. 1995. **Situação sócio-econômica dos pescadores artesanais que operam na pesca de arrasto de camarões de Santa Catarina**. Florianópolis, 17 p. (Mimeo).

FAO. 2011 **Global capture production 1950-2010**. FIGIS Fisheries Global Information System. Accessed 18 January 2013 <http://www.fao.org/fishery/species/2600/en>.

FAO. 2012. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2012**. Rome. 209 pp.

GARCIA, S.M., 2005. A review of the ecosystem approach to fisheries. In: CHAVANCE, P., BA, M., GASCUEL, D., VAKILY, M., PAULY, D. (Eds.), **Pecheries maritimes, ecosystemes et societes en Afrique de l'Ouest: un demi-siecle de changements**. Actes du Symposium 332 D. GASCUEL / Ecological Modelling 189 (2005) 315–332 International, Dakar 2002, vol. 15. ACP-UE Fisheries Research Report, Senegal, 24–28 Juin 2002, pp. 507–522.

GASCUEL, D. 2005. The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. **Ecological Modelling**, Amsterdam 189, 315–332.

GILLETT, R. 2008 Global study of shrimp fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, No. 475.

GRAÇA LOPES, R. da; TOMÁS, A.R.G.; TUTUI, S.L. dos S.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; PUZZI, A. 2002b Fauna acompanhante da pesca camaroeira no litoral do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim Instuto Pesca**, São Paulo 28(2): 173-188.

GRAÇA-LOPES, R.; SANTOS, E.P. dos; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BRAGA, F.M. de S.; PUZZI, A. 2007 Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 33(1): 63–84.

HALL, S. J. MAINPRIZE B. M. 2005. Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? **Fish and Fisheries**, Oxford, 6: 134–155. doi: 10.1111/j.1467-2979.2005.00183.x

HARRINGTON J. M., MYERS. R. A., ROSENBERG A. A. 2005. Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. **Fish and Fisheries**, Oxford, 6: 350–361. doi: 10.1111/j.1467-2979.2005.00201.x

IBAMA 1993. **Camarões do Sudeste e Sul**. Brasília, DF. Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca, no. 5, 63p.

KELLEHER K., 2005. **Discards in the World's Marine Fisheries: An Update**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO. 131p.

KOTAS, J. E. 1998. **Fauna acompanhante nas pescarias de camarão em Santa Catarina**. **Coleção meio ambiente, Série estudos pesca**. 24. Itajaí: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis. Centro de Pesquisa e Extensão Pesqueira do Sudeste-Sul, 76p.

MORAIS, C. H.; VALENTINI, L. A. S ALMEIDA, J.A.P. COELHO. 1995. Considerações sobre a pesca e aproveitamento industrial da ictiofauna acompanhante da captura do camarão-sete-barbas, na costa sudeste do Brasil. **Boletim Instituto de Pesca**, São Paulo, 22 (1): 103-114.

MPA, 2012. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2010**. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasília, 129p

PEREZ, J.A; PEZZUTO, P.R.; RODRIGUES, L.F.; VALENTINI, H.; VOOREN, C.M. 2001 **Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões sudeste e sul do Brasil**. Itajaí, 5: 1-24.

POULTER N. H. T &. TREVIRO J. E. 1983. Acceptability of a canned pate product based on some Gulf of California shrimp by-catch fish. **International Journal of Food Science & Technology**, 18: 361–370. doi: 10.1111/j.1365-2621.1983.tb00279.x

SLAVIN, J. W. 1983. **Utilización de la pesca acompañante del camarón In: Pesca acompañante del camarón - un regalo del mar: informe de una consulta técnica sobre utilización de la pesca acompañante del camarón celebrada en Georgetown, Guyana, 27-30 octubre 1981**. Ottawa, Ont. CIID. p. 67-71.

YOUNG R. H.; CORIAT E.; CRUZT E. & BALDRY. J. 1979. Development and acceptability testing of a modified salt/fish product prepared from shrimp by-catch **International Journal of Food Science & Technology**, 14: 509–519. doi: 10.1111/j.1365-2621.1979.tb00894.x

# CAPÍTULO I

---

*Este capítulo foi aceito Boletim do Instituto de Pesca.*

## **DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DAS CAPTURAS DO CAMARÃO SETE-BARBAS NA ARMAÇÃO DO ITAPOCOROY, PENHA, SC.**

### **RESUMO**

*Xiphopenaeus kroyeri* é considerado sobreexplotado nas regiões Sudeste e Sul, devido à elevada pressão pesqueira sobre os estoques, com juvenis sendo capturados em águas mais rasas, como praias, baías e enseadas, enquanto que os adultos ocorrem ao redor dos 20 metros. Esse trabalho teve como objetivo analisar a distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC, ao longo de um ciclo anual. Entre julho de 2010 a junho de 2011 foram realizadas coletas mensais nas isóbatas de 10, 20 e 30 metros, com duração de 15 minutos (uma amostra e duas réplicas), a bordo de uma embarcação tipo baleeira. A população de *X. kroyeri* apresentou flutuações sazonais, com as maiores concentrações e comprimento de adultos observados nos 20 metros. A rara captura de camarões na isóbata de 30 metros frente ao elevado esforço amostral indica provavelmente que a espécie não utiliza a isóbata como área de vida na região de estudo. A atuação da frota pesqueira em áreas mais rasas na Armação do Itapocoroy, principalmente no período de recrutamento que se inicia em novembro, gera grande preocupação quanto à manutenção dos estoques, dada a elevada abundância de juvenis nestes locais e a importância destes na continuidade dessa modalidade de pesca.

**Palavras chave:** *Xiphopenaeus kroyeri*; pesca artesanal; distribuição estratificada

SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF THE CAPTURES OF SEABOB SHRIMP, IN THE ARMAÇÃO DO ITAPOCOROY.

### **ABSTRACT**

*Xiphopenaeus kroyeri* is considered to be overfished in the southern and southeastern regions, due to intensive fishing, with juveniles being caught in shallower waters, near beaches, in bays and inlets, whilst adults occur at depths of about 20m. This study aims to analyze the space/time distribution of captures of sea-bob-shrimp in the ship-yard/surfzone of the Armação do Itapocoroy, Penha, SC, during one full year. Monthly catches (one sample being divided in two), lasting 15 minutes, were undertaken at depths of 10, 20 and 30 meters between July 2010 and June 2011, using a whaling-boat. The population of *X.*



*kroyeri* presented seasonal variations, the greatest concentrations and adults were observed at 20 metres. The rare caught at 30 meters front of the high sampling effort indicated that the species probably doesn't use this isobath as living area in the study region. The action of the fishing fleet in the shallower areas in Armação Itapocoroy, mainly during recruitment which starts in November, raises concern about the maintenance of species stocks, given the high abundance of juveniles in these shallow sites and their importance in the continuity of this kind of fisheries

**Key-words:** *Xiphopenaeus kroyeri*; artisanal fishery; stratified distribution

## INTRODUÇÃO

O camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (HELLER, 1862) está largamente distribuído na costa do Atlântico Ocidental, desde a Virginia (USA) até o Rio Grande do Sul (BR) (D'INCAO *et al.*, 2002). A elevada importância mundial deste recurso (GILLETT, 2008) pode ser analisada pelo vertiginoso aumento em sua produção pesqueira ao longo dos anos: em 1960 a produção pesqueira mundial foi em torno de 6.000 t, aumentando consideravelmente até 42.378t em 2010, com uma produção aproximada de 51,0% provenientes da costa brasileira (FAO, 2011).

Santa Catarina é o principal porto da pesca extrativista de pescado marinho no país, contribuindo com 23% da produção nacional (MPA, 2011), legado da cultura açoriana, que contribuiu expressivamente para o desenvolvimento da pesca artesanal do camarão sete-barbas (BRANCO 2005). Atualmente, existem no Estado aproximadamente 25 mil pescadores artesanais, divididos em 186 comunidades, filiados a 38 colônias de pesca (EPAGRI/CEPA, 2010).

Essa espécie é considerada sobreexplotada nas regiões Sudeste e Sul do Brasil (VASCONCELLOS *et al.*, 2007), em função da elevada pressão pesqueira sobre os estoques e tem apresentado contínuo decréscimo nas capturas a partir de 1980 (VALENTINI *et al.*, 1991; D'INCAO *et al.*, 2002; VASCONCELLOS *et al.*, 2007).

Na Armação do Itapocoroy, município de Penha (SC), a pesca de arrasto motorizada de camarões passou figurar como a principal atividade econômica da frota artesanal partir de 1960, com uma média diária de 75 embarcações em atividade (BRANCO, 2005). Nesta região, a biomassa capturada do camarão sete-barbas varia mensalmente, sendo que nos meses de dezembro e janeiro as capturas são baixas, iniciando um incremento a partir de

fevereiro até alcançar maior produtividade em abril, maio e junho respectivamente (RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2011).

Além da variação temporal, trabalhos pretéritos registraram que os organismos jovens da espécie são capturados principalmente em águas mais rasas, como praias, baías e enseadas (NAKAGAKI e NEGREIROS-FRANSOZO, 1998; BRANCO *et al.*, 1999; CASTRO *et al.*, 2005; COSTA *et al.*, 2007; CASTILHO *et al.*, 2008; FRANSOZO *et al.*, 2011), enquanto que em profundidades ao redor dos 20 metros (m), encontram-se os camarões acima dos 11,0 centímetros (cm), que efetivamente participam da reprodução (BRANCO, 2005; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2007).

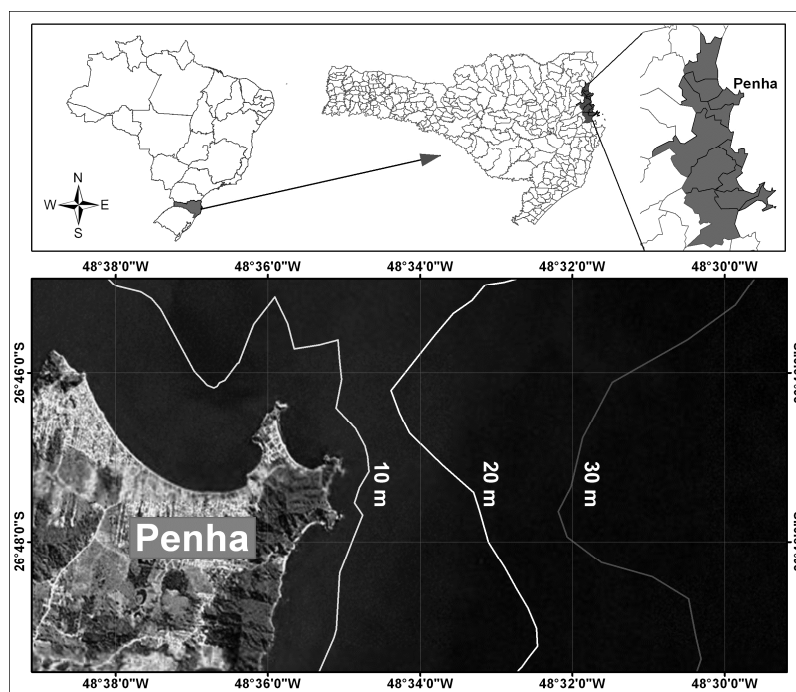
O entendimento do padrão de distribuição espacial e temporal da população de *X. kroyeri* deve se basear no modelo do ciclo de vida da espécie, onde os organismos em diferentes fases do desenvolvimento ontogenético amostrados em isobátas distintas devem ser analisados em conjunto com fatores abióticos que potencialmente influenciam os padrões populacionais. Somada a importância de um maior detalhamento da distribuição espaço-temporal, a ampla dimensão socioeconômica desta atividade pesqueira (BAIL e BRANCO, 2007) demanda informações abrangentes sobre a bioecologia da espécie-alvo, resultando em subsídios para a tomada de decisões que busquem o ordenamento da atividade.

Neste contexto, buscou-se responder se ocorrem variações nas capturas do camarão sete barbas e nas variáveis ambientais (salinidade e temperatura) em isóbatas distintas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC, ao longo de um ciclo anual e determinar se, nessas isóbatas, há predomínio de indivíduos jovens e adultos nos produtos dos arrastos experimentais.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

Os camarões foram capturados (licença de coleta de material biológico - SISBIO N° 324642) mensalmente, em arrastos diurnos de 15 minutos, durante o período de julho de 2010 a junho de 2011, nas isóbatas de 10 (26°44'91.60" - 26°45'05.40" S; 48°34'98.80" - 48°35'05.20" W), 20 (26°46'40.10" - 26°46'89.60" S; 48°33'22.10" - 48°33'78.10" W) e 30 metros (26°46'97.00" - 26°47'10.50" S; 48°31'86.70" - 48°32'10.20" W) (Figura 1). Para determinar a profundidade das isóbatas foi utilizada a sonda EAGLE CUDA 300, sendo que, em cada profundidade, foram efetuados três arrastos no mês (uma amostra e duas réplicas). Foi

utilizada uma baleeira da pesca artesanal, equipada com duas redes de arrasto do tipo “double-rig”, com 4,5 m de abertura e 11 m de comprimento, malha de 3,0 cm na manga e corpo e 2,0 cm no ensacador (BRANCO, 2005). Paralelamente às coletas, foram obtidas amostras da água de fundo em cada isóbata (10, 20 e 30 metros) com garrafa de Nansen e verificadas a temperatura e a salinidade. Os camarões capturados foram separados da fauna acompanhante a bordo, acondicionados em saco plástico, devidamente etiquetado e mantidos em caixa de isopor com gelo até o laboratório.



**Figura 1.** Localização das áreas de pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) pela frota artesanal, na armação do Itapocoroy, Penha, SC.

De cada camarão sete-barbas capturado foi registrado o comprimento total (Ct) em cm e o peso total (Pt) em gramas e o sexo considerando os caracteres sexuais secundários (PÉREZ- FARFANTE e KENSLEY 1997). Foi estimada a biomassa média mensal (gramas) e seu respectivo desvio padrão para 15 minutos de arrasto em cada isóbata.

O período de recrutamento foi determinado pela distribuição mensal de frequência relativa por classe de comprimento (intervalo de 1,0 cm) (BRANCO *et al.*, 1999; BRANCO, 2005), considerando os organismos capturados nos três arrastos representou 100% e a

quantidade de organismos em cada classe de comprimento de 1,0 em 1,0 centímetros representou uma fração desse todo. As curvas de distribuição de comprimento obtidas foram sobrepostas aos tamanhos de primeira maturação gonadal de 7,3 cm nos machos e 7,9 cm nas fêmeas (BRANCO, 2005), buscando-se determinar em qual estrato da população (jovens ou adultos) a pesca incidiu com maior intensidade em Armação do Itapocoroy (BRANCO *et al.*, 1999).

A normalidade e a homoscedasticidade do conjunto das variáveis abióticas, temperatura e salinidade foram testadas pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett respectivamente (ZAR, 2009). Como essas premissas foram atendidas, as diferenças temporais (meses) e espaciais (isobáta) entre as médias ( $n = 108$ ) foram verificadas por meio da aplicação da ANOVA bifatorial (Fatores: meses e isobáta) com nível de significância de 95% ( $p = 0,05$ ). A biomassa obtida em quinze minutos de arrasto também foi testada quanto às premissas acima mencionadas para aplicação da ANOVA bifatorial (Fatores: meses e isobáta). Como o conjunto de dados não apresentou a distribuição normal, foi realizada a transformação logarítmica  $\log(x+1)$  indicada para dados bióticos (ZAR, 2009), possibilitando a aplicação da ANOVA bifatorial (Fatores: meses e isobáta) com nível de significância de 95% ( $p = 0,05$ ) para comparação dos valores médios ao longo do estudo.

De acordo com ZAR (2009), em caso de interação significativa entre os fatores ( $p < 0,05$ ), as médias dos níveis destes fatores não devem ser comparadas. Uma solução nestas situações seria a observação dos gráficos das médias para se ilustrar possíveis padrões de oscilação das variáveis (HUCK, 2011), o que foi adotado no presente trabalho.

A existência de correlação entre os valores de biomassa com as variáveis ambientais temperatura e salinidade foi testada pela estimativa do coeficiente não paramétrico de Spearman ( $r_s$ ), que posteriormente foi comparado com o valor de crítico para  $n=72$  e  $\alpha$  bicaudal (ZAR, 2009).

## **RESULTADOS**

### **- Variáveis ambientais**

A temperatura e a salinidade médias oscilaram acentuadamente entre os meses e as isóbatas na área de estudo (ANOVA bifatorial  $p < 0,05$ ) (Tabelas 1 e 2). Foram observadas diferenças significativas para ambos os fatores, bem como interação entre os mesmos. A variação interna dos fatores, evidenciada pela soma dos quadrados (SQ), diferiu entre as

variáveis, sendo mais acentuada entre as isóbatas para a temperatura e entre os meses para a salinidade. A existência de interação entre estes fatores na variação da temperatura e da salinidade pode ser visualizada na alternância de valores entre as amostras, que causaram uma evidente falta de paralelismo entre as séries nos gráficos das médias (Figura 2 e 3).

**Tabela 1.** Análise de variância bi fatorial (ANOVA) para temperatura entre as isóbatas e meses de coleta. GL = graus de liberdade, SQ: Soma dos quadrados, QM: Quadrado médio: F: valor de F do teste de Fisher; p: Significância estatística ( $p < 0,05$ ).

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F
Isóbata	2	5,954	2,977	19,251*
Mês	11	33,872	3,079	19,914*
Isóbata x Mês	22	17,298	0,786	5,085*

\* indica que houve diferença estatística

**Tabela 2.** Análise de variância bi fatorial (ANOVA) para salinidade entre as isóbatas e meses de coleta. GL = graus de liberdade, SQ: Soma dos quadrados, QM: Quadrado médio: F: valor de F do teste de Fisher; \* significância estatística ( $p < 0.05$ ).

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F
Isóbata	2	78,296	39,148	167,446*
Mês	11	900,914	81,901	350,311*
Isóbata x Mês	22	48,537	2,206	9,437*

\* indica que houve diferença estatística

As temperaturas da água de fundo oscilaram entre 16,8 a 26,6°C ( $22,3 \pm 3,0$  °C), 16,3 a 25,7°C ( $21,6 \pm 3,1$ °C), 16,3 a 25,3°C ( $20,3 \pm 3,1$ °C) nas isóbatas de 10, 20 e 30 metros, respectivamente. Houve predomínio de águas com temperatura mais elevada na isóbata de 10 m de julho (2010) até janeiro (2011), sendo que a partir daí, os valores médios e desvios padrões foram similares aos da isóbata de 20 m. A isóbata de 30 m foi onde se registraram as temperaturas mais baixas, diferenciando-se das demais nos meses de novembro e dezembro

e de abril a junho, contudo, nos meses de julho, setembro e de janeiro até março, as temperaturas médias foram semelhantes às demais isóbatas. De modo geral, os menores valores foram registrados nos meses de julho e agosto, enquanto os mais altos em janeiro, fevereiro e março (Figura 2).

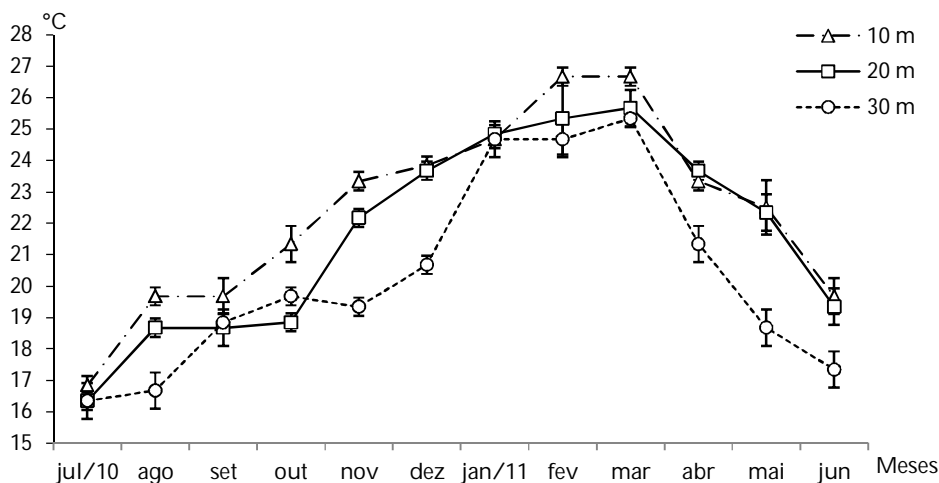
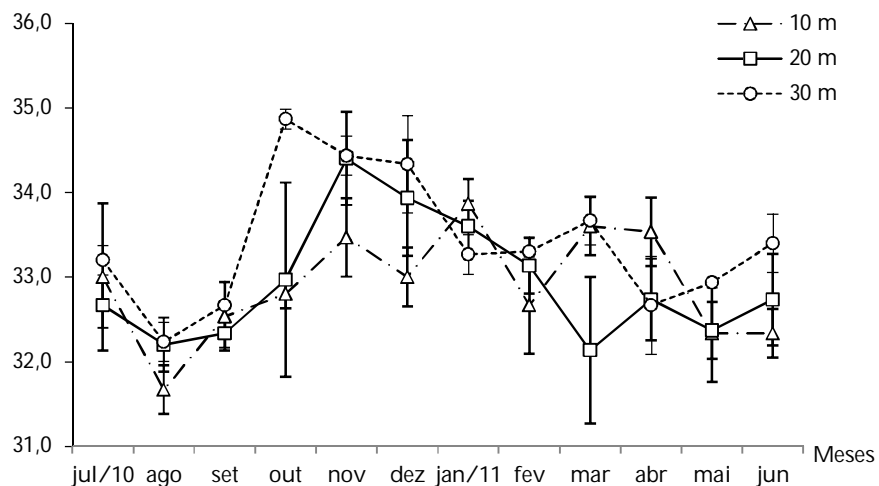


Figura 2. Flutuação mensal da temperatura média da água de fundo nas isóbatas de 10, 20 e 30 m da Armação do Itapocoroy, Penha. As barras verticais correspondem ao desvio padrão.

A salinidade da água de fundo variou de 31,7 a 33,1 com média anual de  $31,6 \pm 0,6$  nos 10 metros, de 32,1 a 33,4 ( $32,9 \pm 0,7$ ) nos 20 m e de 32,2 a 34,9 ( $33,4 \pm 0,8$ ) nos 30 m. No mês de outubro foi registrada a maior salinidade nos 10 m, enquanto que em novembro e dezembro foram registrados os maiores valores em 20 m e 30 m. Em maio, agosto e setembro ocorreram os menores valores de salinidade no decorrer do estudo. Foi registrada uma elevada alternância entre as salinidades mais elevadas nas isóbatas, entretanto, em geral, foi observado um incremento moderado nos valores médios a partir dos 10 metros até alcançar os 30 m, onde foi registrada a maior salinidade média  $34,9 \pm 0,3$  em outubro/10. Em julho de 2010, setembro e de janeiro (2011) até março as isóbatas (Figura 3).

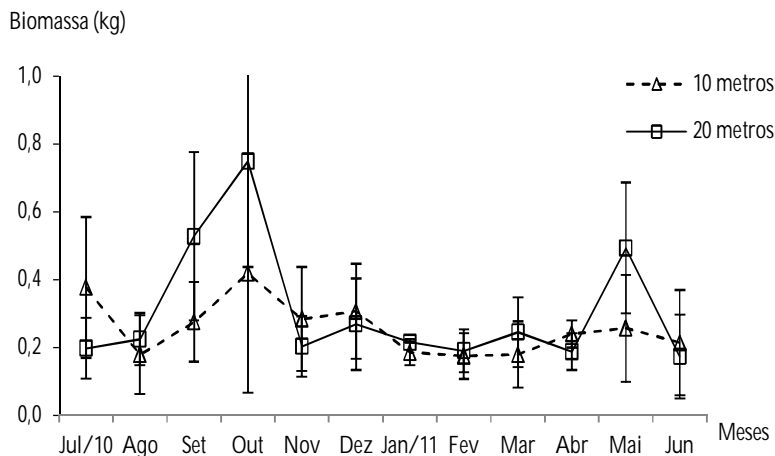


**Figura 3.** Flutuação mensal da salinidade média da água de fundo nas isóbatas de 10, 20 e 30m da Armação do Itapocoroy, Penha. As barras verticais correspondem ao desvio padrão.

#### - Biomassa média

Os valores de biomassa médios foram comparados somente entre as isóbatas de 10 e 20 metros, pelo fato de, na isóbata dos 30 m, terem sido capturados somente 24 camarões no mês de outubro. Foi observada grande alternância nas séries das médias de biomassa, que causaram uma evidente falta de paralelismo entre as mesmas. A biomassa média na isóbata de 20 m, quando comparada com a isóbata de 10 m, foi maior em 8 dos 12 meses de estudo. Entretanto, nos meses de julho, novembro, dezembro, abril e junho as médias de biomassa nos 10 metros foram superiores, sendo que nessa profundidade as maiores capturas ocorreram nos meses de outubro e julho e as menores de agosto e janeiro. Já na de 20 m, as maiores capturas foram registradas em outubro, setembro e maio (Figuras 4).

A comparação estatística indicou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) para os fatores analisados (isóbata e meses) e para a interação entre os mesmos, corroborando a elevada alternância entre os valores médios de biomassa entre as localidades estudadas (Tabela 3).



**Figura 4.** Variação média mensal da biomassa (g/15 minutos) de *X. kroyeri* capturadas nas isóbatas de 10 e 20 metros. As barras verticais correspondem aos desvios padrão.

**Tabela 3.** Análise fatorial de variância bi fatorial (ANOVA) para biomassa entre as isóbatas e os meses de coleta.. GL = graus de liberdade, SQ: Soma dos quadrados, QM: Quadrado médio; F: valor de F do teste de Fisher; p: Significância estatística ( $p < 0,05$ )

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F
Isóbata	2	13,37	290,9	167,446*
Mês	11	24,26	47,97	350,311*
Isóbata x Mês	22	11,4	22,54	9,437*

\* indica que houve diferença estatística

#### - Total de indivíduos e distribuição de frequência de comprimento mensal

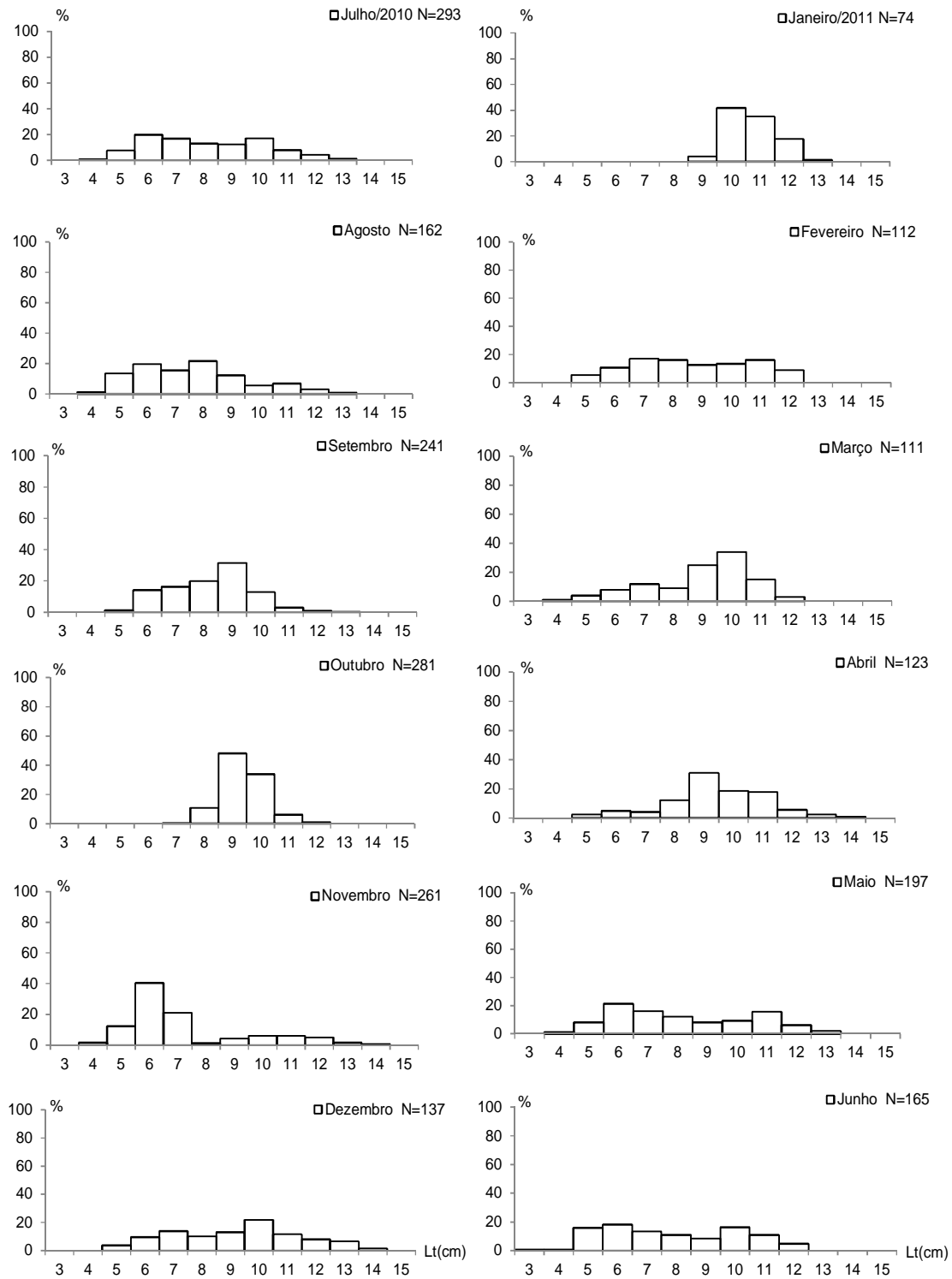
As Figuras 5 e 6 mostram em cada mês o total de indivíduos capturados bem como as distribuições de frequência das classes de comprimento total nas isóbatas de 10 e 20 metros. Elevados contingentes foram capturados em julho (293), setembro (241), outubro (281) e novembro (261) nos 10 metros e em setembro (272), outubro (338) e maio (254) nos 20 metros. A distribuição de frequência foi praticamente bimodal em ambas isóbatas. Nos 10 metros, notou-se que em julho houve o predomínio da classe de 6,0 cm de comprimento, ocorrendo,



de agosto até outubro, um incremento modal e redução de exemplares nas menores classes de tamanho até o recrutamento, em novembro. De janeiro até abril, observou-se novo deslocamento modal, com a maior captura de camarões pequenos em maio-junho, indicando a existência de um recrutamento mais ameno no período (Figura 5). Padrão modal semelhante foi observado nos 20 m entre agosto-outubro/2010, entretanto, neste período, as modas ocorreram sempre a partir da classe de 8,0 cm. Em paralelo a essa progressão, ocorreu à diminuição das menores classes de tamanho, com um novo incremento de indivíduos jovens em novembro/2010 (Figura 6).

#### **- Incidência da pesca artesanal sobre os jovens e adultos da população**

Na isóbata de 10 metros as capturas foram constituídas por uma maioria de adultos (machos = 82,78%; fêmeas = 69,31%) do que juvenis (machos = 17, 22%; fêmeas = 30,69%) (Figura 7). Na isóbata de 20 metros, a pesca atuou também de forma mais intensa sobre os adultos (machos = 92,00%; fêmeas = 86,15%) e com menor intensidade sobre os juvenis (machos = 8,00%; fêmeas = 13,15%). Os arrastos nos 30 metros, apesar do número reduzido de indivíduos amostrados, incidiram exclusivamente sobre o estoque adulto de ambos os sexos, com os indivíduos amostrados variando entre as classes de 10 e 11 cm e 10 e 14 cm para fêmeas e machos, respectivamente (Figura 7). Observando as distribuições de frequência de comprimento total, fica evidente que a atuação da pesca artesanal em todas as isóbatas foi mais acentuada sobre a população adulta, ou seja, acima do tamanho de primeira maturação sexual. Entretanto, a contribuição (%) dos organismos jovens no total das amostragens foi se acentuando a medida que a profundidade decaiu, atingindo seu ápice na isóbata de 10 metros.



**Figura 5.** Distribuição mensal das frequências absolutas de *Xiphopenaeus kroyeri* distribuído por classes de comprimento total (1 cm), na isóbara dos 10 metros.

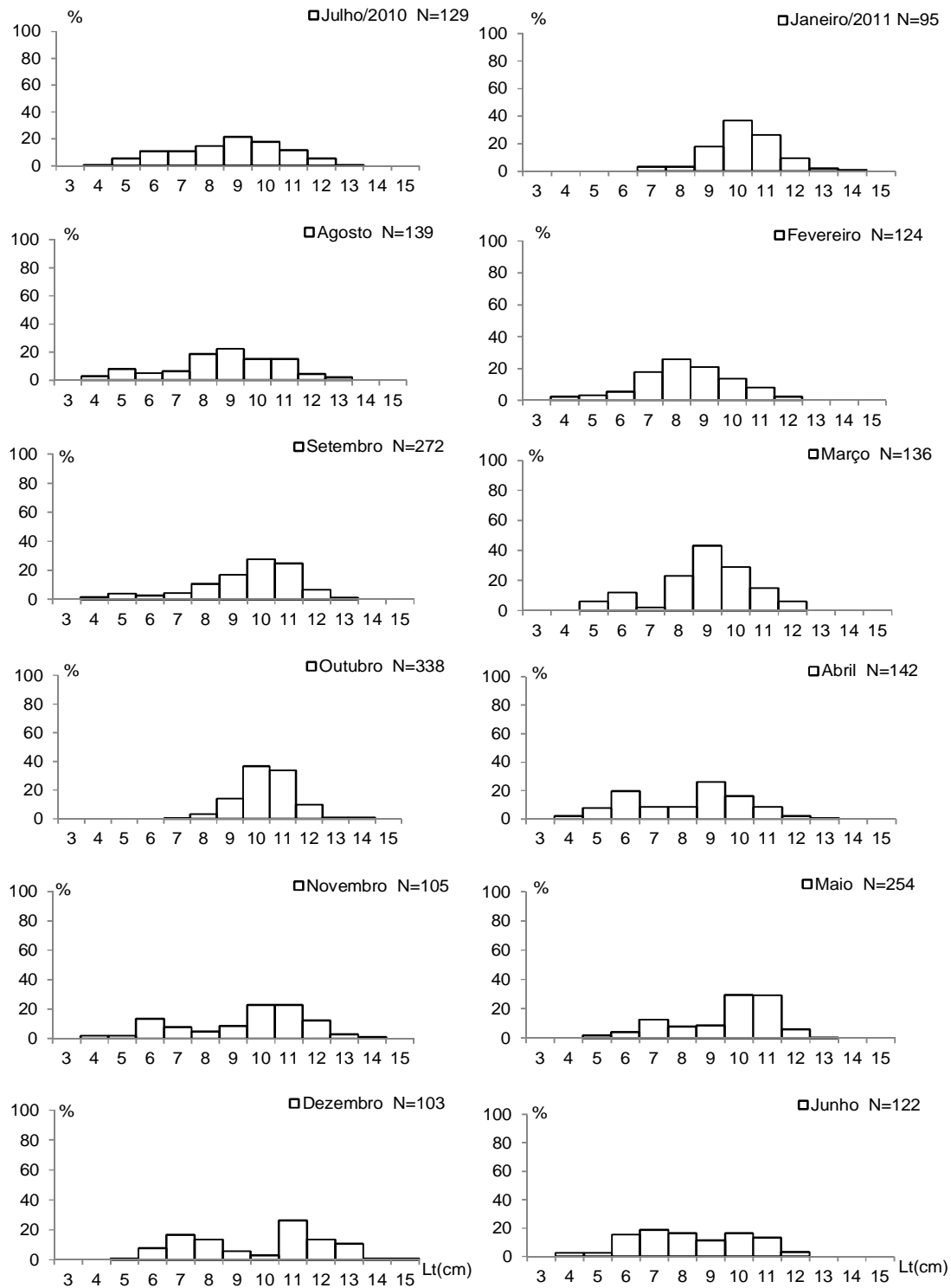
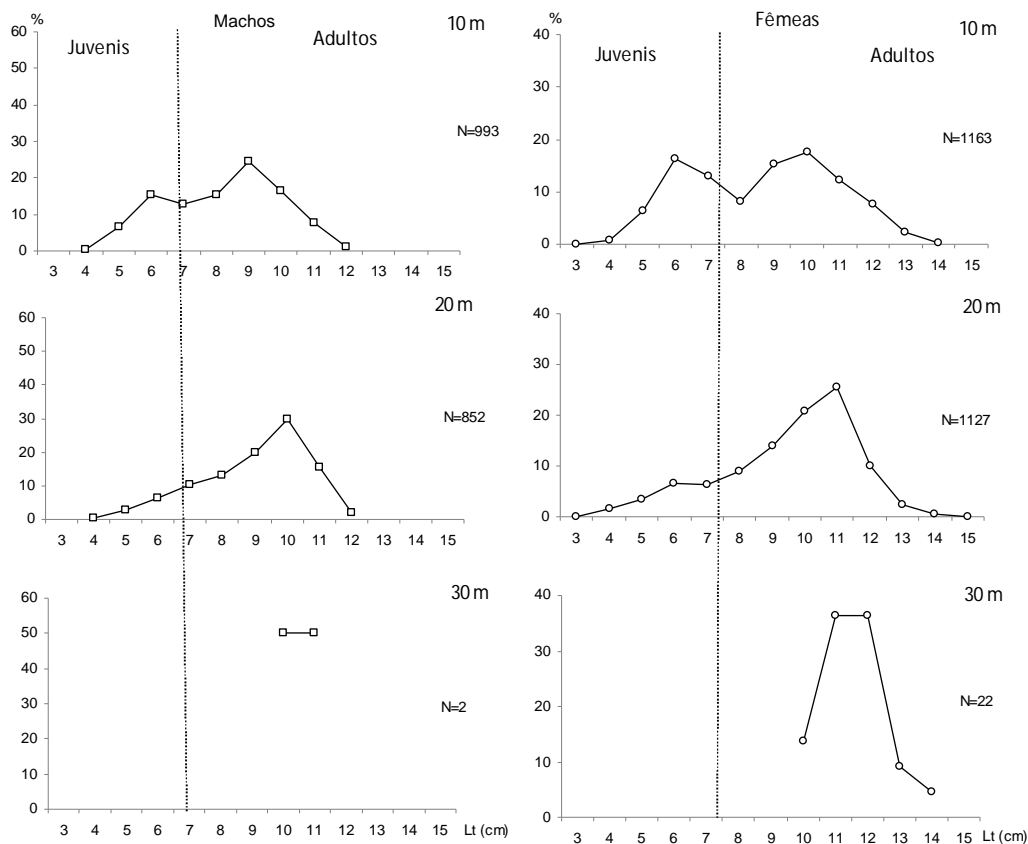


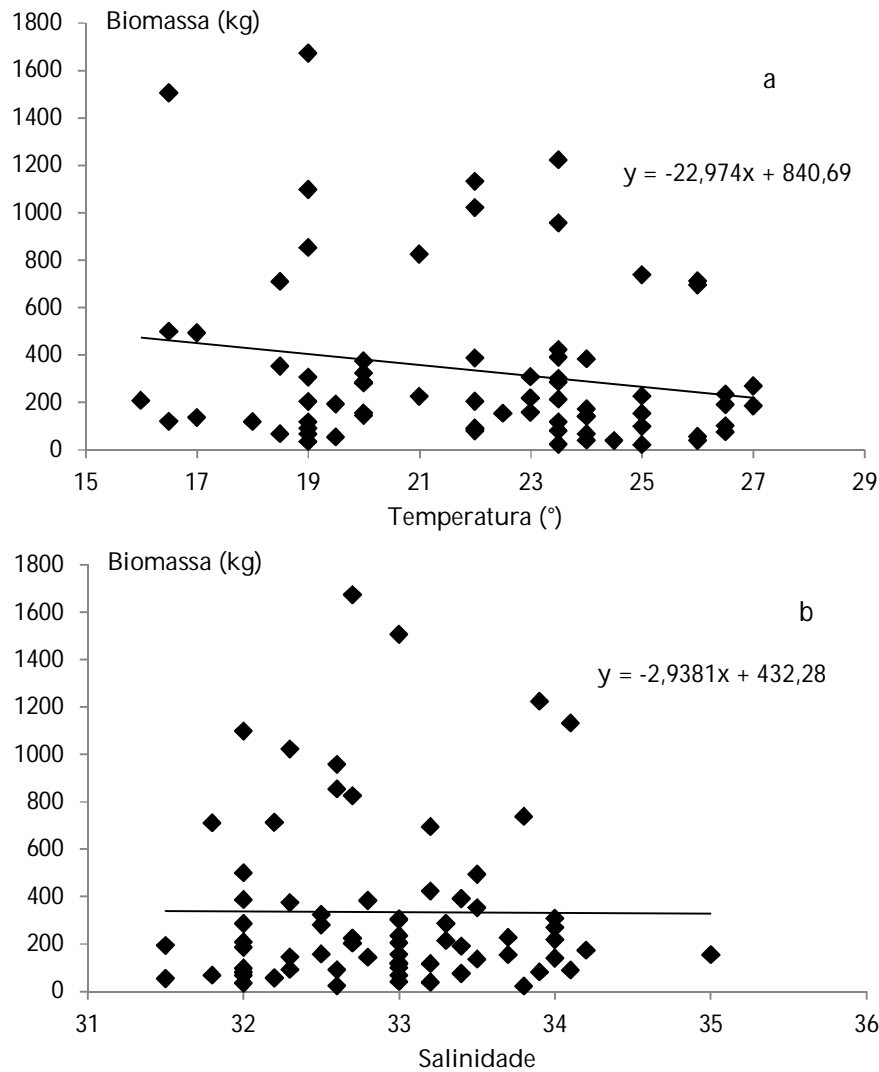
Figura 6. Distribuição mensal das frequências absolutas de *Xiphopenaeus kroyeri* distribuído por classes de comprimento total (1 cm), na isóbata dos 20 metros.



**Figura 7.** Distribuição anual de frequências relativas de comprimento total, por sexo de *X. kroyeri* (juvenis e adultos), nas isóbatas de 10, 20 e 30 metros. A linha tracejada indica o tamanho de primeira maturação dos camarões.

#### - Correlação entre a biomassa e variáveis ambientais

Os gráficos de dispersão das variáveis ambientais temperatura e salinidade com a biomassa de camarão sete-barbas capturada não ilustraram padrões de correlação entre as variáveis (Figura 8), o que foi confirmado pela estimativa dos coeficientes de correlação de Spearman, sendo de  $r_s = 0.033$  e  $r_s = -0.179$  entre a biomassa e a temperatura e entre a biomassa e a salinidade, respectivamente. Os valores de p bicaudal de 0,7839 e de 0,1329 indicaram que não houve correlação entre as variáveis na área de estudo.



**Figura 8.** Relação da biomassa do camarão sete-barbas *X. kroyeri* e das raiáveis ambientais temperatura (a) e salinidade (b) em Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina.

## DISCUSSÃO

O padrão de variação da temperatura de fundo entre as isóbatas reflete a sazonalidade da área estudada (Armação do Itapocoroy), com os menores valores ocorrendo nas maiores profundidades, incrementando gradativamente com a aproximação da costa. Na área de estudo, pode ser observado até três tipos de massas de águas distintas, a Água da Plataforma (AP), Água Costeira (AC) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (SCHETTINI *et al.*, 1999). A AC, mais frequente durante ano, apresenta salinidade inferior a 34,0 e temperaturas variando entre 19,0 e 28,0 °C; enquanto que ACAS ocorre esporadicamente, com salinidade inferior a 35 e temperatura inferior a 20°C, chegando próximo da costa no

final da primavera início do verão (CARVALHO *et al.*, 1998; SCHETTINI *et al.*, 1998). Durante as coletas foi observada a ocorrência da AC ao longo do ano todo em ambas as profundidades, exceto em outubro na isóbata de 30 metros, onde foram encontradas evidências da ACAS.

Em estudos pretéritos, a temperatura e salinidade da água de fundo, associadas à disponibilidade de alimento, foram determinantes na distribuição e estrutura populacional dos peneídeos, *Artemesia longinaris* e *Farfanpenaeus paulensis* (BOSCHI, 1969; D'INCAO, 1984; COSTA *et al.* 2005, 2008). No caso de *X. kroyeri*, RODRIGUES-FILHO *et al.* (2011) demonstraram que as maiores biomassas da espécie foram registradas nos meses de outono e estiveram correlacionadas positivamente com a salinidade. Entretanto, em nossos resultados, em outubro foram registradas as únicas capturas nos 30 m e as mais elevadas biomassas nos 10 e 20 m, não tendo sido possível correlacionar as oscilações registradas com as variáveis ambientais temperatura e salinidade. Dessa forma, pode-se inferir que em nosso período de estudo, outros fatores atuaram de forma mais acentuada sobre a população de *X. kroyeri*. Comumente, em estudos de áreas sobre exploração, menciona-se a atividade pesqueira (JACKSON *et al.*, 2001; ROSENFELD, 2002) e/ou interações ecológicas multiespecíficas como possíveis fatores que afetam a dinâmica populacional das espécies.

No litoral paulista, GRAÇA – LOPES *et al.* (2007) identificaram dois meses que se destacaram com relação a produtividade pesqueira do camarão sete-barbas. O primeiro pico, mais acentuado, ocorreu em maio e, de acordo com os autores, foi decorrente da entrada de jovens na população, sobrepondo-se a um dos recrutamentos registrados em nosso trabalho. Já o segundo pico, ocorreu em outubro, sendo similar à época de maior biomassa registrada no presente trabalho. A hipótese citada para GRAÇA–LOPES *et al.* (2007) para esta maior produtividade é a formação de agrupamentos populacionais em períodos de reprodução, sendo que, na região de Armação do Itapocoroy, o principal evento se estende de outubro a dezembro (BRANCO, 2005), corroborando ao acima relatado.

Mesmo que em todas as profundidades houvesse predominância de indivíduos adultos nas amostragens, a distribuição de frequência de comprimento demonstrou que, nos 10 metros, as modas ocorreram em classes menores que em 20 m, indicando a presença de camarões menores nas áreas mais rasas e revelando uma tendência de organismos adultos situarem-se mais distantes da costa, onde a água tem características semelhantes às descritas para a ACAS. Ao contrário da distribuição unimodal apresentada por BRANCO (2005) que denota a predominância de indivíduos de uma única classe de comprimento, notou-se, no

presente trabalho, que nas isóbatas de 10 e 20 metros a distribuição foi praticamente bimodal, possibilitando a captura de juvenis e adultos em mesmas amostragens. A ocorrência de adultos e jovens de *X. kroyeri* já havia sido relatada em distintas localidades do litoral brasileiro (IWAI, 1973; COSTA et al., 2007; GRAÇA-LOPES et al., 2007). As diferenças de comprimento também podem estar relacionadas com as flutuações dos fatores ambientais, o que não foi constatado em nossos resultados, ou com o crescimento diferenciado dos sexos e a disponibilidade de alimento (BRANCO et al, 1999; BRANCO e MORITZ- JÚNIOR, 2001; BRANCO, 2005).

Uma causa plausível para constante a existência de indivíduos jovens e adultos na área estudada seriam os distintos pulsos de recrutamento identificados, que contribuem com um elevado aporte de jovens em áreas previamente povoadas pela população de adultos. Os recrutamentos aqui evidenciados são temporalmente distantes, ocorrendo em maio, julho e novembro, sendo o último mais acentuado e provavelmente contribuindo com maior contingente de jovens para a população. O fato deste evento não se sobrepor ao defeso do camarão sete-barbas na região, que se estende de março a maio (IBAMA, 2008), causa preocupação acerca da manutenção dos estoques locais.

A sobreposição do tamanho de primeira maturação com as curvas de distribuição de comprimento permite determinar o estrato da população em que à pesca vem atuando com maior intensidade (BRANCO et al., 1999). O presente trabalho demonstrou que, com exceção da isóbata de 30 m, houve a sobreposição de ocorrência de indivíduos jovens e adultos em uma mesma isóbata. Outra observação foi que em todas as isóbatas houve o predomínio de camarões adultos nas amostragens. Comparando-se com as demais isóbatas, houve uma maior proporção de jovens nos 10 m, que foi diminuindo com o aumento da profundidade, sendo que nos 30 m ocorreu somente adultos, denotando ocorrência preferencial de indivíduos de menor porte em áreas mais rasas, principalmente nos períodos de recrutamento (e.g novembro). A pequena quantidade de organismos capturados nos 30 m não nos permite fazer considerações concretas sobre sua população residente. Por outro lado, a elevada quantidade de arrastos realizados em cada isóbata (3 arrastos mensais durante 12 meses) nos leva a crer que a espécie, na região estudada, comumente não faz uso desse habitat e somente o faz em estágios de desenvolvimentos mais avançados, o que foi evidenciado pela elevado tamanho dos espécimes amostrados. Entretanto, pelo fato de *X. kroyeri* ocorrer em profundidades até 70 m (COSTA et al. 2003), estudos mais detalhados são

necessários, principalmente quando relacionadas com a ontogenia e a alimentação dos organismos.

As diferenças nas proporções de jovens e adultos entre distintas profundidades provavelmente não foram evidenciadas em trabalhos pretéritos pela ausência de um programa de amostragem por isóbata (GRAÇA-LOPES *et al.*, 2007). Esse tipo de distribuição populacional pode estar relacionado com a maior produtividade da região costeira, variações ontogênicas na dieta da espécie (BRANCO e MORITZ- JÚNIOR, 2001) e presença de diferentes massas de águas nas áreas de pesca (CARVALHO *et al.*, 1998; SCHETTINI *et al.*, 1998). Outra explicação plausível para a distribuição espacial de *X. kroeyeri* em relação ao continente foi dada por GRAÇA-LOPES *et al.* 2007, que consideraram que os ovos são levadas pela corrente marinha em direção ao litoral, as formas mais jovens habitam áreas bentônicas em águas rasas e, progressivamente, passam a se afastar do continente em reação ao fator pressão, diminuindo a competição intraespecífica em cada profundidade.

## **CONCLUSÃO**

As informações obtidas indicam que a estrutura populacional, recrutamento e os períodos de maior biomassa capturada de *Xiphopenaeus kroeyeri* em Armação do Itapocoroy são semelhantes às relatadas para o litoral brasileiro. Entretanto, divergem quando analisadas por isóbatas, pois evidenciam um contingente elevado de camarões juvenis nos 10 metros, diminuindo com o aumento da profundidade. Dessa forma, a frota artesanal ao atuar sobre as áreas rasas (5 a 10m) atinge uma importante fração da população podendo ocasionar sérios problemas na recuperação dos estoques. Esse método de amostragem por isóbatas em associação ao conhecimento do principal período de recrutamento (novembro) na região permitem concluir que a pesca do camarão sete-barbas deve ser evitada neste período, principalmente nos locais mais rasos, a fim de preservar o desenvolvimento dos juvenis e manter a continuidade dessa importante modalidade de pesca no litoral brasileiro.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores gostariam de agradecer ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos e ao Departamento de Graduação, Pesquisa e Extensão da Universidade do Vale do Itajaí pelo suporte na pesquisa. Também ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa) pelas bolsas de doutorado de Jorge Luiz Rodrigues Filho e a bolsas produtividade do pesquisador Joaquim Olinto Branco. Gostariamos também



de agradecer as contribuições dos dois revisores anônimos que aumentaram consideravelmente a qualidade do trabalho.

## REFERÊNCIAS

- BAIL, G.C. e BRANCO, J.O. 2007 Pesca artesanal do camarão sete-barbas: uma caracterização sócio-econômica na Penha, SC. *Brazilian Journal Aquatic Science Technology*, 11(2): 25-32.
- BOSCHI, E.E. 1969 Estúdio biológico pesquero del camarón *Artemesia longinaris* Bate de Mar del Plata. *Boletín de Biología Marina*, 18(1): 1-47.
- BRANCO, J.O.; LUNARDON-BRANCO, M.J.; SOUTO, F.X. ; GUERRA, C.R. 1999 Estrutura populacional do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), na Foz do Rio Itajaí-Açu, Itajaí, SC, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42(1): 115-126.
- BRANCO, J.O. e MORITZ-JUNIOR, H.C. 2001 Alimentação natural do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(1): 53-61.
- BRANCO, J.O. 2005 Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 1050-1062.
- CARVALHO, J.L.B.; SCHETTINI, C.A.F.; RIBAS, T.M. 1998 Estrutura termohalina do litoral centro-norte catarinense. *Notas Técnicas da Facimar*, 2(1): 181-197.
- CASTILHO, A.L.; COSTA, R.C.; FRANSOZO, A.; NEGREIROS-FRANSOZO, M.L. 2008 Reproduction and recruitment of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Marine Biology Research* 4(1): 361–368.
- 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 Sao Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, 69(1): 105-112.
- COSTA, R.C., FRANSOZO, A., MELO, G.A.S., Freire, F.A.M., 2003. Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 3. Disponível em:

<<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?identificationey+BN01503012003>>. Acesso em: 04 abr 2013

- 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, southeastern Brazil. *Gulf Carib Research*, 19(1): 33-41.
- D'INCAO, F. 1984 Estudo sobre o crescimento de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* (Pérez Farfante, 1967) da Lagoa dos Patos, RS, Brasil (Decapoda, Penaeidae). *Atlântica*, 7(1): 73-84.
- D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. 2002 Avaliação da pesca de camarões nas Regiões Sudeste e Sul do Brasil: 1965-1999. *Atlântica*, 24(2): 103-116.
- EPAGRI/CEPA, 2010 *Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina 2009-2010* Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – Epagri Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola - Epagri/Cepa. Florianópolis, SC, 315p. Disponível em: [http://cepa.epagri.sc.gov.br/Publicacoes/Sintese\\_2010/](http://cepa.epagri.sc.gov.br/Publicacoes/Sintese_2010/) Acesso em: 11/12/2011.
- FAO. 2011 Global capture production 1950-2010. FIGIS Fisheries Global Information System. Accessed 18 January 2013 <http://www.fao.org/fishery/species/2600/en>.
- FRANSOZO, V.; SANTOS, D.C.; LOPEZ-GRECO, L.S.; BOLLA Jr, E.A. 2011 Development of secondary sexual characters in the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae): a scanning electron microscope study. *International Journal of Invertebrate Reproduction and Development*, 55(1): 6-15.
- GILLET, R. 2008 *Global study of shrimp fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, No. 475.
- GRAÇA-LOPES, R.; SANTOS, E.P.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BRAGA, F.M.S.; PUZZI, A. 2007 Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862) no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33(1): 63 - 84.
- HOLTHUIS, L.B. 1980 Shrimp and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fisheries Synopsis*, 125(1): 1-261.

- HUCK, S.W. 2011. *Reading statistics and research*. 6th. Pearson/Allyn & Bacon. Boston, 566 p.
- IBAMA, 2008. *INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Instrução normativa nº 189, de 23 de setembro de 2008. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/documentos-recursos-pesqueiros/instrucao-normativa>, Acesso: 07 de fevereiro de 2013.*
- IWAI, M. 1973 *Pesca exploratória e estudo biológico sobre o camarão na costa Centro/Sul do Brasil com o Navio Oceanográfico "Prof. W. Besnard" em 1969-1971*. SUDELPA/IOUSP, São Paulo, 71p.
- MAGNUSSON K.G. 1995. An overview of the multispecies VPA – theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5:195–212.
- MPA. 2011 Ministério da Pesca e Aquicultura. Disponível em <<http://www.mpa.gov.br/>>. Acesso em: 22/12/2011.
- NAKAGAKI, J.M. e NEGREIROS-FRANSOZO, M.L. 1998 Population biology of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) from Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. *Journal Shellfish Research*, 17(1): 931-935.
- PÉREZ-FARFANTE, I. e KENSLEY, B. 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and Prawns of the world. Keys and diagnosis for the families and genera. *Mémoires du Muséum National D'Histoire Naturelle*, 175: 1-233. 1-233.
- RODRIGUES-FILHO, J.L.; BRANCO, J.O.; Peret, A.C.; DECKER, F.K.; LUIZ, T.F. & VERANI, J.R. 2011. Impacts of the seabob shrimp fishery on *Stellifer* spp. (Perciformes, Sciaenidae) assemblage in Armação do Itapocoroy, Penha (SC), Brazil . *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6(2):170-184.
- PÉREZ FARFANTE, I. e KENSLEY, B. 1997 Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World. Keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, Paris, Vol. 175, 233p.
- SCHETTINI, C.A.F. e CARVALHO, J.L.B. 1998 Hidrodinâmica e distribuição de sedimentos em suspensão dos estuários dos rios Itapocu, Tijucas e Camboriú. *Notas Técnicas Facimar*, 2(1): 141-153.

- SCHETTINI, C.A.F.; CARVALHO, J.L.B.; TRUCCOLO, E.C. 1999 Aspectos hidrodinâmicos da enseada da Armação de Itapocoroy, SC. *Notas Técnicas Facimar*, 3(1): 99-109.
- VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L.F.; NETO, J.E.R.; DOMIT, L.G. 1991 Análise da pesca camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica*, 13(1): 171-177.
- VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A.C.; SALLES, R.R. 2007 Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira. In: COSTA, A.L. *Nas redes da Pesca Artesanal*. PNUD/IBAMA, Brasília, p 15-83.
- ZAR, J.H. 2009 *Biostatistical analysis*. 5ª ed. Prentice-Hall Inc., New Jersey, 960p.

## CAPÍTULO II

---

*Este capítulo foi elaborado nos formatos exigidos pelo Boletim do Instituto de Pesca*

## **ESTRUTURA E CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DO BYCATCH COMPOSTO POR PEIXES E MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS CAPTURADO AO LONGO DE TREZE ANOS DE MONITORAMENTO NO LITORAL SUL BRASILEIRO**

### **RESUMO**

Séries de dados temporais obtidas com o emprego da mesma metodologia de coleta são raras, sobretudo quando os estudos ultrapassam uma década de monitoramento em regiões tropicais. No presente trabalho, exploramos uma série de dados de treze anos da abundância de espécies relativos à comunidade capturada como bycatch em uma importante área pesqueira do litoral sul brasileiro. Foram realizadas análises de forma a evidenciar padrões ecológicos da comunidade e checar a ocorrência de variações anuais nos descritores (*i.e* série de Hill) e na biomassa total da comunidade. As alterações na composição específica anual das comunidades foram evidenciadas por meio da estimativa MRS e o consequente rearranjo da estrutura da comunidade foi testado quanto a existência de diferenças estatísticas por meio da análise de PERMANOVA. Os resultados demonstraram uma acentuada dinâmica interna da comunidade, onde as variações de abundância das espécies comuns e frequentes e a entrada e saída de espécies raras e infrequentes originaram arranjos de espécies distintos entre os anos de estudo. Constatou-se também uma ampla variação da biomassa e dos descritores da comunidade, entretanto os valores dos coeficientes angulares ( $b$ ) obtidos por meio de regressões lineares e testados estatisticamente quanto à inclinação não indicaram nenhuma tendência de acréscimo ou decréscimo temporal no decorrer dos anos de estudo.

**PALAVRAS- CHAVE:** Ecologia de comunidades; biodiversidade; fauna acompanhante; biomassa, recursos pesqueiros.

### **ABSTRACT**

Temporal data series collected using the same methodology are rare, especially when they have more than ten years of monitoring for tropical areas. In this study, we explored an abundance of species data series along thirteen years in an important fisheries spot at Brazilian south coast. We conducted analyses to point the ecological patterns and to check annual variations in the community descriptors (*i.e* Hill's series) and total biomass of community. By estimates of the MRS, the rearrangement of the community was evaluated and, using the PERMANOVA analyses were tested the differences among the years. The results showed a high internal dynamic of community, where the abundance variations of the common and frequent species and the flow of rare and unfrequent species led to specific

arrangements that were distinct among the studied years. It was also found a wide variation of the biomass and ecological descriptors, however the values of slope (b) estimated by simple linear regression, when tested for the inclination, doesn't indicate temporal trends along the years of study.

**KEY-WORDS: Community ecology; biodiversity; bycatch; biomass; fisheries resources.**

## **INTRODUÇÃO**

A observação de que as populações naturais flutuam em abundância, resultando em alterações no arranjo interno das comunidades naturais vem sendo divulgada em importantes publicações científicas há anos (DARWIN, 1859; ODUM, 1959; MARGALEF, 1974; HUTCHISON, 1978; BEGON *et al.* 1996; RICKLEFS, 2009). Entretanto, o entendimento de como e por que ocorrem esses rearranjos ainda não foi devidamente atingindo, sendo a identificação dos mecanismos internos e dos fatores exógenos que atuam com a criação e manutenção das assembleias um dos principais focos de estudo da ecologia de comunidades (MUTSHINDA *et al.* 2009). Existe uma necessidade de se compreender a dinâmica das espécies dentro de uma perspectiva mais abrangente (*e.g.* comunidade), mesmo em situações não ideais, onde as atividades humanas alteram os ecossistemas e o comportamento das populações naturais (DUPLISEA & BLANCHARD, 2005) em ambientes perturbados.

O conhecimento de como os organismos se distribuem no espaço e no tempo é o primeiro passo para se evidenciar padrões ecológicos de distribuição de espécies (MAGURRAN & DORNELAS, 2010). Estudos pretéritos que focaram na distribuição espacial são consideravelmente mais comuns do que aqueles realizados focando distribuições temporais das espécies (MAGURRAN, 2007), levando, como citado por White *et al.* 2010, a uma maior compreensão dos padrões espaciais, sendo que muitos dos principais conceitos e modelos ecológicos, mesmo baseados em fenômenos dinâmicos temporais, são geralmente testados com conjunto de dados espaciais (COLLINS *et al.* 2008). Magurran & Dornelas (2010) apontam como razão principal dessa disparidade a escassez de séries de dados temporais, decorrente da baixa atratividade das investigações em longo prazo e ao fato dessas pesquisas não se encaixarem em ciclos de subsídios das agências de financiamento, ou mesmo não abrangerem a carreira de um único pesquisador. Conjunto de dados que ultrapassam uma década de monitoramento são raros, ainda mais quando não sofreram nenhuma alteração na metodologia de coleta, tais como intensidade e intervalo de amostragem (WOLFE *et al.* 1987).

Outra dificuldade concernente aos estudos temporais é a escolha da métrica adequada para estimar a biodiversidade e as possíveis variações ao longo do período de estudo (BUCKLAND *et al.* 2005). Qualquer medida de diversidade pode ser plotada contra o tempo e seu padrão de variação pode ser caracterizado por uma mudança abrupta ou gradual no ambiente em questão (MAGURRAN, 2004; MAGURRAN *et al.* 2010). Por outro lado, como bem explanado e exemplificado por JOST (2006), há infindáveis índices que podem ser utilizados para se estimar a diversidade, sendo que o uso inadequado destes é frequente em trabalhos científicos, o que pode obscurecer os padrões em estudos de campo e impedir o progresso teórico em estudos de comunidades. Uma abordagem interessante é a utilização da série de Hill, que ordena os índices de diversidade em um *continuum* e permite atribuir pesos diferentes às espécies abundantes e raras (HILL, 1973).

O uso dessa série fornece uma visão clara da estrutura da comunidade, entretanto não quantifica as mudanças que ocorrem dentro das comunidades, como, por exemplo, o número de espécies eliminadas e substituídas por unidade de tempo (*turnover*) ou as mudanças na abundância relativa entre táxons. Variações temporais na composição específica de comunidades podem decorrer diretamente de alterações nos fatores abióticos do ambiente (DUNSON & TRAVIS 1991; HOULAHAN *et al.* 2007; VAN DER PUTTEN *et al.* 2010) e/ou de mudanças na ocorrência e na abundância de espécies (WHITE *et al.* 2006; MAGURRAN & HENDERSON, 2010).

A atual preocupação com a perda da biodiversidade e com a busca pela redução das taxas de extinção ressalta ainda mais a importância de séries de dados que permitam monitorar e avaliar mudanças ao longo do tempo em ambientes naturais (BUTCHART *et al.* 2010; MAGURRAN *et al.* 2010). Neste contexto, nós analisamos os resultados da captura acidental de organismos na pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* ao longo de treze anos de monitoramento em um importante ponto de pesca artesanal localizado na região sul do Brasil, buscando-se identificar padrões da distribuição das espécies e responder as seguintes perguntas:

H0<sub>1</sub>: Como sugerido por Werner, *et al.* (2007), Svensson *et al.* (2009), Korhonen *et al.* (2010) e Soininen (2010), o *turnover* de espécies apresenta ampla variação frente à distintos fatores espaciais, ambientais e antropogênicos, alterando significativamente a composição específica de comunidades naturais. Assim, buscamos responder a seguinte pergunta: Existe variação interanual na composição específica da comunidade ao longo dos anos?

H0<sub>2</sub>: De acordo com Hall (1999), em geral as pescarias causam impactos negativos na diversidade de comunidades em ecossistemas explorados. Portanto, esperamos analisar se:

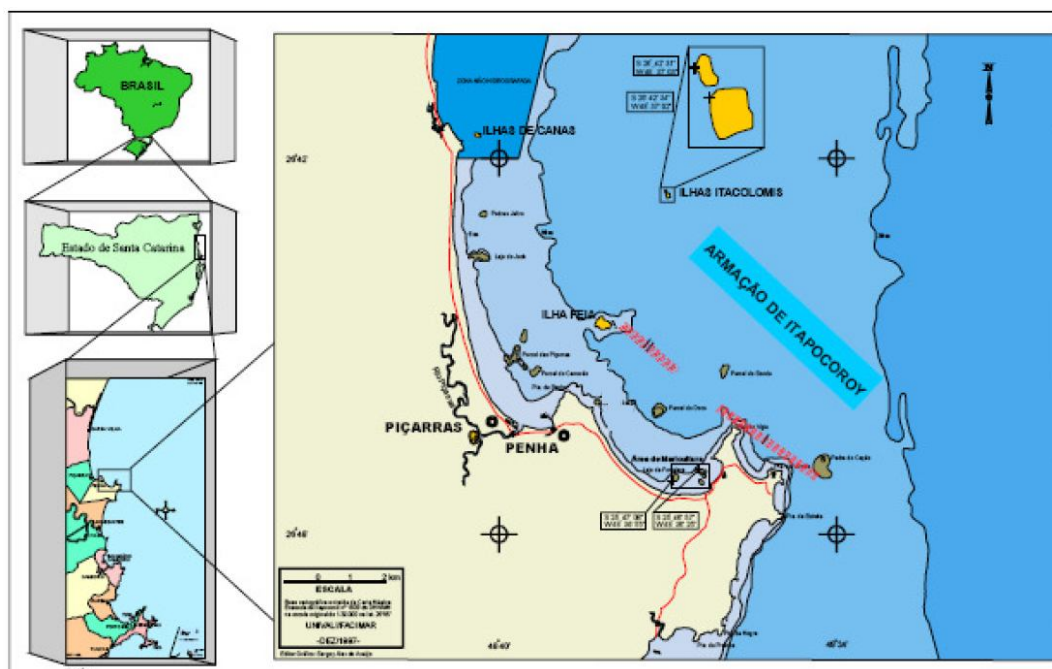


Existem tendências ou padrões que indiquem alterações na comunidade e deterioração ambiental ao longo dos anos frente ao impacto da pesca de arrasto na região?

## MATERIAL E MÉTODOS

### - Amostragens

Amostragens trimestrais foram conduzidas de julho de 1997 a julho de 2003, sendo interrompidas durante um ano e reiniciando-se novamente em julho de 2004 até junho de 2011. Durante esse período, foram monitorados dois pontos tradicionais da pesca camaroeira em Armação do Itapocoroy, município de Penha, no estado de Santa Catarina (**Figura 1**).



**Figura 1** – Mapa da área de coleta e locais de arrasto em Armação do Itapocoroy, município de Penha, Santa Catarina. \* os tracejados em vermelho indicam as áreas de arrastos

Uma baleeira simples com portas duplas para arrastos de fundo (GALBRAITH *et al.* 2004) tracionou por quinze minutos, a uma velocidade média de dois nós, as redes de malha de 3,0 cm na manga e corpo e de 2,0 cm no ensacador. Foram realizados dois arrastos em cada um dos pontos de amostragem e todo o material capturado foi armazenado em sacos plásticos e os mesmos dispostos em caixas térmicas com gelo.

### - Tratamento dos dados

Em laboratório, foram feitas as identificações dos componentes da fauna amostrada até o menor nível taxonômico possível, de acordo com a bibliografia específica

(FIGUEIREDO 1977; FIGUEIREDO & MENEZES 1978; FIGUEIREDO 1980; MENEZES & FIGUEIREDO 1980; PÉREZ FARFANTE & KENSLEY, 1997; MENEZES *et al.* 2000; COSTA *et al.* 2003), sendo, posteriormente, todos os organismos contados e pesados.

Como as coletas trimestrais tiveram início em julho de 1997, os anos analisados foram compostos por quatro campanhas: inverno (julho), primavera (outubro); verão (janeiro); outono (abril). Portanto, cada ano analisado compreendeu coletas realizadas em anos diferentes, mas que possuíram as quatro estações do ano (*i.e.* 1997-1998: inverno de 1997, primavera de 1997, verão de 1998 e outono de 1998). As matrizes de dados com as espécies e suas respectivas abundâncias resultantes de quatro amostragens trimestrais foram fundidas, resultando em matrizes anuais. A capturas por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e em biomassa (CPUE<sub>b</sub>) foram estimadas sazonalmente e, posteriormente, anualmente.

#### - Análises dos dados

Inicialmente, para conferir a efetividade dos esforços amostrais, ajustou-se uma curva-coletor, em que se leva consideração a abundância das espécies em cada uma das amostragens (MCCUNE & MEFFORD, 2011). A seguir, para caracterização da comunidade total amostrada em treze anos, as espécies foram classificadas em três quatro de acordo com suas presenças nas amostragens: Muito frequentes (MF: presente em mais de 70 % das amostragens), frequentes (F: presente em 40% até 69,99% das amostragens), pouco frequentes (PF: presentes em 20 até 39,99% das amostragens) e ocasionais (OC: presentes em menos que 20% das amostragens).

As espécies também foram classificadas quanto as suas abundâncias anuais e classificadas em raras e abundantes de acordo com a metodologia proposta por Siqueira *et al.* (2012), onde, por meio do ponto de inflexão da curva da abundância total das espécies, separou-se as espécies comuns (lado esquerdo do ponto de inflexão) das raras (lado direito do ponto de inflexão). O ponto de inflexão da curva foi determinado baseando-se no local em que a curva muda seu formato, passando de côncava para convexa ou de convexa para côncava, sendo que a posição exata da divisão é relativamente pouco importante, pois mudanças moderadas na abundância relativa não afetam a conclusão geral mesmo em ajustes de modelos (MAGURRAN, 2004; SIQUEIRA *et al.* 2012).

A observação do formato da curva rank-abundância foi utilizada para se evidenciar características da comunidade em questão, tais qual dominância, diversidade e riqueza de espécies (MAGURRAN, 2004).

Buscando-se responder a hipótese de existência de alterações nas composições específicas ao longo dos anos (*i.e.*  $H_{01}$ ), as diferenças na estrutura da comunidade foram testadas por meio da análise não-paramétrica de variância multivariada (PERMANOVA; fator = anos), com nível de significância  $\alpha=0,05$  e utilizando-se o programa Fortran Permanova (ANDERSON, 2001; McARDLE & ANDERSON, 2001). Nesta análise, utilizou-se o índice de Bray-Curtis calculado a partir da matriz de abundância normalizada pela raiz quadrada buscando aumentar a importância relativa das espécies raras (CLARKE *et al.* 2006). Observadas diferenças estatísticas, complementou-se a análise por meio de testes de comparações par a par permutando-se os dados brutos, sendo que em todos os testes, foi gerado um conjunto de 9.999 permutações (MANLY, 1997).

As médias das mudanças relativas nos ranks (MRS) de abundância das espécies entre os anos de estudo foram utilizadas para se rastrear mudanças na composição da comunidade e se estimar a intensidade dessas alterações entre anos consecutivos durante os treze anos de amostragem (COLLINS *et al.* 2008). Os valores estimados do MRS foram plotados contra seus respectivos períodos de tempo, sendo que um período equivale a dois anos de amostragem (*i.e.* Período 1 = 1° ano x dois ° ano, Período 2 = 2 ° ano x 3° ano, até Período 12 = 12 ° ano x 13 ° ano).

Por fim, para se checar a existência de tendências ou padrões que indiquem alterações nas comunidades ao longo dos anos ( $H_{02}$ ), estimou-se, anualmente, a riqueza de espécies da comunidade (S), o índice de Shannon-Winer ( $H'$ ) e o índice de dominância de Simpson (D) (MAGURRAN, 2004). A seguir, por meio de simples transformações matemáticas propostas por Hill (1973), estimou-se a série de Hill, que permite considerar medidas de diversidade relacionadas numericamente entre si em um *continuum*, atribuindo diferentes valores às espécies comuns e raras.

De posse dos valores anuais dos componentes da diversidade e das biomassas capturadas (CPUEb), foram ajustados modelos lineares simples destas variáveis em função do tempo e checados, individualmente, em relação à linearidade ( $p=0,05$ ) da regressão e quanto à existência de tendências ao longo do tempo de estudo, ou seja, se os coeficientes angulares das retas geradas pelo modelo apresentaram inclinação ( $b = 0$ ;  $p = 0,05$ ) (MOTULSKY, 2007; ZAR, 2007).

## RESULTADOS

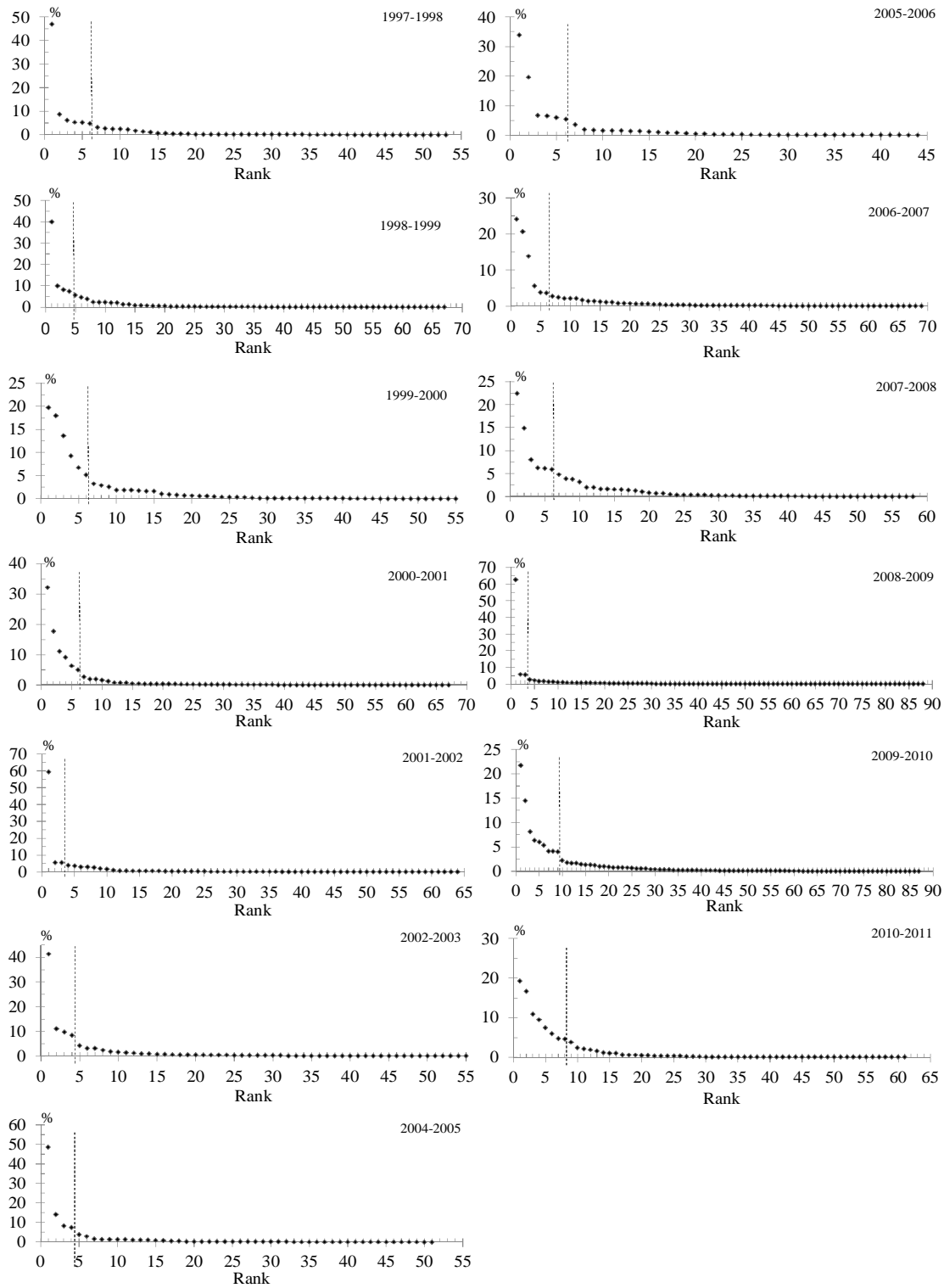
Durante os treze anos de monitoramento foram realizados 208 arrastos na área de estudo, sendo identificadas 150 espécies pertencentes a 75 famílias. A maioria das espécies

foi classificada como ocasionais (94 spp.) ou pouco frequentes (30 spp.) nas amostragens e quatorze foram frequentes e doze foram muito frequentes nas coletas (**Anexo 1**).

Quando analisadas as curvas rank-abundância anuais, notou-se que houve um grande predomínio de espécies que se situaram a direita do ponto de inflexão da curva, indicando que as capturas foram formadas por um grande contingente de espécies com baixas abundâncias (*i.e* raras) e por poucas espécies com elevada abundância (*i.e* comuns). De maneira geral, notou-se nas curvas rank-abundância que as elevadas abundâncias das espécies dominantes resultaram em consideráveis diferenças entre os pontos observados, gerando curvas deslocadas a esquerda e com um decaimento abrupto e uma longa extensão de pontos com valores do eixo y próximos a 0 (zero), especificidades estas que indicam comunidades com elevada dominância, baixa diversidade e elevada riquezas de espécies, sobretudo daquelas espécies que possuíram baixa abundância. Este padrão de queda brusca entre a espécie mais abundante e as demais foi mais evidente, respectivamente, nos anos de 2008-2009, 2001-2002 e 2004 – 2005, anos em que as características acima mencionadas foram mais pronunciadas. Por outro lado, nos anos de 2009-2010, 2010-2011, 2006-2007 e 2007-2008 as diferenças de abundância entre a espécie mais numerosa e as demais foram menores e as comunidades amostradas mais equitativas em termos numéricos, acarretando em curvas rank-abundância com um decaimento menos acentuado (**Figura 2**).

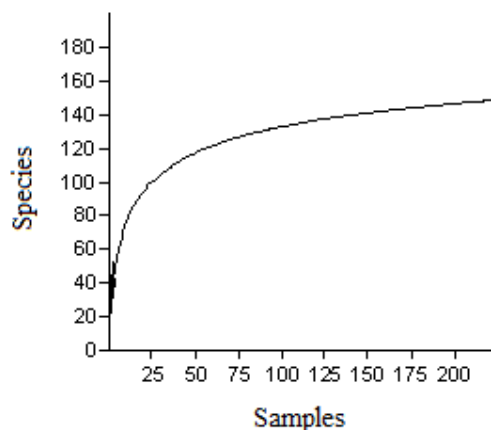
A análise das curvas rank-abundância evidenciou também que o número de espécies classificadas como abundantes foi baixo ao longo dos anos de estudo. As maiores quantidades ocorreram nos anos de 2009-2010 e 2010-2011 com 9 e 8 espécies respectivamente. Em outros cinco anos de amostragem observou-se que somente 6 espécies foram classificadas como abundantes. Já no restante dos anos foram registradas somente 4 ou 3 espécies comuns nas amostragens (**Figura 2**). Constatou-se que somente 18 das 181 espécies registradas ao longo dos treze anos de estudo foram consideradas como abundantes em Armação do Itapocoroy: *Bunodosoma caissarum* (Corrêa, 1964), *Olivancillaria urceus* (Röding, 1798) *Callinectes ornatus* (Ordway, 1863), *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888), *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), *Artemesia longinaris* (Bate, 1888), *Acetes americanus* (Ortmann, 1893), *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1785), *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758), *Isopisthus parvipinnis* (Cuvier, 1830), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (Metzelaar, 1919), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner, 1875), *Stellifer* spp., *Opisthonema oglinum* (Lesuer, 1818), *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911), *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) e *Porichthys porosissimus* (Cuvier 1829). Destas espécies, as que foram mais abundantes no

estudo foram, respectivamente *X. kroyeri*, *P. brasiliensis*; *A. longinaris*, *Stellifer* spp.; *P. muelleri* e o camarão *A. americanus*.



**Figura 2** – Curva de rank-abundância (%) dos peixes e macroinvertebrados bentônicos

A observação da curva-coletor estimada com o emprego do resultado dos 208 arrastos realizados na área de estudo evidenciou um crescimento acentuado do número de espécies identificadas nos 50 primeiros arrastos. A partir desse momento, houve uma desaceleração da curvatura, indicando uma proximidade com o valor assintótico da curva e que poucas espécies foram inseridas na comunidade em cada nova amostragem realizada (**Figura 3**).



**Figura 3** – Curva- coletor ajustada com os resultados provenientes dos arrastos sazonais realizados em Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, no período de julho de 1997 a julho de 2011.

Os componentes de diversidade da série de Hill apresentaram amplas variações ao longo do estudo (**Figura 4**). O  $N_0$ , que se refere à riqueza de espécies e atribui o mesmo valor às espécies raras e comuns, apresentou ampla variação no decorrer do estudo, sendo as maiores riquezas registradas nos anos de 2008-2009 (88 spp.) e 2009-2010 (87 spp.) e a menores nos anos de 2004 – 2005 (51) e 2005 – 2006 (44 spp.).

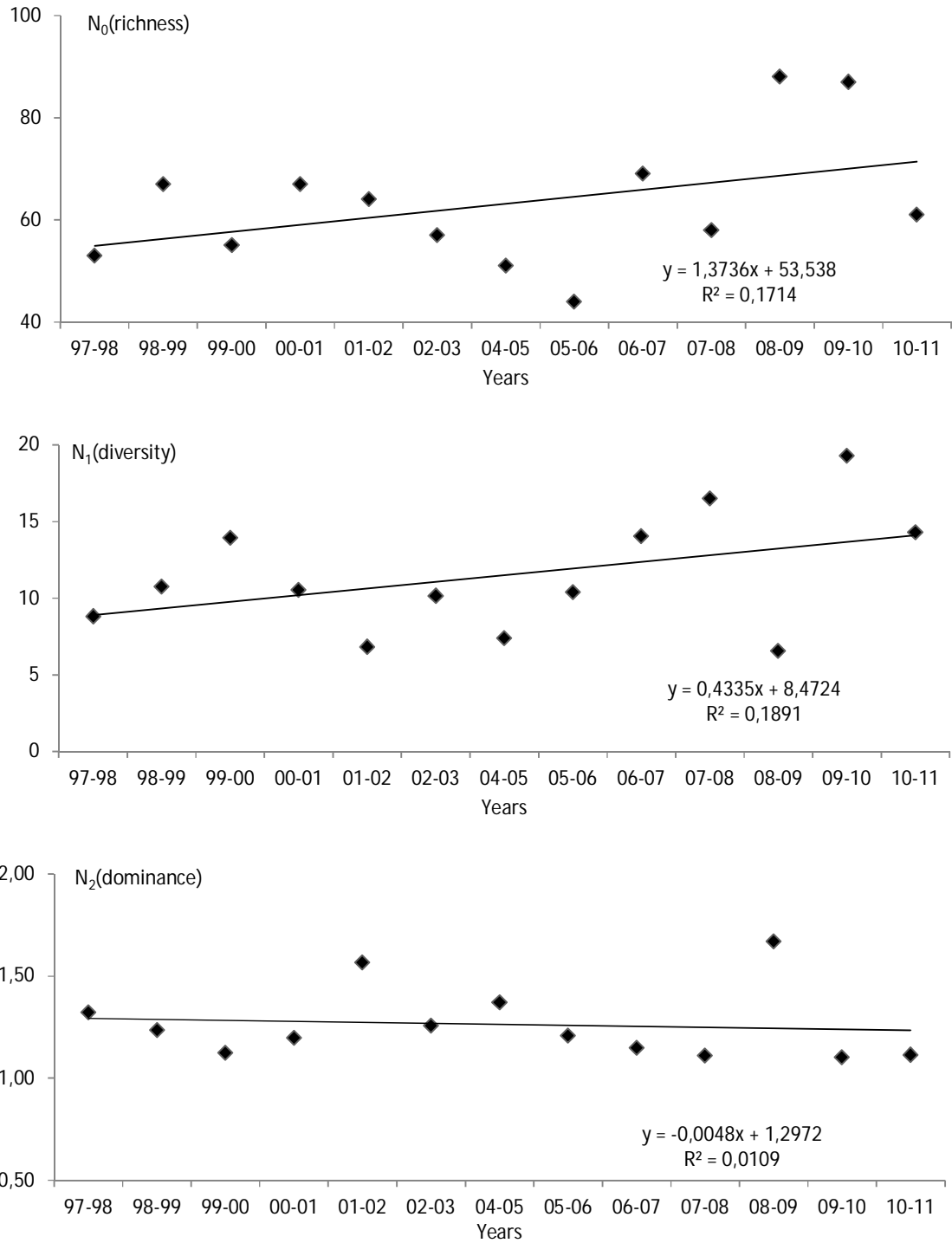
O  $N_1$  também apresentou oscilações no decorrer dos anos. As maiores diversidades ( $N_1$ ) ocorreram, respectivamente, nos anos de 2009-2010 (19,30) e 2007-2008 (16,53) e as menores em 2008-2009 (6,58), 2001-2002 (6,84) e 2004-2005 (7,40). A variação da do  $N_1$  foi distinta do  $N_0$  em alguns anos e similar em outros. Houve similaridade no padrão de variação entre  $N_0$  e  $N_1$  nos anos de 1997-1998, 1998-1999, 2005-2006, 2006-2007 e 2009-2010, denotando que a o número de espécie influenciou mais proeminentemente a diversidade nestes anos. Desigualdades no padrão entre  $N_0$  e  $N_1$  foram registradas entre os anos de 1999-2000, 2000- 2001 e, principalmente, no ano de 2008-2009, onde foram registrados, respectivamente, o maior e o menor valor desses componentes da biodiversidade. Nestes casos, o padrão de variação de  $N_1$  esteve atrelado, principalmente, ao  $N_2$  (dominância). No

ano de 2008-2009 a baixa diversidade registrada frente a elevada riqueza indicou que a comunidade apresentou baixa equitabilidade, o que pode ser constatado pela observação do elevado valor de  $N_2$  (recíproca do índice de Simpson) no período. Por outro lado, no ano de 2009-2010, o padrão foi distinto, com o  $N_0$  mantendo-se elevado e com aumento do  $N_1$  e queda do  $N_2$ , indicando que neste ano a comunidade apresentou elevada riqueza, diversidade e equitabilidade. Já no ano subsequente, de 2010-2011, a comunidade amostrada apresentou um decréscimo no  $N_0$ , acarretando em uma baixa do  $N_1$ , mesmo sendo registrada a menor dominância de espécies ( $N_2$ ) no período.

Dos componentes da biodiversidade analisados pela série de Hill, o  $N_2$  foi o que sofreu as menores variações no decorrer do estudo, apresentando uma amplitude pequena de 0,57 entre o maior valor registrado no ano de 2008-2009 (1,67) e o menor do ano de 2009-2010 (1,10), sendo que a grande maioria dos anos apresentou valores de  $N_2$  bastante próximos. A baixa variação de dominância aqui constatada indicou que houve uma constância no número de espécies com elevadas abundâncias nas amostragens, ou seja, que a participação das espécies dominantes foi similar no decorrer do estudo, corroborando a análise da curva de rank- abundância, que apontou para uma pequena quantidade de espécies tidas como abundantes nas amostragens anuais.

Quando ajustados em função do tempo, todos componentes da série de Hill não diferiram significativamente de um modelo linear, indicando que este modelo foi adequado para a regressão destas variáveis em função do tempo. Os valores obtidos para cada um dos componentes foram os seguintes:  $N_0$ :  $p = 0,87$ ;  $N_1$ :  $p = 0,29$ ;  $N_2$ :  $p = 0,90$ .

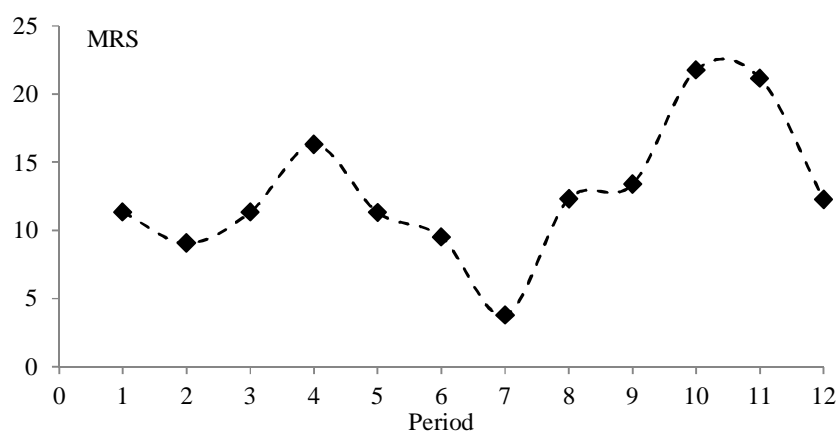
As retas geradas pelas regressões destes parâmetros em função do tempo (**Figura 4**) apresentaram padrão diferente no decorrer do estudo. O  $N_0$  e o  $N_1$  apresentaram um aumento, enquanto o  $N_2$ , um de decaimento ao longo dos anos. Entretanto, quando testados estatisticamente, não foi observada tendência de variação significativa no decorrer de estudo para nenhum deles ( $p \leq 0,05$ ), sendo os resultados obtidos pelo teste estatístico os seguintes:  $N_0$ :  $p = 0,17$ ,  $F = 2,28$ ,  $GL = 12$ ;  $N_1$ :  $p = 0,14$ ,  $F = 2,56$ ,  $GL = 12$  e  $N_2$ :  $p = 0,72$ ;  $F = 0,13$ ,  $GL = 12$ ).



**Figura 4** - Variação anual dos componentes da série de Hill estimada por meio da comunidade de peixes e macroinvertebrados bentônicos capturada como bycatch em Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina durante os treze anos de monitoramento. \* pontos são os valores observados e a reta indica o modelo linear ajustado.



A amplitude de variação dos valores da MRS em Armação do Itapocoroy indicou que houve elevada variação na composição específica da comunidade ao longo dos anos de monitoramento. No início do estudo (*i.e.* do período 1 a 6) a variação do MRS foi menos acentuada, indicando mudanças mais amenas na estrutura das comunidades entre os anos. No entanto, a partir do período 7, houve um grande acréscimo nos valores, indicando um elevado rearranjo de espécies e uma alta dinâmica na comunidade. Os máximos valores de MRS ocorreram nos períodos 10 e 11, respectivamente, e os MRS mais baixos foram registrados no período 7, 6 e 2 (**Figura 5**).



**Figura 5** - Variação das médias das mudanças do rank de abundâncias (MRS) entre os anos de estudo realizados em Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, durante os treze anos de monitoramento.

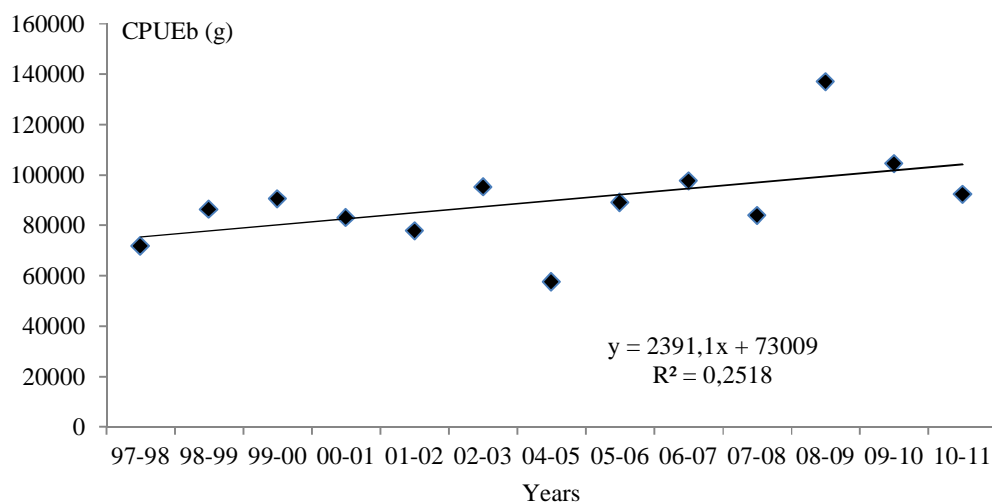
Quando testada estatisticamente a variação na composição específica da comunidade por meio da PERMANOVA, constataram-se diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) temporais na área de estudo (Tabela 1). O teste de comparação *a posteriori* da PERMANOVA indicou que houve diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) na composição específica entre todos os anos de monitoramento.

**Tabela 1** – Resultados da análise PERMANOVA aplicada sobre a estrutura da comunidade de peixes e macroinvertebrados bentônicos capturada como bycatch em Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. GL = Graus de Liberdade; SQ= Soma dos Quadrados; MQ = Média dos Quadrados; F = Valor de F no teste; P(perm) = Valor de P obtido por meio do teste de permutação. Valor em negrito indica significância estatística ( $p < 0,05$ ).

Factor	DF	SS	MS	F	p(perm)
Year	12	46966.81	6913.9	61.531	0,001
Residual	39	24807.29	636.08		
Total	51	71774.10			

A CPUE<sub>b</sub> apresentou baixa oscilação nos 6 primeiros anos de estudo, situando-se próxima a 8.000 g por ano. A partir do sétimo ano (*i.e* 2004-2005) houve uma maior variabilidade das biomassas, sendo que houve um decréscimo inicial nas capturas, onde foi atingindo a menor biomassa do estudo (57626,29 g). Entre 2005-2006 (89023,9 g) houve um notável aumento da biomassa, ocorrendo nos dois anos subsequentes valores próximos aos iniciais de estudo. Em 2008-2009 foi registrada a maior abundância do estudo (136976,39 g). Nos dois anos finais (2009-2010: 104391,4 g; 2010-2011: 92315,62 g) foi registrado uma nova queda da biomassa, entretanto tais valores estiveram acima dos anos iniciais de estudo (**Figura 6**).

A variação da biomassa em função do tempo foi testada quanto à linearidade, sendo constatado que os resultados de biomassa não diferiram estatisticamente de um modelo linear ( $p = 0,89$ ). Quando testada a hipótese de inclinação da reta pelo valor do coeficiente angular ( $b$ ) obtido por meio de regressão linear ajustada, observou-se que este não diferiu de 0 e que, portanto, não existiu tendência de aumento ou diminuição da biomassa no decorrer do estudo ( $p = 0,08$ ;  $F = 3,7$ ;  $GL = 12$ ).



**Figura 6** - Variação temporal da biomassa (CPUE<sub>b</sub>) da comunidade de peixes e macroinvertebrados bentônicos capturada como bycatch ao longo de treze anos de amostragem em Armação do Itapocoroy, município de Penha, Santa Catarina. \* pontos são os valores observados e a reta indica o modelo linear ajustado.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstraram que houve um elevado contingente de organismos capturados como fauna acompanhante, sendo este um padrão comum em arrastos camaroeiros, principalmente devido ao pequeno tamanho das malhas empregadas e, conseqüentemente, à baixa seletividade das redes nos arrastos camaroeiros (DAYTON *et al.*, 1995; KENNELLY, 1995; KELLEHER, 2005). Se por um lado esta baixa seletividade da arte de pesca empenhada acarreta em capturas desnecessárias, por outro lado se torna um amostrador de alta eficiência, possibilitando a captura de uma ampla gama de indivíduos. Tal fato, analisado em conjunto com o formato da curva-coletor, que denotou eficiência em nas amostragens, indicou que a área foi devidamente amostrada no período, aumentando a confiabilidade dos resultados aqui expostos.

Quando analisada a composição das amostragens realizadas pelos arrastos, observou-se que houve somente 12 espécies classificadas como comuns e também frequentes ou muito frequentes no decorrer do estudo: a água viva *B. caissarum*, o gastrópoda *O. urceus*, os siri *H. pudibundus* e *C. ornatus*, os camarões *P. muelleri*, *X. kroyeri*, *A. longemeris* e *A. americanus* e os peixes da *T. lepturus*, *I. parvipinnis*, *P. brasiliensis* e *Stellifer* spp.

De maneira geral, estas espécies possuem ampla área de ocorrência em regiões costeiras. Os camarões decapodas *A. longinaris* e *P. muelleri* são endêmicos do sudoeste do oceano atlântico (BOSCHI, 1997; D'INCAO, 1999). O *X. kroyeri* e o siri *C. ornatus*, apresentam uma maior distribuição geográfica, habitando águas desde a Carolina do Norte até o estado do Rio Grande do Sul no Brasil (WILLIAMS, 1984; D'INCAO *et al.* 2002), já *A. americanus*, ocorre de Porto Rico até o extremo sul brasileiro, no estado do Rio Grande do Sul (COSTA *et al.* 2003). O siri baú *H. pudibundus* se distribui no Oceano Atlântico Sul, do Sul dos Estados Unidos ao Sul do Brasil, e da Guiné à África do Sul (MELO, 1996). Com relação aos peixes, *T. lepturus* é uma espécie cosmopolita, distribuindo-se, no oceano Atlântico, do Canadá até a Argentina em diversas profundidades (MARTINS & HAIMOVICI, 1997; FROESE & PAULY, 2013). Dos peixes sciaenideos, *I. parvipinnis* ocorre da Costa Rica ao sul do Brasil, *P. brasiliensis* distribui-se por todo o litoral brasileiro, enquanto *Stellifer* spp. apresenta uma ampla distribuição geográfica, ocorrendo por todo o litoral atlântico americano (FROESE & PAULY, 2013). Mesmo com áreas de vida tão ampla, todas as espécies aqui discutidas têm como habitat preferencial, em alguma de suas fases ontogênicas, locais rasos, próximos à costa e com substrato arenoso/lamoso, sobrepondo áreas de pesca camaroeira, o que as torna recurso frequente no bycatch no litoral brasileiro (MENEZES &

FIGUEIREDO 1980; HAIMOVICI & MENDONÇA, 1996; GRAÇA-LOPES *et al.*, 2002; BRANCO & VERANI, 2006). Além de coexistirem nestas regiões, essas espécies têm outras características bioecológicas semelhantes, como serem todas generalistas, com exceção de *I. parvipinnis* que tem uma dieta mais restrita (ROMERO *et al.* 2008, e possuem mais do que um único evento reprodutivo ao longo do ano, o que possivelmente fornece vantagens ecológicas na área estudada (CHAO, 1978, DALL, 1990; D'INCAO & MARTINS, 2000; MARTINS & HAIMOVICI, 2000; BRANCO *et al.* 2002; BRANCO, 2005; BRANCO *et al.* 2005; BITTAR *et al.* 2009; COSTA *et al.* 2010; RODRIGUES-FILHO *et al.* 2011). Este padrão das espécies mais abundantes e frequentes possuem história de vida semelhante ao evidenciado por MAGURRAN & HENDERSON (2003) em estudo de longo prazo em um estuário britânico, sendo, de acordo com os autores, um método eficaz para separar a comunidade em dois componentes formados por espécies raras e comuns.

Além da identificação de um grupo de espécies abundantes e frequentes, foram registradas espécies que possuíram elevadas abundâncias somente em alguns anos de amostragem, sendo consideradas como abundantes nestes períodos, mesmo não sendo tão frequentes durante os treze anos de estudo. O exemplo mais acentuado desta situação ocorreu nas variações populacionais do sciaenideo *C. gracilicirrhus*, espécie que ocorreu em somente 27 % das amostragens, o que o classificou como pouco frequente (PF) ao longo do estudo. Ao observar as variações anuais desta população, notou-se que nos primeiros oito anos de amostragem, onde foram realizados 64 arrastos, a espécie ocorreu somente em 7 arrastos e sempre em baixa abundância, contabilizando-se somente 34 indivíduos. A partir daí, houve um aumento abrupto da população em nossas amostragens, sendo registrados 2.299 espécimes no nono ano, colocando a espécie como a primeira no rank de abundância no período. Nos anos subsequentes, a espécie foi frequente nos arrastos, mas houve um decréscimo de sua abundância, o que não a impediu de figurar no rank das mais abundantes conforme exposto a seguir: 649 indivíduos no 10º ano (4º rank das mais abundantes), 277 indivíduos no 11º ano (7º no rank), 118 indivíduos no 12º ano (24º no rank) e 49 indivíduos no 13º ano (19º no rank). *M. furnieri* e *O. oglinum* foram outras espécies que possuíram este padrão de serem pouco frequentes nas amostragens (PF) e apresentarem nestes períodos elevadas abundâncias, indicando, possivelmente, um padrão de agregação das populações quando capturadas. Estas agregações são recorrentes em eventos reprodutivos de peixes scienideos, família a qual pertencem *M. furnieri* e *C. gracilicirrhus*, principalmente nos períodos de primavera e verão (SOUSA & CHAVES, 2007, RODRIGUES-FILHO *et al.*, *in press*). No caso do clupeideo *O. oglinum*, em um estudo na plataforma continental do Golfo

do México, observou-se que, mesmo quando a espécie foi dominante entre outras trezentas espécies de peixes, houve um padrão de alta variação temporal da abundância naquela localidade (GARCIA *et al.* 1998). Os engraulídeos *Anchoviella lepidentostole* e *Lycengraulis grossidens* e o batracoidídeo *Porichthys porosissimus* também são espécies que apresentam oscilações entre altas e baixas abundâncias em estudos realizados por amostragens de arrastos no litoral de Santa Catarina (BRANCO & VERANI, 2006; BERNARDES-JUNIOR *et al.* 2011). Um fator em comum entre todas as espécies acima mencionadas e que pode explicar as altas abundâncias somente em determinados períodos são as táticas reprodutivas destas espécies, que as caracterizam como r-estrategistas (FROESE & PAULY, 2013). De acordo com Vazzoler (1996), pescarias baseadas em espécies r-selecionadas são caracterizadas por terem uma produção irregular com maior chance de sofrerem capturas muito altas ou muito baixas pelo fato de estarem mais suscetíveis a mudanças nas condições ambientais.

Outro padrão evidenciado em nosso estudo foi de espécies frequentes nas amostragens, mas que não estiveram entre as mais abundantes em nenhum dos anos de estudo. *Lolligunculla brevis* foi mais frequente e abundante nas amostragens que os demais indivíduos da classe cefalopoda, entretanto não esteve entre as espécies comuns nos arrasto em nenhum ano de amostragem. Esta espécie tem ampla distribuição geográfica e elevada resistência a diversas amplitudes de temperatura e salinidade, fator que confere vantagem em relação às outras espécies taxonomicamente semelhantes, entretanto, sua abundância é comumente limitada por águas rasas (BARTOL *et al.* 2002), o que pode ter sido um empecilho para maiores populações em nossa área de estudo. Outra espécie frequente nos arrasto, mas que não figurou entre as abundantes foi o linguado *S. tessellatus*, sendo também um recurso comum nos camaroeiros na região sul do Brasil, tendo sua abundância variando de alta (PINA & CHAVES, 2009), moderada (RODRIGUES-FILHO *et al. prelo*) e baixa (SCHARWZ *et al.* 2007), de acordo com o ponto de pesca e a época do ano em questão.

O montante de espécies raras e pouco frequentes nas amostragens foi elevado no decorrer de nosso estudo e, possivelmente, a raridade da maioria das espécies no bycatch reflete sua condição populacional no ecossistema analisado ou podem estar relacionadas com a ineficiência dos arrastos em capturar determinadas espécies (STOUBTZKI *et al.* 2001). Elevados contingentes de espécies raras são esperados em amostragens mais completas e com baixa seletividade (CHAO *et al.* 2009) e a presença de tais táxons nas amostragens em Armação do Itapocoroy colaboraram notadamente com uma fração constante da riqueza total ao longo dos anos, confirmando o evidenciado por Magurran & Henderson (2003) em

estudo de longa duração realizado em um estuário britânico, que observaram que as espécies raras estiveram relacionadas à manutenção dos valores de riqueza da comunidade, enquanto que as espécies residentes e que compõem o *core* principal da comunidade são responsáveis pela manutenção da estrutura e das funções das comunidades bióticas (GASTON & FULLER, 2008; MAGURRAN & HENDERSON, 2010). Os resultados aqui obtidos corroboram a tais constatações, pois as espécies dominantes mantiveram-se durante os treze anos e possuíram participação efetiva na manutenção da biomassa no ambiente de estudo.

Pelo fato das comunidades não serem unidades fechadas, muitas espécies aparecem uma única vez ou eventualmente nas coletas (FISHER *et al.* 1943, MELO, 2004). A variação na abundância e, conseqüentemente, na importância relativa das espécies na comunidade, é um assunto que vêm ganhando considerável atenção ultimamente (COLLINS *et al.* 2008; MAGURRAN & HENDERSON, 2010; MAGURRAN *et al.* 2010; GOTELLI *et al.* 2010). A quantificação dessa dinâmica interna demanda métodos analíticos que rastreiem as espécies e sua contribuição na comunidade, ou seja, que acompanhem as variações de abundância das espécies residentes e o fluxo de espécies menos frequentes nas amostras. Em nosso estudo, registrou-se, de maneira geral, que os valores de MRS foram consideravelmente superiores aos apresentados no trabalho de Collins *et al.* 2008 em comunidades vegetacionais terrestres. Magurran & Henderson (2010) utilizaram a mesma metodologia para rastrear os rearranjos temporais de espécies em ictiofauna estuarina e observaram que o MRS situou-se próximo de 5, sendo que, ao longo de trinta anos, este valor jamais ultrapassou o valor estimado de 10. A estimativa do MRS apresentou uma amplitude elevada em nossos resultados, sendo os menores valores obtidos do MRS de 3,76 (Período 7) e os maiores de 21,8 e 21,16 nos períodos 10 e 11, respectivamente. Esta alta variabilidade na composição específica anual e o rearranjo específico da comunidade foram corroboradas pelas diferenças estatísticas reveladas pela análise PERMANOVA entre todos os anos de coleta, sendo que o uso desta análise mostrou ser uma ferramenta de grande valia para ser utilizada em conjunto à MRS, pois fornece significância estatística as variações internas (i.e *espécies*) constatadas.

Avaliando-se as composições das comunidades amostradas em Armação do Itapocoroy ao longo dos anos, observou-se que o fluxo de entrada e saída de migrantes foi mais proeminente nas espécies classificadas como raras, sendo que grande parte das espécies ocorreram em poucas amostragens. Entretanto, a presença de algumas espécies com abundâncias altas e moderadas somente em determinados anos de estudo e baixas nos demais, como as já mencionadas *C. gracilicirrus*, *M. furnieri* e *O. oglinum*, fornecem respaldo para se afirmar que o fluxo de migração ocorreu em grande parte da comunidade. Quanto às

12 espécies classificadas como comuns e abundantes, as elevadas variações populacionais e alternâncias da importância relativa destas espécies na comunidade contribuíram intensivamente no rearranjo estrutural e na formação das comunidades distintas evidenciadas pelas metodologias aqui aplicadas.

Em Armação do Itapocoroy, a elevada dinâmica interna da comunidade revelada pelos resultados obtidos por meio do MRS e da PERMANOVA, pode estar relacionada ao impacto causado pela pesca camaroeira na área, pois, de acordo com TUCK et al. (1998), os arrastos de fundo são um exemplo de distúrbio físico que causa alterações na composição da comunidade. Aparentemente, a captura e a retirada constante de indivíduos do ecossistema pelas pescarias efetuadas na área possibilitam um elevado fluxo de espécies e a ocupação de nichos ecológicos disponíveis, pois as espécies que declinam podem ser substituídas por outras que desempenham função redundante nos ambientes (LAWTON & BROWN 1993; SRIVASTAVA & VELLEND, 2005; LOREAU, 2010), formando-se novos padrões de distribuição ao longo dos anos.

Os formatos das curvas de rank-abundância indicaram que as comunidades capturadas anualmente, de maneira geral, possuíram alta dominância e baixa diversidade, ainda que detectada elevada riqueza (principalmente de espécies raras), sendo este um padrão esperado para uma área perturbada por distúrbios ecológicos (WARNICK, 1986). As acentuadas mudanças na composição da comunidade, principalmente nos anos finais de estudo refletiram em alterações nos valores dos índices que descrevem a estrutura da comunidade (*i.e* série de Hill). Mesmo que não se tenha detectado padrões de variação significativos estatisticamente, notou-se que houve ampla variação entre os anos e que as comunidades amostradas aparentemente apresentaram um leve aumento dos valores de  $N_0$  (riqueza) e  $N_1$  (diversidade) e um decaimento do  $N_2$  (maior ênfase em espécies dominantes), o que denotaria, com o passar dos anos, uma comunidade com maior número de espécies, mais diversa e com uma menor dominância de poucas espécies. Estes resultados gráficos da série de Hill são similares aos das curvas rank-abundância, que nos últimos anos de estudo, principalmente em 2009-2010 e 2010-2011, apresentam quedas menos abruptas entre o primeiro ponto e os demais, mostrando uma maior equitabilidade e diversidade das comunidades. Estas alterações na estrutura são recorrentes em sistemas ecológicos (SCHEFFER *et al.* 2001) e, frequentemente, são desencadeadas por atividades humanas (LADE *et al.* 2013). Em nossa área de estudo um possível fator que pode estar atrelado às amplas variações nos descritores da comunidade é a instauração de um período de defeso a partir do ano de 1999. Mesmo direcionado a proteção da espécie alvo das pescarias *X. kroyeri*,

o defeso proibi a pesca de arrasto, fazendo com que todas as espécies capturada incidentalmente também estejam protegidas por cerca de 3 meses ao ano. O fato do período de defeso ter sido alterado quatro vezes desde sua instauração em 1999 até 2008 por conta de interesses de pescadores, da sociedade científica e dos órgãos públicos (PEREZ *et al.* 2001; D'INCAO *et al.*, 2002; BRANCO, 2005; GRAÇA LOPES *et al.*, 2007, CATTANI *et al.* 2012) talvez não permitiu que ocorressem alterações mais acentuadas e, conseqüentemente, que fossem evidenciadas tendências mais perceptíveis na estrutura do ecossistema.

Nas pescarias camaroeiras ocorre uma ampla captura incidental de espécies não alvo e o conseqüente descarte desses organismos constituem um dos principais problemas ambientais que a atividade pesqueira mundial enfrenta atualmente (PASCOE & REVILL, 2004, EAYERS, 2007). Fogarty & Murawski (1998), afirmaram que a pesca em ambientes marinhos pode resultar em substituições de espécies com pequenas alterações na biomassa total de peixes, o que aparentemente corrobora aos resultados obtidos em nosso período de amostragem, onde a biomassa total de indivíduos capturados anualmente apresentou padrão semelhante aos dos descritores da comunidade, com a análise gráfica apresentando um aumento não constatado pela análise estatística, indicando que não houve tendência significativa na área de estudo. Outra possibilidade de interpretação para estes resultados, contextualizando as características das comunidades (*i.e.*: dominância e baixa diversidade) aqui amostradas e o fato de termos amostrado a área somente na presença do impacto da pesca, seria que os resultados de biomassa, mesmo não apresentando tendência de decaimento, estão aquém da produtividade do ecossistema, visto que há uma relação positiva entre a diversidade e a biomassa, tanto em ambientes terrestres (KUTIEL & DANIN 1987; CUEVAS *et al.* 1991; SYMSTAD *et al.* 1998) como em aquáticos (DUPLISEA *et al.* 1997; DUPLISEA, & BLANCHARD, 2005). Entretanto, para se confirmar essa hipótese seria necessário um novo delineamento experimental e o uso de metodologias mais específicas e distintas das quais foram aqui empregadas.

Dessa forma, a compilação de nossos resultados sugere que, ao longo dos treze anos de estudo, a comunidade de macroinvertebrados e peixes capturados como bycatch em Armação do Itapocory apresentou elevada dominância de poucas espécies, alta riqueza e uma baixa diversidade, resultante da distribuição desigual das espécies (equitabilidade), características que denotam um ambiente com baixas condições ambientais. Além disso, identificou-se que a comunidade foi formada por quatro diferentes grupos: um grande grupo com espécies infrequentes e com baixa abundância, um pequeno grupo de espécies infrequentes e com elevada abundância, um pequeno grupo de espécies frequentes e com



baixa abundância e um pequeno grupo de espécies abundantes e frequentes nas amostragens, sendo que a migração e a variação nas abundâncias populacionais (principalmente daquelas mais comuns) resultaram em novos rearranjos das composições específicas, gerando comunidades distintas e com oscilações em parâmetros emergentes de comunidades ao longo dos anos de estudo, tais quais riqueza, diversidade, dominância e biomassa total, sem serem detectadas tendências temporais de melhoria ou perda da qualidade ambiental na área estudada.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores gostariam de agradecer ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos e ao Departamento de Graduação, Pesquisa e Extensão da Universidade do Vale do Itajaí pelo suporte na pesquisa. Também ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa) pelas bolsas de doutorado de Jorge Luiz Rodrigues Filho e as bolsas produtividades dos pesquisadores José Roberto Verani e Joaquim Olinto Branco.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ANDERSON, MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46

ANDERSON, MJ. 2005. *PERMANOVA: a fortran Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance*. Auckland, Department of Statistics, University of Auckland, 24p.

BARTOL, I.K., R. MANN and M VECCHIONE. 2002. Distribution of the euryhaline squid *Lolliguncula brevis* in Chesapeake Bay: effects of selected abiotic factors. *Marine Ecology Progress Series*. 226:235-247.

BEGON, M., MORTIMER, M., and THOMPSON, D J. 1996, *Population Ecology: a unied study of animals and plants*. 3rd ed. Blackwell Science, Cambridge, Mass.

BERNARDES JÚNIOR, J. J.; RODRIGUES FILHO, J. L.; BRANCO, J. O. & VERANI, J.R. 2011. Spatiotemporal variations of the ichthyofauna structure accompanying the seabob shrimp

Xiphopenaeus kroyeri (Crustacea: Penaeidae) fishery, in important fisheries areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia* 28(2): 151-164

BITTAR, V.T.; B.F.L. CASTELLO & A.P.M. DI BENEDITTO. 2008. Hábito alimentar do peixe-espada adulto, *Trichiurus lepturus*, na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biotemas* 21 (2): 83-90.

BOSCHI, E.E. 1997. Las pesquerías de crustáceos decápodos en el litoral de la República Argentina. *Investigaciones Marinas, Valparaiso*, 25: 19-40.

BRANCO, JO.; LUNARDON, MJ.; VERANI, JR.; SCHVEITZER, FX. & VALE, WG. 2002. Natural diet of *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Portunidae) in the Itapocoroy inlet, Penha, SC, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, 45 (1): 35-40

BRANCO, JO. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, PR. 22 (4): 1050-1062.

BRANCO, JO. & VERANI, JR., 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão-sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2), 381-391.

BUCKLAND, ST. *et al.* 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans.R.Soc.B.* 243–254

BUTCHART, SHM. *et al.* 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168.

CATTANI, A. P. ; BERNARDO, C. ; MEDEIROS, R. P. ; SANTOS, L.O. ; SPACH, H. L. 2012. Avaliação de dispositivos para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão-sete-barbas. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 28, p. 333-348.

CHAO, A., COLWELL, R.K., LIN, C.W. & GOTELLI, N.J. 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology* 90, 1125–1133.

CHAO A, CHIU C-H, JOST L. 2010. Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Phil Trans Roy Soc B* 365: 3599–3609.

CLARKE, K.R., CHAPMAN, M.G., SOMERFIELD, P.J. & NEEDHAM, H.R. 2006. Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Marine Ecology Progress Series* 320: 11-27

COSTA, R.C.; A. FRANSOZO; G.A.S. MELO & F.A.M. FREIRE. 2003. Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 3 (1): BN01503012003. Available online at: <http://www.biotaneotropica.org.br>

COSTA, R. C.; BRANCO, J. O.; MACHADO, I. F.; CAMPOS, B. R. & AVILA, M. G. 2010. Population biology of shrimp *Artemesia longinaris* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) from the southern coast of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90 (4), 663–669.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PAUELO, J., *et al.* 1997. *Nature* 387, 253–260.

COLLINS, S. *et al.* 2008 Rank clocks and plant community dynamics. *Ecology* 89, 3534–3541

CHAO, L.N. 1978. A basis for classifying western Atlantic Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). *NOAA Technical Report Circular-* 415p.

CUEVAS E, BROWN S, LUGO AE., 1991. Above- and belowground organic matter storage and production in a tropical pine plantation and a paired broadleaf secondary forest. *Plant Soil* 135: 257–268

DARWIN, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. London, UK: John Murray.

DAILY, GC. (ed.), 1997a: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Systems*. Island Press, Washington, DC, 392 pp

DAYTON, PK., SF. THRUSH, MT. AGARDY and RJ. HOFMAN, 1995. Viewpoint: environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 5: 205–232.

DALL, W.; HILL, B. J.; ROTHILSBURG, P. C.; & STAPLES D. J. 1990. The biology of the Penaeidae. In *Advances in Marine Biology*, Ed. by J. H. S. Blaxter & A. J. Southward. Academic Press, San Diego. 27, 489 p.

D'INCAO, F. 1999. Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). p. 271-299. In: BUCKUP, L. & BOND-BUCKUP, G. (eds), *Os camarões do Rio Grande do Sul*. Editora da Universidade, Porto Alegre

D'INCAO, F. & MARTINS, STS. 2000. Brazilian species of the genera *Acetes* H. Milne Edwards, 1830 and *Peisos* Burkenroad, 1945 (Decapoda: Sergestidae). *Journal of Crustacean Biology*, Lawrence, v. 2, p. 78-86.

D'INCAO, F.; VALENTINI, H. RODRIGUES, L.F. 2002 Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. 1965-1999. *Atlântica*, 24(2): 103-116.

DOAK, DF., BIGGER, D., HARDING, EK., MARVIER, MA., O'MALLEY, RE. & THOMSON, D. 1998. The statistical inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. *Am. Nat.* 151, 264–276.

DUNSON, W. A. & TRAVIS, J. 1991 The role of abiotic factors in community organization. *Am. Nat.* 138, 1067–1091

DUPLISEA DE, KERR SR and DICKIE LM. 1997. Demersal fish biomass size spectra on the Scotian Shelf, Canada: species replacement at the shelfwide scale. *Can J Fish Aquat Sci* 54:1725–1735.

DUPLISEA, DE. and BLANCHARD, F. 2005. Relating species and community dynamics in an heavily exploited marine fish community. *Ecosystems* 8, 899–910

EHRlich, PR. & WILSON, EO. 1991. Biodiversity studies: Science and Policy. *Science* 253: 758-762.

EAYRS, S. 2007. *A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries*. Revised edition. FAO, Rome, 108 p.

FIGUEIREDO, JL. 1977. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 104p

FIGUEIREDO, JL. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2)*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90p

FIGUEIREDO, JL. & MENEZES, N. 1978. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1)*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 110p.

FISHER, RA., CORBET, AS. & WILLIAMS, CB. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*. 12(1):42-58.

FOGARTY, MJ. & MURAWSKI, SA. 1998. Large-scale disturbance and the structure of marine systems: fishery impacts on Georges Bank. – *Ecol. Appl.* 8: S6–S22.

GALBRAITH, RD., RICE, A. & STRANGE, ES. 2004. An introduction to commercial fishing gear and methods used in Scotland. Fisheries research services, Scottish *Fisheries information pamphlet*, 25, 1- 43.

GASTON, KJ. & FULLER, RA. 2008 Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 14–19.

GOTELLI, NJ. DORAZIO, RM. ELLISON, AM. & GROSSMAN, GD. 2010. Detecting temporal trends in species assemblages with bootstrapping procedures and hierarchical models. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365:3621-3631.

GRAÇA-LOPES, R.; TOMÁS, ARG.; TUTUIS, LS., SEVERINO-RODRIGUES, E. & PUZZI, A., 2002. Fauna acompanhante da pesca camaroeira no litoral do estado de São Paulo, *Brasil. Boletim do Instituto de Pesca*, 28(2), 173-188.

GRAÇA-LOPES, R.; SANTOS, E.P. dos; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BRAGA, F.M. de S.; PUZZI, A. 2007 Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 33(1): 63–84.

HAIMOVICI, M. & MENDONÇA, J.T. 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica*, 18:143-160.

HALL, SJ. 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Blackwell, Oxford. 200 pp.

HILL, MO. 1973 Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54, 427–431.

HOULAHAN, JE. *et al.* 2007 Compensatory dynamics are rare in natural ecological communities. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 104, 3273–3277.

HUTCHISON, GE. 1978, *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven

JOST, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363–375. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

KENNELLY, SJ., 1995. The issue of bycatch in Australia's demersal trawl fisheries. *Rev. Fish Fish.* 5: 213–234.

KELLEHER, K., 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 470. FAO, Rome: 131 pp.

KORHONEN, JJ, SOININEN J and HILLEBRAND H. 2010. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology* 91: 508–517.

KUTIEL P, DANIN A. 1987. Annual-species diversity and aboveground phytomass in relation to some soil properties in the sand dunes of the northern Sharon Plains, Israel. *Vegetatio* 70: 45–49.

LADE, S. J.; TAVONI, A. ; LEVIN, S. A. & SCHLÜTER, M. 2013. Regime shifts in a social-ecological system. *Journal of Theoretical Ecology* 6(3), 359-372.

LAWTON, JH. & BROWN, VK. 1993. Redundancy in ecosystems. In: SCHULZE, ED & MOONEY, H. A. (eds), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, pp. 255–270.

LOREAU, M. 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365 : 49–60.

MACARTHUR, RH. and WILSON, EO .1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press

MANLY, BFJ. 1997. *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*, Second Edition, Chapman & Hall, London.

MAGURRAN, AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, UK: Blackwell Science

MAGURRAN, AE. 2007. Species abundance distributions over time. *Ecology Letters* 10:347–354.

MAGURRAN, AE. & DORNELAS, M. 2010 Biological diversity in a changing world. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 3593–3597.

MAGURRAN AE, BAILLIE SR, BUCKLAND ST *et al.* (2010) Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 574–582.

MAGURRAN, AE. & HENDERSON, PA. 2003 Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422, 714–716.

MAGURRAN, A. & HENDERSON, P. 2010. Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365, 3611–3620

MARGALEF R. 1974. *Ecología*. Omega, Barcelona.

MARTINS, A. S.; HAIMOVICI, M. 1997. Distribution, abundance and biological interactions of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Fisheries Research*, 30: 217-227

MARTINS, A. S.; HAIMOVICI, M. 2000. Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Scientia Marina*, 64 (1): 97-105.

MCARDLE, BH. & ANDERSON, MJ. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290-297.

McCUNE, B. & MEFFORD, M.J., 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A

MELO, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Plêiade/FAPESP, São Paulo.

MELO, AS. 2004. A critic of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness in assemblages. *Community Ecol.* 5(2):149-157.



- MENEZES, N. & FIGUEIREDO JL. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.
- MENEZES, N. & FIGUEIREDO JL. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.
- MENEZES, NA., BUCKUP, PA, FIGUEIREDO, JL & MOURA, RL. 2003. *Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 160p.
- MENEZES, NA. & FIGUEIREDO, J.L., 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. São Paulo, Museu de Zoologia - USP, 90 pp. v. 3: Teleostei 2.
- MOTULSKY, HJ. 2007. *Prism 5 Statistics Guide*. San Diego, CA: GraphPad Software Inc;.
- MUTSHINDA, CM, O'HARA, RB. & WOIWOD, IP. 2009. What drives community dynamics? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 2923–2929.
- ODUM, EP. 1959. *Fundamentals of ecology*. 546 p. W.B. Saunders Co. Philadelphia and London
- PASCOE, S. & REVILL, A. 2004. Costs and Benefits of Bycatch Reduction Devices in European Brown Shrimp Trawl Fisheries. *Environmental and Resource Economics* 27: 43–64, Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.
- PÉREZ FARFANTE, I. & KENSLEY, 1997. Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World. Keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, Paris, V.175, 233p.
- PINA, JV. & CHAVES, P., 2009. Incidência da pesca de arrasto camaroeira sobre peixes em atividade reprodutiva: uma avaliação no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Atlântica*, 31, 99-106.
- RICKLEFS, RE. 2009. *The economy of nature*, 6 th edition. W.H. Freeman and Company, New York, NY.

RODRIGUES-FILHO, J.L.; VERANI, J.R.; PERET, A.C.; SABINSON, L.M. and BRANCO, J.O., 2011. The influence of population structure and reproductive aspects of the genus *Stellifer* (Oken, 1817) on the abundance of species on the southern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Biology*, 71(4), 991-1002.

RODRIGUES-FILHO, JL, BRANCO, JOB, MONTEIRO, HS., VERANI, JR. & BARREIROS, JP. Seasonality of ichthyofauna bycatch in shrimp trawls from different depth strata in the southern brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, In-Press.

ROMERO, RM., Moraes, LE., Santos, MN., Rocha, GRA; Cetra, M. 2008. Biology of *Isopisthus parvipinnis*: an abundant sciaenid species captured bycatch during sea-bob shrimp fishery in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol.6, n.1, pp. 67-74.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; FOLEY, JA.; FOLKE, C. & WALKER, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591–596

SCHWARTZ, MW., BRIGHAM, CA., HOEKSEMA, JD., LYONS, KG., MILLS, MH. & VAN MANTGEM, PJ. 2000 Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation biology. *Oecologia* 122, 297–305.

SCHWARZ JR., R.; FRANCO, ACNP., SPACH, HL., SANTOS, C., PICHLERAND, HA. & QUEIROZ, GMLN., 2007. Variação da estrutura espacial da ictiofauna demersal capturada com rede de arrasto de porta na Baía dos Pinheiros, PR. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33(2), 157-169.

SIQUEIRA, T., BINI, L.M., ROQUE, F.O., PEPINELLI, M., RAMOS, R.C., MARQUES COUCEIRO, S.R., TRIVINHO-STRIXINO, S. & COTTENIE, K. 2012 – Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35:183-192

SOININEN, J. 2010. Species turnover along abiotic and biotic gradients – patterns in space equal patterns in time? *Bioscience* 60: 433-439.

- SOUZA, L.M. & CHAVES, P.T., 2007. Atividade reprodutiva de peixes (Teleostei) e o defeso da pesca de arrasto no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4), 1113-1121.
- SRIVASTAVA, DS. & VELLEND, M. 2005 Biodiversity-ecosystem function research: is it relevant to conservation? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36, 267–294.
- SVENSSON, JR., LINDEGARTH, M. and PAVIA. H. 2009. Equal rates of disturbance cause different patterns of diversity. *Ecology* 90:496-505.
- SYMSTAD AJ, TILMAN D, WILSON J and KNOPS JMH. 1998. Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *Oikos* 81:389–397
- TUCK, I. D., HALL, S. J., ROBERTSON, M. R., ARMSTRONG, E. & BASFORD, D. J. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series* 162:227–242
- VAN DER PUTTEN, WH., M. MACEL, & ME. VISSER. 2010. Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365: 2025-2034.
- VITOUSEK, PM., MOONEY, HA. LUBCHENCO, J. & MELILLO, JM. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499
- WARWICK RM., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92:557-562
- WERNER, EE. *et al.* 2007. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos* 116, 1713–1725
- WHITE, EM., WILSON, J C. and CLARKE, AR. 2006 Biotic indirect effects: a neglected concept in invasion biology. *Divers. Distrib.* 12, 443–455.

WHITE, EP., MORGAN, S. K. ERNEST, PB. ADLER, AH. HURLBERT and LYONS, SK. 2010. Integrating spatial and temporal approaches to understanding species richness. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365, 3633–3643 doi:10.1098/rstb.2010.0280.

WILLIAMS AB. 1984. *Shrimps, Lobsters, and Crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press, Washington DC. 550 p.

WOLFE, DA., CHAMP, MA., FLEMER, DA. and MEARNNS, AJ. 1987. Long-term biological data sets: their role in research, monitoring, and management of estuarine and coastal marine systems. *Estuaries* 10, 181–193

ZAR, JH. 2007. *Biostatistical analysis*. 5<sup>th</sup> edition, New Jersey, Prentice Hall, 944p.

**Anexo 1** - Relação das espécies de peixes e macroinvertebrados e suas respectivas frequências de ocorrência por local coleta, durante o período entre os anos de 1996 a 2010. As espécies foram agrupadas em: Muito Frequentes (MF  $\geq$  70%); Frequentes ( $40\% \leq F < 70\%$ ); Pouco Frequentes ( $20\% \leq PF < 40\%$ ) e Ocasional (OC  $< 20\%$ ).

Família/Espécies	Frequência	Família/Espécies	Frequência
<b>Cnidaria/ Anthozoa</b>		<b>Actinopiterigii</b>	
<b>Actiniidae</b>		<b>Elopidae</b>	
<i>Bunodosoma caissarum</i> Corrêa, 1964	MF	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1776	OC
<b>Renillidae</b>		<b>Muraenidae</b>	
<i>Renilla muelleri</i> Kölliker, 1872	PF	<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	PF
<b>Cnidaria/ Hydrozoa</b>		<b>Ophichthidae</b>	
<b>Olindiidae</b>		<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	PF
<i>Olindias sambaquiensis</i> F. Müller, 1861	OC	<b>Congridae</b>	
<b>Aequoridae</b>		<i>Conger orbignianus</i> Valenciennes, 1837	OC
<i>Rhacostoma atlantica</i> L. Agassiz, 1850	OC	<b>Pristigasteridae</b>	
<b>Cnidaria/ Cubozoa</b>		<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	F
<b>Chirodropidae</b>		<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	OC
<i>Chiropsalmus quadrumanus</i> (Müller, 1859)	PF	<b>Engraulidae</b>	
<b>Cnidaria/ Scyphozoa</b>		<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	F
<b>Lychnorhizidae</b>		<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	OC
<i>Lychnorhiza lucerna</i> Haeckel, 1880	OC	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	OC
<b>Mollusca/ Gastropoda</b>		<i>Lycengraulis grossidens</i> Agassiz, 1829	OC
<i>Buccinanops gradatum</i> (Deshayes, 1844)	MF	<b>Clupeidae</b>	
<b>Strombidae</b>		<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	PF
<i>Strombus pugilis</i> (Linnaeus, 1758)	OC	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesuer, 1818)	OC
<b>Olividae</b>		<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	OC
<i>Olivancillaria urceus</i> (Röding, 1798)	MF	<b>Ariidae</b>	
<b>Aplysiidae</b>		<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	OC
<i>Aplysia brasiliensis</i> Rang, 1828	OC	<i>Genidens genidens</i> (Valenciennes, 1839)	PF
<b>Mollusca/ Bivalvia</b>		<i>Genidens barbatus</i> (Lacépède, 1803)	PF
<b>Arcidae</b>		<b>Phycidae</b>	
<i>Anadara brasiliensis</i> (Lamarck, 1819)	OC	<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	OC
<b>Veneridae</b>		<b>Ophidiidae</b>	
<i>Chione cancellata</i> (Linnaeus, 1767)	OC	<i>Ophidion holbrookii</i> Putnam, 1874	OC
<i>Pitar arestus</i> (Dall & Simpson, 1901)	OC	<b>Batrachoididae</b>	
<b>Mollusca/ Cephalopoda</b>		<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier 1829)	PF
<b>Loliginidae</b>		<b>Ogcocephalidae</b>	
<i>Loligo plei</i> Blainville, 1823	PF	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<i>Loligo sanpaulensis</i> Brakonietcki, 1984	PF	<b>Syngnathidae</b>	

<i>Lolliguncula brevis</i> (Blainville, 1823)	MF	<i>Hippocampus erectus</i> Perry, 1810	OC
<b>Crustacea/ Stomatopoda</b>		<i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg, 1933	OC
<b>Squillidae</b>		<b>Fistulariidae</b>	
<i>Squilla empusa</i> Say, 1818	PF	<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	OC
<b>Crustacea/ Decapoda</b>		<b>Dactylopteridae</b>	
<b>Penaecidae</b>		<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<i>Artemesia longinaris</i> Bate, 1888	F	<b>Scorpaenidae</b>	
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i> (Latreille, 1817)	OC	<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	OC
<i>Farfantepenaeus paulensis</i> (Pérez Farfante, 1967)	OC	<b>Triglidae</b>	
<i>Litopenaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936)	F	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	PF
<i>Rimapenaeus constrictus</i> (Stimpson, 1871)	OC	<b>Centropomidae</b>	
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (C. Heller, 1862)	MF	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	OC
<b>Solenoceridae</b>		<b>Serranidae</b>	
<i>Pleoticus muelleri</i> (Bate, 1888)	MF	<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	OC
<b>Sicyoniidae</b>		<b>Priacanthidae</b>	
<i>Sicyonia dorsalis</i> Kingsley, 1878	F	<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	OC
<b>Alpheidae</b>		<b>Carangidae</b>	
<i>Alpheus bouvieri</i> A. Milne-Edwards, 1878	OC	<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	OC
<b>Hippolytidae</b>		<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	OC
<i>Exhippolysmata oplophoroides</i> (Holthuis, 1948)	F	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	OC
<b>Sergestidae</b>		<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	OC
<i>Acetes americanus</i> Ortmann, 1893	F	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	OC
<b>Palaemonidae</b>		<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	PF
<i>Nematopalaemon schmitti</i> (Holthuis, 1950)	OC	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<b>Diogenidae</b>		<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	OC
<i>Dardanus insignis</i> (de Saussure, 1858)	PF	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	PF
<i>Dardanus venosus</i> (H. Milne Edwards, 1848)	OC	<b>Gerreidae</b>	
<b>Paguridae</b>		<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	OC
<i>Loxopagurus loxochelis</i> (Moreira, 1901)	PF	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	OC
<i>Pagurus exilis</i> (Benedict, 1892)	OC	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	OC
<b>Porcellanidae</b>		<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	OC
<i>Porcellana sayana</i> (Leach, 1820)	OC	<b>Haemulidae</b>	
<b>Aethridae</b>		<i>Boridia grossidens</i> Cuvier 1830	OC
<i>Hepatus pudibundus</i> (Herbst, 1785)	MF	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<b>Leucosiidae</b>		<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	OC
<i>Persephona lichtensteinii</i> Leach, 1817	PF	<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	OC

<i>Persephona mediterranea</i> (Herbst, 1794)	F	<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	OC
<i>Persephona punctata</i> (Linnaeus, 1758)	F	<b>Sciaenidae</b>	
<b>Majidae</b>		<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	OC
<i>Libinia spinosa</i> (H. Milne Edwards, 1834)	F	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	PF
<i>Microphrys bicornutus</i> (Latreille, 1825)	OC	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant and Bocourt, 1883)	PF
<i>Pelia rotunda</i> A. Milne-Edwards, 1875	OC	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	PF
<b>Portunidae</b>		<i>Cynoscion striatus</i> (Cuvier, 1829)	OC
<i>Arenaeus cribarius</i> (Lamarck, 1818)	PF	<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	MF
<i>Callinectes danae</i> Smith, 1869	MF	<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	PF
<i>Callinectes ornatus</i> Ordway, 1863	MF	<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)	PF
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	OC	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	PF
<i>Cronius ruber</i> (Lamarck, 1818)	OC	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	OC
<i>Portunus spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)	OC	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	PF
<i>Portunus spinimanus</i> Latreille, 1819	OC	<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	MF
<b>Xanthidae</b>		<i>Stellifer</i> spp.	MF
<i>Acantholobulus schmitti</i> (Rathbun, 1930)	OC	<b>Mullidae</b>	
<i>Menippe nodifrons</i> Stimpson, 1859	OC	<i>Mullus argentinae</i> Hubbs & Marini, 1933	OC
<i>Pilumnus dasypodus</i> Kingsley, 1879	OC	<b>Pomacanthidae</b>	
<i>Speocarcinus carolinensis</i> Stimpson, 1859	OC	<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	OC
<b>Echinodermata/ Asteroidea</b>		<b>Labridae</b>	
<b>Astropectinidae</b>		<i>Xyrichtys novacula</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<i>Astropecten brasiliensis</i> Müller & Troschel, 1842	OC	<b>Ephippidae</b>	
<i>Astropecten marginatus</i> (Gray, 1840)	F	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	OC
<b>Luidiidae</b>		<b>Trichiuridae</b>	
<i>Luidia clathrata</i> (Say, 1825)	OC	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	F
<i>Luidia senegalensis</i> (Lamarck, 1816)	PF	<b>Scombridae</b>	
<b>Echinodermata/Ophiuroidea</b>		<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	OC
<b>Amphiuridae</b>		<b>Stromateidae</b>	
<i>Micropholis atra</i> (Stimpson, 1854)	OC	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	PF
<b>Ophiactidae</b>		<b>Paralichthyidae</b>	
<i>Hemipholis elongata</i> (Say, 1825)	OC	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	OC
<b>Chondrichthyes</b>		<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1881)	OC
<b>Squatinae</b>		<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933	OC
<i>Squatina guggenheim</i> Marini, 1936	OC	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	OC
<b>Narcinidae</b>		<i>Paralichthys patagonicus</i> Jordan, 1889	OC

<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers, 1831)	OC	<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<b>Rhinobatidae</b>		<b>Pleuronectidae</b>	
<i>Rhinobatos horkelii</i> Müller & Henle, 1841	OC	<i>Oncopterus darwini</i> Steindachner, 1874	OC
<i>Rhinobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	OC	<b>Achiridae</b>	
<b>Rajidae</b>		<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	OC
<i>Atlantoraja cyclophora</i> (Regan, 1903)	OC	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	OC
<i>Rioraja agassizi</i> (Müller & Henle, 1841)	OC	<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup, 1858	OC
		<b>Cynoglossidae</b>	
		<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch and Schneider, 1801)	PF
		<i>Symphurus tessellatus</i> (Linnaeus, 1766)	F
		<b>Balistidae</b>	
		<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	OC
		<b>Monacanthidae</b>	
		<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	PF
		<b>Tetraodontidae</b>	
		<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	F
		<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	OC
		<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	OC
		<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	PF
		<b>Diodontidae</b>	
		<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	OC



## CAPÍTULO III

---

*Este capítulo foi aceito no periódico Journal of Coastal Research*

## REVISED VERSION

### SEASONALITY OF ICHTHYOFAUNA BYCATCH IN SHRIMP TRAWLS FROM DIFFERENT DEPTH STRATA IN THE SOUTHERN BRAZILIAN COAST.

#### ABSTRACT

Changes in the species composition and ecological descriptors of fish assemblages in terms of abiotic factors such as depth, temperature, salinity, and granulometry were analyzed. Monthly trawls, from October, 2003 to September, 2004 (30 minutes each) were analyzed in two areas covering an important shrimp fishing site of the Brazilian coast. Results using Anova bifactorial revealed a seasonal variation of environmental variables ( $p < 0.05$ ), and granulometry analyses showed that the sediment composition of the fishing grounds was similar - mostly sand. A total of 12,613 fish were collected: 7,880 in area I and 4,733 in area II. The highest values of capture in numerical abundance (CPUE<sub>n</sub>) occurred during winter. Fifty taxa were caught in area I and 53 in area II. Both values are considered high when compared to previous studies conducted in nearby areas. Sciaenidae was the most speciose family in all samples, and in both areas was dominant in number of species (37 in I and 42 in II). *Cynoscion striatus* was the most abundant and dominant species in both areas. Estimates of ecological descriptors such as richness, diversity and evenness, showed that the ichthyofauna structure was strongly influenced by climatic factors and all values were more pronounced during fall and winter. The PERMANOVA analysis revealed that ichthyofauna species composition differs between seasons. The *t*-test applied *a posteriori* showed that the community composition differed (significantly) in the following comparisons: spring versus fall ( $p < 0.05$ ) and winter versus summer ( $p < 0.05$ ). According to the Similarity Percentage Analysis (SIMPER), changes in the community structure were mainly correlated with species classified as abundant, which occurred unevenly during the different periods. Our results show that the fish community is influenced by seasonal variations such as salinity and temperature but not by depth or sand grain sizes.

ADDITIONAL INDEX WORDS: *fishing, abiotic factors, ecological descriptors, specific composition.*

#### RESUMO

As alterações na composição específica e nos descritores ecológicos das assembleias de peixes em função dos fatores abióticos, tais como profundidade, temperatura, salinidade e granulometria, foram analisadas no presente trabalho. Arrastos mensais de trinta minutos de duração foram realizados em duas áreas com diferentes profundidades em um importante ponto de pesca

camaroeira do litoral sul brasileiro. Paralelamente, registraram-se os valores de temperatura e salinidade da água, bem como foi amostrado o tipo de substrato dos fundos de pesca. A aplicação do teste *t* de *Student* demonstrou variação sazonal dessas variáveis ambientais no estudo ( $p < 0,05$ ) e a análise granulométrica demonstrou que a composição dos fundos de pesca foi bastante similar, sendo composta principalmente por areia. No total foram capturados 12.613 exemplares, sendo 7.880 na área I e 4.733 na área II. Os maiores valores de captura (CPUE) ocorreram no inverno. Foram capturados 50 táxons na área I e 53 na área II. A família dos sciaenideos foi a mais representativa nas coletas, predominando em ambas as áreas as espécies acidentais (37 na área I e 42 na área II). *Cynoscion striatus* foi a espécie mais abundante e predominante em ambas as áreas. As estimativas dos descritores ecológicos, tais como a riqueza, a diversidade e equitabilidade, evidenciaram que a estrutura da ictiofauna foi fortemente influenciada pelo fator temporal e que os valores mais acentuados ocorreram no outono e inverno. A aplicação da PERMANOVA demonstrou que a composição específica da ictiofauna diferiu entre as estações. O teste *t* a posteriori demonstrou que a composição da comunidade na primavera diferiu daquelas do outono e inverno ( $p < 0,05$ ) e do inverno diferiu do verão. De acordo com a análise de Similaridade (SIMPER), as alterações na estrutura das comunidades foram causadas, sobretudo, por espécies classificadas como abundantes e que ocorreram de forma desigual entre os períodos. Nossos resultados demonstraram que a comunidade ictiica foi influenciada por variações sazonais da temperatura e salinidade e não por diferenças de profundidade e granulométrica entre as áreas.

PALAVRAS-CHAVE ADICIONAIS: *pesca, fatores abióticos, descritores ecológicos, comunidades.*

## INTRODUCTION

The incidental catch of non-target species and the subsequent disposal of these organisms constitute a major environmental problem that worldwide fishing activity has been dealing with. This problem is particularly severe when it comes to shrimp trawl doors (Eayrs, 2007; Pascoe and Revill, 2004). In some South American countries, such as Brazil, Argentina, Peru and Venezuela, shrimp/prawn fisheries are highly important and responsible for huge catches, consequently also raising the bycatch biomass. However, lack of proper legislation in these countries turns difficult to estimate correctly bycatch importance and impact (Davies *et al.* 2009; Kelleher, 2007).

In an important revision on this subject Alverson *et al.* (1994) found that qualitative and quantitative data available about incidental catches are rare, especially for fishery areas in the South Atlantic. Recently, more attention has been given to this issue, increasing the availability of information about bycatch species (Hall and Mainprize, 2005).

This tendency has been observed also for the southern and southeastern regions of Brazil, where there is a concentration of important shrimp fishery effort. Most studies conducted there focused mainly on bycatch (Graça-Lopes *et al.*, 2002a; 2002b; Haimovici and Mendonça, 1996). Both the abundance and the ecological importance of this economically unexploited ichthyofauna have been responsible for the research conducted in those areas during the past decade (Bail and Branco, 2003; Barreiros *et al.*, 2009; Bernardes-Junior *et al.*, 2011; Branco and Verani, 2006; Cattani *et al.*, 2011; Chaves, Cova-Grando and Calluf, 2003; Gomes and Chaves, 2006; Rodrigues-Filho *et al.*, 2011a; 2011b; Souza *et al.*, 2008; Souza and Chaves, 2007). The ratio between prawn and bycatch biomass does vary between different study areas (Slavin, 1983). In SSE Brazil the following proportions were estimated for distinct localities: São Paulo between 1.26:1 (Graça-Lopes *et al.* 2002) and 3:1 to 9:1 (Souza *et al.* 2008), Espírito Santo 3:1 (Pinheiro and Martins, 2009), Rio de Janeiro 10.5:1 (Viana and Almeida, 2005) and Paraná 0.57:1 (Cattani *et al.* 2011). In Santa Catarina these varied between 1:1 to 8:1 in Penha (Branco and Verani 2006) to 3:1 in Praia de Gravatá/Brava, Navegantes/Itajaí (Bail *et al.* 2009).

Also in SSE Brazil, there is a specific regulation for trawling fisheries that imposes very strict regulations for net sizes (length and mesh size), fishing vessels (length, weight and HP allowed), fishing areas and no-catch periods (Cattani *et al.* 2012). However, as mentioned above, there are no laws that focus on the reduction, use and/or management of bycatch.

Studies on the composition and fluctuation of bycatch fish assemblages generate indispensable knowledge that can be used to reduce incidental catch, to evaluate its impact and to aid in the

management of fisheries at both regional and local scales. In consequence of both biotic and abiotic factors, marine communities are subjected to wide variability both in space and time scales (Gaelzer and Zalmon, 2008) and depth, temperature, salinity, substrate type and overfishing are commonly mentioned as the most important factors influencing the structure of fish communities (Barletta *et al.*, 2005; Giannini and Paiva-Filho, 1995; Pires-Vanin *et al.*, 1993; Schwarz Jr. *et al.*, 2007). In this way, we studied the ichthyofauna bycatch at an important penaeid shrimp fishery area in the Southern Coast of Brazil to provide ecological basis information to the management of fisheries in this region and test answer the following questions: Are there differences in the specific community composition caught in two fishery spots? If so, are these related to abiotic factors such as temperature, salinity, sediment granulometry and depth?

## MATERIAL AND METHODS

### Description of the study area

The study area lies on the coastal region of the State Park of the Serra do Tabuleiro, between the Pinheira beach and the Gamboa beach, in the municipality of Palhoça, Santa Catarina, Brazil (Fig. 1).

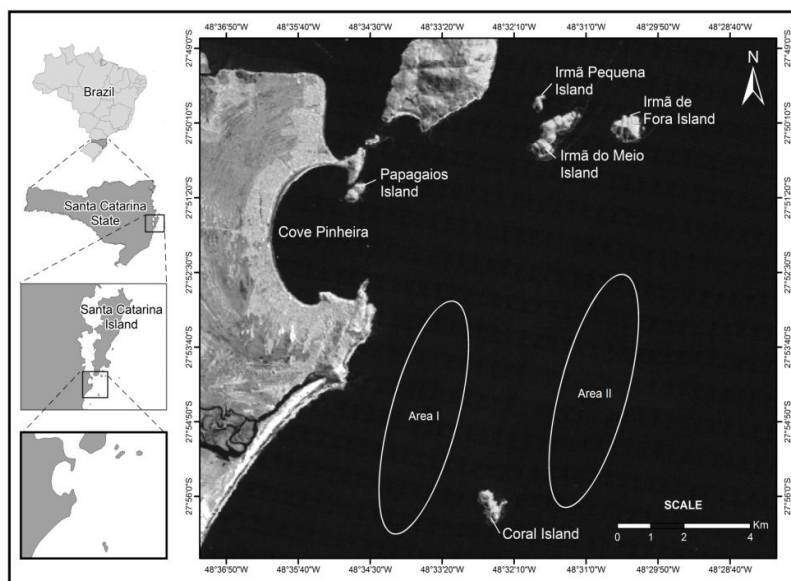


Figure 1. Satellite photograph of the two studied areas (I and II), Palhoça, SC, Brazil. (source: Google Earth).

The sites were established according to data from the artisanal fleets acting on the fishery of the sea-bob-shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* and the pink-shrimp *Farfantepenaeus brasilienses* and *F.*

*paulensis*. Area I is located from the front of the Pinheira beach to the Gamboa beach and has an average depth of 17 m; area II is located from the Corais Island to the south border of Santa Catarina Island, with an average depth of 30 m.

### **Sampling**

Between October 2003 and September 2004, always in the first fifteen days of a given month, two trawling (replicates) of thirty minutes were carried out in each area, totalizing twenty four trawling in an area by year. A single boat (double-rigged) for bottom trawling was used (following Galbraith, Rice and Strange, 2004) with a trawl of 3.0 cm mesh in the wings and 2.0 cm at the cod end, towed at an average speed of 2.0 knots.

We placed the collected material in plastic bags properly labeled with date and area, packed in coolers and then transported to the laboratory. Additionally, we measured depths with an EAGLE CUDA 300 probe and collected samples of both sediment and water (measurement of temperature values was made by using a manual thermometer 9793.16.1.00 – Incoterm - and salinity but an optical refractometer ITREF-10 - Instrutemp).

### **Laboratory analyses**

The samples were sorted and the fish were identified to the lowest possible taxonomical level, according to Figueiredo and Menezes (1978), Menezes and Figueiredo (1980a), Menezes and Figueiredo, (1980b), Menezes and Figueiredo, (1985) and Menezes *et al.*, (2003). Next, we counted the individuals from each species in order to obtain the total catch per sample. For determining the carbonate content and the content of the organic matter in the sediment, we estimated the calcium carbonate using the gravimetric method, based on a sub-sample of 100g, which was mixed with hydrochloric acid (HCl) at 50°C. The samples were burned in a muffle furnace (800°C) for eight hours and the total organic matter content was determined from the difference between initial and final weights. In order to determine the size grain and texture of the sediment, we subjected the aliquots to the processes of washing, screening in intervals of  $\frac{1}{4}$  phi, weighing and thus obtaining the needed statistical parameters (Folk and Ward, 1954; Krumbein, 1934; Shepard, 1954).

## Data Analysis

We compared the values of seasonal data of temperature and salinity between the two study areas by a bifactorial variance analysis (ANOVA) with a significance level of 0.05 (Zar, 2007). When we observed interactions between factors (area and season) the internal variation within the factors were tested by the Tukey-Kramer pair comparison analysis method (Zar, 2007). In South Brazil, the weather seasonality is more pronounced, so the seasons were divided as: spring (October, November and December/2003), summer (January, February, March/2004), fall (April, May, June /2004, and winter (July, August, September/2004) . This grouping follows the reference indicators given by the National Institute of Space Research (CPTEC/INPE) and associated to samplings in the first 15 days of a given month.

The catch per unit effort in number of individuals by hour (CPUE) was estimated seasonally for each sampling area. Collected fish species were classified into three categories according to their occurrence in one year of sampling: regular (when the species occurred in 12 until a minimal of 9 months), seasonal (8 - 6 months of occurrence) and occasional (5 - 1 month of occurrence) (Severino-Rodrigues, Guerra and Graça-Lopes, 2002).

We estimated the seasonal species' richness by using the scaled rarefaction curves and the respective confidence intervals (95 %), according to the number of individuals caught per sampling (Krebs, 1999; Colwell, Mao and Chang, 2004). The Shannon diversity index ( $H'$ ) and Pielou's Evenness ( $J'$ ) were calculated to characterize the sampled communities (Magurran, 2004). Shannon's index was converted to the numeric function  $\exp(H')$  in order to allow the calculation of the real number of species which, according to Jost (2006), is more mathematically applied to describe the diversity of a given community. Those indexes and CPUE values were analyzed for normality and homoscedasticity using, respectively, Kolmogorov-Smirnov and Bartlett tests (Zar, 2007). When the data did not meet the premises of normality and homoscedasticity they were transformed using logarithms, as suggested by Rodrigues-Filho *et al.* (2011a). A comparison of the seasonal data between the two study areas was performed by a bifactorial variance analysis (ANOVA:  $p = 0.05$ ) and, if necessary, the internal variation within the factors were tested by the Tukey-Kramer pair comparison analysis method (Zar, 2007).

Differences in community composition (structure) were tested by the non-parametric multivariate analysis of variance (PERMANOVA) for a significance level of 0.05 (Anderson, 2001) using the software PC - ORD version 6 (McCune and Mefford, 2011).

For this purpose, we have designated two orthogonal factors, "Areas" (two levels, random) and "Seasons of the Year" (four levels, random), and the interaction among them. In this analysis we used the Bray-Curtis index, which was calculated from the abundance matrix normalized by the square root as to increase the relative importance of the rare species (Clarke *et al.*, 2006).

In those tests, we used a set of 9,999 permutations (Monte Carlo's permutation test). Whenever statistical differences were observed, a multivariate *t* Test was applied (Anderson, 2005) and, when differences were detected ( $p < 0,05$ ), the contribution of each species in the dissimilarity amongst factors showing variability was assessed by the Similarity Percentage analysis (SIMPER) (Clarke and Warwick, 1994) using the software PAST (Hammer, Harper and Ryan, 2001).

The Canonic Correspondence Analysis (CCA) was conducted with the objective to detect patterns of space-time variations and the relation between temperature and salinity with fish species' abundance (several answers) within the study area (Ter Braak, 1986). Pearson's correlation coefficient was estimated between these variables and the axis resulting from the CCA analysis. Both depth and granulometry were not included in this test since they did not change throughout the study. Dependent variables incorporated in the CCA were those that most contributed to the variations detected during sampling and agreed with the SIMPER analysis. The non-correlation hypothesis between data sets and answers was tested by means of a significance test of these correlations ( $p < 0,05$ ) after 4999 permutations using the Monte Carlo method from the main matrix (i.e. fish abundance). All these analyses were made using the software PC ORD version 6 (McCune and Mefford, 2011).

## RESULTS

The composition of the bottom sediment of the sampled areas was similar and predominantly sand (Area I: 93.25 %; Area II: 98.89 %). In area I the values of silt (Area I: 6.58%; Area II: 0.45%) and organic matter (Area I: 1.50%; Area II: 0.40) were more pronounced than area II; in addition, the carbonates on the area were considerably more abundant (Area I: 2.31%; Area II: 6.13%).

Temperature varied amongst the study areas, being higher in area I than in area II. The highest average occurred in summer in both areas (Area I:  $24.5 \pm 0.55$  °C; Area II =  $22.5 \pm 0.99$  °C). After this season, temperatures decreased and reached their lowest value in winter ( $18.5 \pm 0.84$  °C) in area I and ( $17.8 \pm 1.02$  °C) in area II (Figure 2A). When data sets were compared, there were statistical differences between areas ( $F = 13.48$ ;  $df = 3,6$ ;  $p = 0.001$ ) and between seasons ( $F = 23.69$ ;  $df = 3,6$ ;  $p = > 0.001$ ), without interactions amongst factors ( $F = 2.5$ ;  $df = 3,6$ ;  $p = 0,07$ ). The multiple comparison



test of Tuckey Kramer detected statistical differences ( $p < 0.05$ ) between: summer x winter and summer x fall.

We registered considerable changes in the average levels of salinity during this study, with higher values in summer in area I ( $34.67 \pm 1.50$ ) and ( $35.33 \pm 0.81$ ) in area II. In fall, the average salinity in area I was  $30.17 \pm 3.25$  and  $33 \pm 1.8$  in area II, thus reaching the lowest levels of the year. In subsequent seasons, there was an increase in salinity, reaching moderate rates during the winter. Salinity in area II was more pronounced than in area I (Figure 2B) albeit with no significant differences (ANOVA bi factorial:  $F = 1,98$   $p = 0.23$ ,  $df = 45$ ). There were differences between seasons ( $F = 5.74$ ;  $p = 0.02$ ) but with no interactions among factors ( $F = 1.36$ ;  $p = 0.27$ ). The multiple comparison test showed significant differences ( $p < 0.05$ ) between winter and the other seasons.

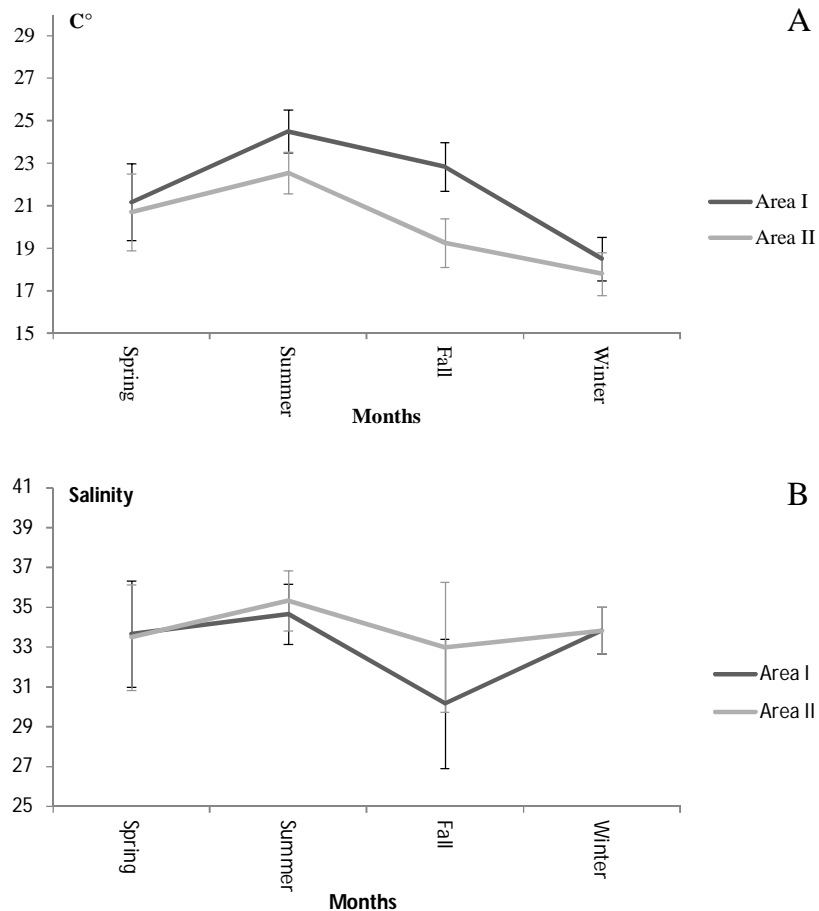


Figure 2. Variation of the average bottom water temperature (A) and salinity (B) registered in the area between Pinheira and Gamboa beaches (Palhoça, SC, Brazil).

In total, twenty four samplings in each area per year were conducted, with six samplings by season. We caught a total of 12,613 specimens (Area I = 7,880, Area II = 4,733) belonging to 31 families distributed into 61 species. Fifty-one species occurred in area I and 53 in area II, whereas 41 occurred in both areas.

We observed 26 families occurring in area I, the commonest being Sciaenidae (61.2 %) and Monacanthidae (17.0 %). Some families, such as Achiridae (4.4 %), Carangidae (2.7 %), Gadidae (2.2 %) and Triglidae (1.8 %) were relatively abundant throughout the study (Figure 3). The sciaenids (60%) were the most abundant taxon in area II, followed by Carangidae (14.2%), Monacanthidae (5.6%), Fistulariidae (2.9%), Balistidae (2.6%) and Triglidae (2.4%). The other families (referred to as: "other") occurred in low abundances in both areas, corresponding to 10.6% and 11.6% of the total catches in areas I and II, respectively (Figure 3).

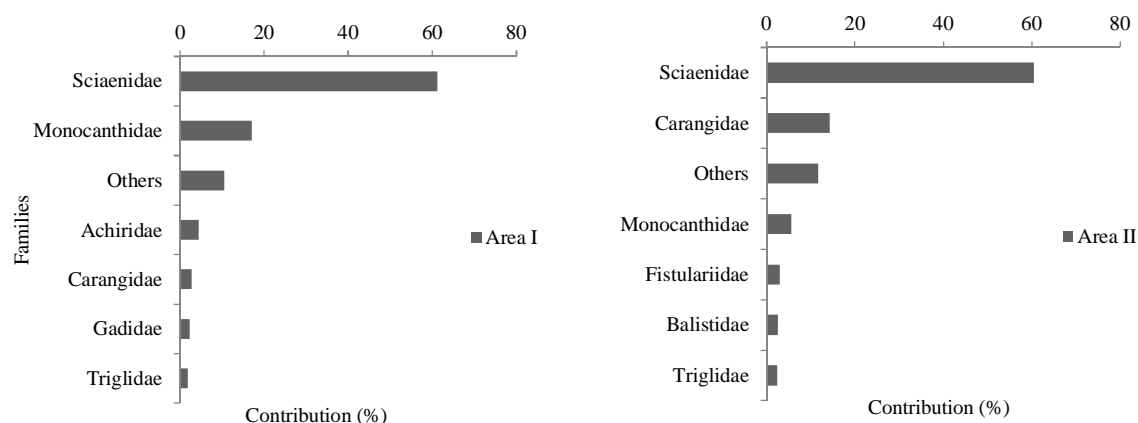


Figure 3. Families comprising the most abundant fish species caught from November/2003 to October/2004 in the area between Pinheira and Gamboa beaches (Palhoça, SC, Brazil).

The unfrequent species were predominant, with 37 species in area I and 42 in area II. Seven species were considered regular in area I, because of their frequency: *Ctenosciaena gracilicirrhus* (Metzelaar, 1919), *Cynoscion striatus* (Cuvier, 1829), *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner, 1875), *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758), *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766), *Peprilus paru* (Linnaeus, 1758) and *Lagocephalus laevigatus* (Linnaeus, 1766). In area II, the first five species mentioned above, together with *Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner, 1868), were regular in the samples. The most numerous and predominant species was *C. striatus*, whereas *S. hispidus* and *P. brasiliensis* were regularly found in considerable numbers (Table II). *Gymnachirus nudus* (Kaup, 1858), *Stellifer* spp. (Area I) and *Selar crumenophthalmus* (Area II) were considered in occasional and were present in few numbers (Table I).

Table I. List of demersal fish species and their occurrences from November/2003 to October/2004 in the area between Pinheira and Gamboa (Palhoça, SC, Brazil). The incidence (I) is represented by: (>) Regular, (+) Seasonal and (<) occasional.

Taxon	Areas			
	I	Ocorrence	II	Ocorrence
<b>CHONDRICHTHYES</b>				
<b>Narcinidae</b>				
<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers, 1831)	1	<	2	<
<b>Rhinobatidae</b>				
<i>Zapteryx brevirostris</i> (Müller & Henle, 1841)	2	<	13	<
<b>Rajidae</b>				
<i>Sympterygia acuta</i> Garman, 1877	7	<	14	<
<i>Sympterygia bonapartii</i> Müller & Henle, 1841	9	<	5	<
<b>ACTINOPTERYGII</b>				
<b>Clupeidae</b>				
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	129	<	13	<
<i>Chirocentrodus brakerianus</i> (Poey, 1867)	8	<	4	<
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindacher, 1879)	4	<	4	<
<b>Engraulidae</b>				
<i>Anchoa spinifera</i> (Valenciennes, 1848)	0		2	<
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	4	<	2	<
<b>Ariidae</b>				
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	4	<	0	
<i>Genidens barbatus</i> (Lacépède, 1803)	58	<	10	<
<b>Gadidae</b>				
<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	177	<	81	+
<b>Batrachoididae</b>				
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	52	<	62	+
<b>Triglidae</b>				
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	145	+	116	+
<b>Carangidae</b>				
<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	19	<	645	+
<i>Chloroscombrus crysurus</i> (Linnaeus, 1766)	4	<	18	<
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	186	+	11	<
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	4	<	0	
<b>Gerreidae</b>				
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1854	1	<	6	<
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	7	<	3	<
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	9	<	1	<
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	2	<	0	
<b>Haemulidae</b>				
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	80	+	48	>

<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	0		19	<
<b>Sciaenidae</b>				
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	6	<	15	<
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	545	>	25	>
<i>Cynoscion striatus</i> (Cuvier, 1829).	1605	>	1832	>
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	110	<	23	<
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	997	>	415	>
<i>Stellifer</i> spp.	504	+	234	<
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	94	<	9	<
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	217	>	161	>
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	118	+	152	<
<i>Bardiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	626	<	0	
<b>Pomacanthidae</b>				
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	114	>	37	+
<b>Trichiuridae</b>				
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	8	<	24	<
<b>Cynoglossidae</b>				
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	37	+	73	<
<b>Monacanthidae</b>				
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	1342	>	266	>
<b>Tetraodontidae</b>				
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	77	>	31	<
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	<	0	
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	0		2	<
<b>Diodontidae</b>				
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	0		3	<
<b>Balistidae</b>				
<i>Balistes capriscus</i> Gmel, 1789	33	<	5	<
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann e Marsh, 1902	1	<	0	
<i>Decapterus macarellus</i> (Cuvier, 1833)	0		97	<
<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	0		20	<
<b>Achiridae</b>				
<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup, 1858	345	+	4	<
<b>Centropomidae</b>				
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	58	<	0	
<b>Paralichthyidae</b>				
<i>Paralichthys patagonicus</i> Jordan 1889	8	<	19	<
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	3	<	4	<
<i>Etropus intermedius</i> Norman, 1933	0		1	<
<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933	0		10	<
<b>Muraenesocidae</b>				
<i>Cynoponticus savanna</i> (Bancroft, 1831)	6	<	0	
<b>Dactylopteridae</b>				
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	0		8	<

<b>Fistulariidae</b>				
<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803	2	<	138	<
<b>Mullidae</b>				
<i>Mullus argentinae</i> Hubbs & Marini, 1933	106	<	4	<
<i>Upeneus parvus</i> Poey, 1852	4	<	6	<
<b>Serranidae</b>				
<i>Serranus auriga</i> (Curvier, 1829)	0		1	<
<b>Sparidae</b>				
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	0		1	<
<b>Congridae</b>				
<i>Conger orbignianus</i> Valenciennes, 1837	0		1	<
<b>Synodontidae</b>				
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	1	<	33	<
Grand total	7,880		4,733	
Total families	26		29	
Total species	50		53	
Total regular species	7		6	
Total seasonal species	6		5	
Total occasional species	37		42	

The rarefaction curve in area I was more pronounced and statistically different from the area II curve - above 4000 specimens, which could be explained by the absence of overlap of the confidence intervals between the two curves (Figure 4A).

When comparing the rarefaction curves for the seasons, we found that fall (49 species) and winter (44 species) were the periods when the highest richness was expected. The overlap between the confidence intervals showed no significant differences between those seasons. The curves of spring and summer indicate a lower richness and, when above 500 individuals, the curves differed statistically from each other (Figure 4B).

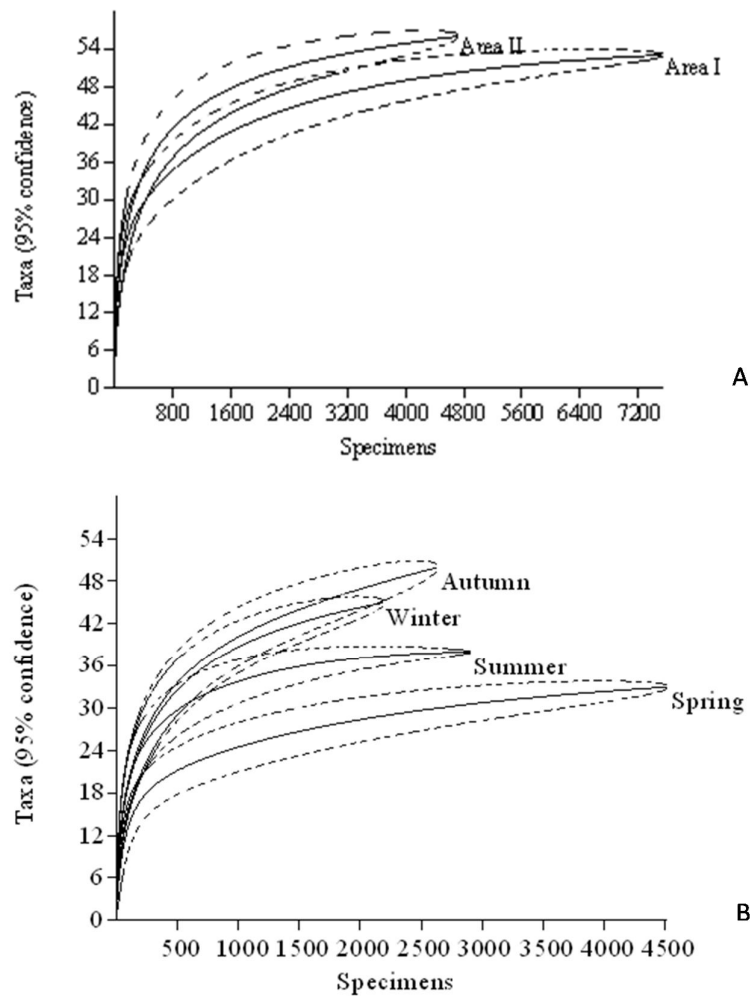


Figure 4. Rarefaction curve and confidence intervals (95%) based on sampling in the areas I and II (A) and between seasons based on sampling from November/2003 to October/2004 in the area between Pinheira and Gamboa beaches (Palhoça, SC, Brazil).

The highest CPUE values occurred during spring, when 1261 individuals were caught in area I and 1399 in the area II. Captures declined considerably in the other seasons, reaching 466 specimens in winter (area I) and 522 in fall (area II) (Figure 5A). There was a pronounced alternation of CPUE values between areas (Figure 5A). However, the two-way ANOVA did not show differences between areas and between seasons (Table III).

With the exception of summer, the effective number of species  $\exp(H')$  was similar in both areas, without spatial variation patterns (two-way ANOVA) (see Figure 5B and Table III). On the other hand,

temporal fluctuations were evident (Figure 5B and Table III) and significant differences in diversity ( $F = 5.36$ ,  $df = 3.6$ ;  $p = 0.026$ ) between spring and winter were observed (paired test:  $p < 0.05$ ).

Evenness varied in an almost parallel manner to diversity. It did not oscillate much between areas (spatial) but considerably did so between seasons (temporal) (Figure 5C and Table III). The ANOVA analysis ( $F = 6.708$ ,  $df = 3.6$ ;  $p = 0.014$ ) and successive testing in pairs (Tuckey-Kramer), differentiated the spring and the winter seasons ( $p < 0.05$ ) for this community descriptor. According to the statistical analysis, there was no interaction between the factors (area and season) in any of the evaluated parameters, meaning that when the variation occurred it was due to isolated factors in the areas (Table III).

Table III. Analysis of variance (ANOVA) of Catch Per Unit Effort (CPUE), diversity ( $H'$ ) and evenness ( $J$ ) of the two factors (areas and seasons) and the interaction between these factors. DF= Degrees of freedom; MS = Mean squares, F = Value of  $F$  test,  $p$  = significance value test, values in bold indicate a significant difference.

	Factors	DF	MS	F	p
CPUE (log)	Sites	1	0.238	4976	0.056
	Season	3	0.084	1751	0.234
	Sites x Season	3	0.075	1566	0.272
	Error	8	0.048		
$\exp(H')$	Sites	1	15.29	2.411	0.159
	Season	3	34.01	5.363	<b>0.026</b>
	Sites x Season	3	8.35	1.317	0.335
	Error	8	6.34		
$J$	Sites	1	0.023	3.063	0.118
	Season	3	0.051	6.708	<b>0.014</b>
	Sites x Season	3	0.022	2.831	0.106
	Error	8	0.008		

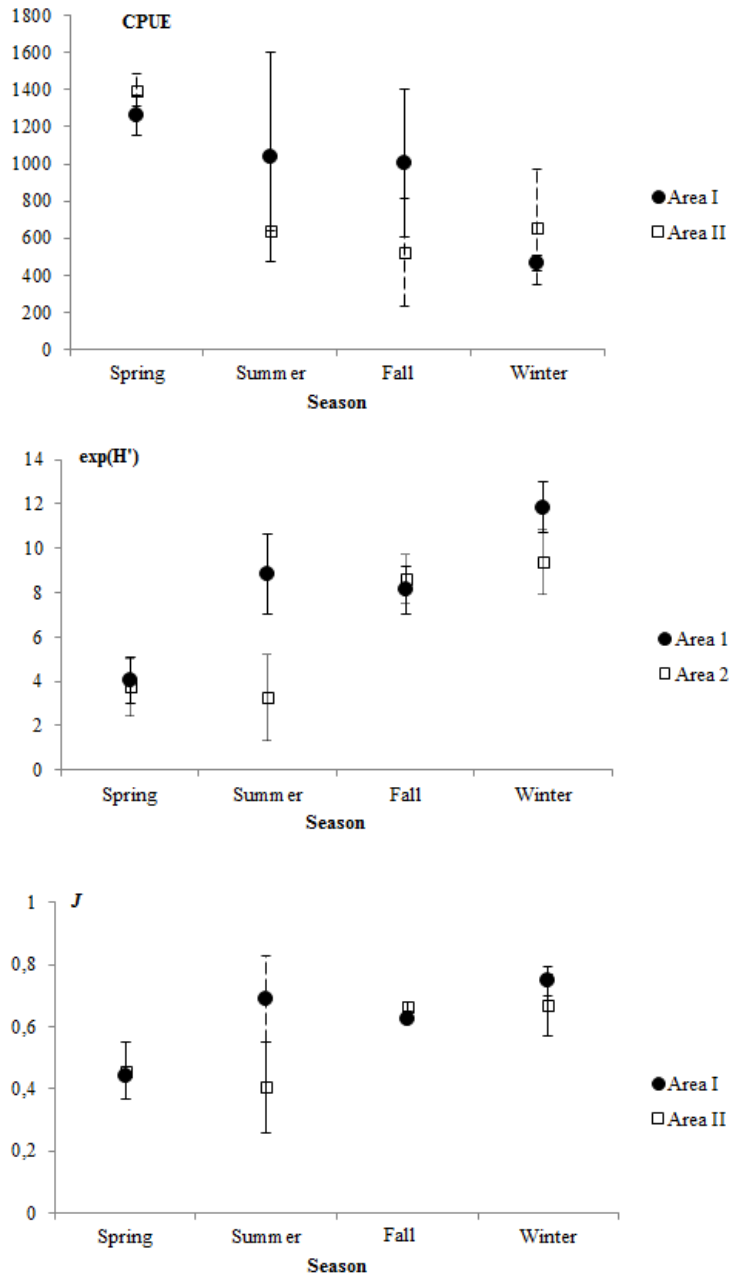


Figure 5. Variation of seasonal average and standard error ( $\pm$ ) of Catch Per Unit Effort (A), Shannon-Wiener diversity index (B) and Pielou's evenness index (J) of the ichthyofauna caught from November/2003 to October/2004 in the area between Pinheira and Gamboa beaches (Palhoça, SC, Brazil).

We observed significant differences (PERMANOVA) in the specific composition when the factor "Season" was analyzed, showing the presence of temporal variations in the ichthyofauna along the year. We did not observe significant differences between the areas with depths of 17 m (area I) and 30 m (area II), neither interaction between the above mentioned factors (Table IV).



Table IV. PERMANOVA analysis of the community structure of the ichthyofauna analyzing area, season and the interaction between them. DF = Degrees of Freedom, SS = Sum of Squares; MS = Mean Squares F; = Value of *F* test, p = \* p value obtained through the permutation test of Monte Carlo. Values in bold indicate statistical significance (p <0.05).

Factor	DF	SS	MS	F	p*
Sites	1	0.09	0.09	0.62	0.86
Season	3	0.91	0.31	2.08	<b>0.004</b>
Sites x Season	3	0.35	0.12	0.78	0.81
Error	8	11.81	0.15		
Total	15	25.35			

The *t* test applied *ad posteriori* showed that the community composition in spring was different from that during fall and winter (p <0.05) and that the community composition in winter was different from the one in summer (Table V).

Table V. Results of pairwise comparisons between ichthyofauna composition at four seasons. Values in bold indicate statistical significance (p <0.05).

Pairwise comparison		
Seasons	<i>t</i>	<i>p</i>
Spr. vs. Sum.	14.56	0.09
Spr. vs. Fal.	17.8	<b>0.03</b>
Spr. vs. Win.	19.09	<b>0.03</b>
Sum. vs. Fal.	12.8	0.11
Sum. vs. Win.	15.36	<b>0.03</b>
Fal. vs. Win.	12.62	0.06

The Similarity Percentage analysis (SIMPER) showed which taxa contributed to differences in ichthyofauna composition between the seasons referred before. Between spring and winter, the difference of 69.73% was mainly due to abundance of *C. striatus*, *S. hispidus* and *P. brasiliensis*, being

these taxa also the most important to the dissimilarity between spring and fall (89.16%). Between winter and summer the difference in specific composition was 78.03 % and there were more species influencing the community structure. In this way, *S. crumenophthalmus*, *C. striatus*, *P. brasiliensis* and *B. ronchus* were the most important (Table VI).

Table VI - Results of SIMPER analysis showing the species that contributed most to the differences in the communities of the different periods and the total contribution, cumulative contribution and abundance of species in the analyzed periods.

		Taxa	Contribution	% Cumulative	Mean abundance (1)	Mean abundance (2)
Spr (1) X Fal (2) Dissimilarity: 89.16%		<i>Cynoscion striatus</i>	32.61	39.21	602	38.8
		<i>Stephanolepis hispidus</i>	12.97	54.81	276	33.3
		<i>Paralorchurus brasiliensis</i>	7.87	64.27	24.5	152
		<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	5.05	70.34	0	116
		<i>Stellifer</i> spp.	4.53	75.78	34.8	91.5
		<i>Fistularia petimba</i>	2.31	78.56	0	31.3
		<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.99	80.96	27.3	0.75
		<i>Cynoscion striatus</i>	29.01	41.6	602	108
		<i>Stephanolepis hispidus</i>	13.32	60.71	276	38.5
		<i>Paralorchurus brasiliensis</i>	7.35	71.24	24.5	146
Spr (1) X Win (2) Dissimilarity: 69.73%		<i>Selar crumenophthalmus</i>	2.02	74.13	27.3	1.5
		<i>Stellifer</i> spp.	2.00	77	34.8	33.8
		<i>Menticirrhus littoralis</i>	1.95	79.79	5	39.3
		<i>Menticirrhus americanus</i>	1.80	82.37	12.3	38.8
		<i>Selar crumenophthalmus</i>	13.97	17.91	137	1.5
Sum (1) X Win(2) Dissimilarity: 78.03%		<i>Cynoscion striatus</i>	10.32	31.13	103	108
		<i>Paralorchurus brasiliensis</i>	9.77	43.65	31.3	146
		<i>Bartidiela ronchus</i>	7.95	53.84	157	0
		<i>Stephanolepis hispidus</i>	3.59	58.44	54	38.5
		<i>Stellifer</i> spp.	3.06	62.36	24.5	33.8
		<i>Urophycis brasiliensis</i>	2.91	66.08	24.5	16.3

In general, species that were abundant and unevenly dispersed between seasons were the main responsible for the observed differences. The CCA results show a wide variation influenced by the study area's seasonability, something that can be observed in the high agglutination of data from the same season shown in the triplot graphic (Figure 6). Regarding the factor depth, nothing even similar was observed whilst salinity showed a strong relationship with axis 1 (Axis 1:  $r = 0.99$ ; Axis 2:  $-0.20$ ) and temperature with axis 2 (Axis 1:  $r = -0.24$ ; Axis 2:  $0.89$ ). This may well explain, respectively, the horizontal and vertical variations observed in this graphic. The abundance of species such as *C. gracilicirrhus*, *Stellifer* spp. and *P. brasiliensis* showed a negative correlation with salinity which attained its maximal values in fall at both depths. As to *F. petimba*, *M. americanus* and *M. littoralis* these were more abundant in winter being associated with lower temperatures and moderate levels

of salinity. Species *B. ronchus*, *S. crumenophthalmus* and *S. hipisdus* were considerably more abundant in summer when both temperature and salinity were higher when compared to the other seasons. The species *P. punctatus* had its highest relative abundance in summer and spring when *U. brasiliensis* and mainly *C. striatus* also reached their highest occurrences.

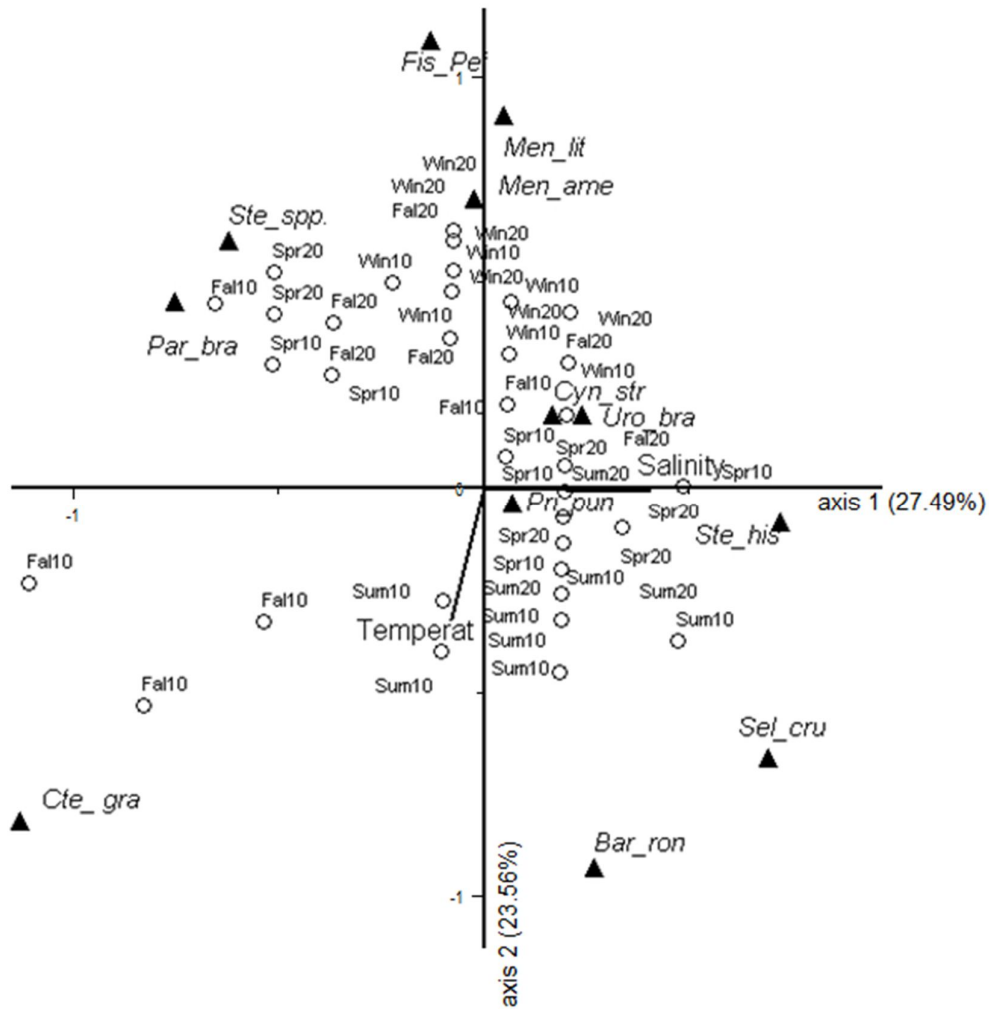


Figure 6. Results of the Canonic Correspondence Analysis (CCA) between salinity and temperature and dominant fish species (*Cyo\_gra* = *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Par\_bra* = *Paralonchurus brasiliensis*, *Ste\_ssp* = *Stellifer* spp; *Cyo\_str* = *Cynoscion striatus*, *Fis\_pet* = *Fistularia petimba*, *Men\_ame* = *Menticirrhus americanus*, *Men\_lit* = *Menticirrhus litoralis*, *Pri\_puc* = *Prionotus punctatus*, *Sel\_cru* = *Selar crumenophthalmus*, *Bar\_ron* = *Bartidiela ronchus*) seasons (Summer = Sum; Fall = Fal; Winter = Win and Spring = Spr) and sampled depths (10 and 20) between Pinheira and Gamboa beaches (Palhoça, SC, Brazil).

## DISCUSSION

Catch composition varies considerably according to the nature of the fishery stock, the type of fishing gear used, gear selectivity, towing duration, target species, depth of capture, and time of year (Costa, Erzini and Borges, 2008; Oliver, 1993; Larson, House and Terry, 1996; Merella *et al.*, 1998; Recasens *et al.*, 1998; Rochet, Péronner and Trenkel, 2002). The high species diversity in the bycatch is a challenge to monitoring and management due to the low practicality of using traditional stock assessment methods for evaluating the sustainability of each species catches (Stobutzki *et al.*, 2001). The prawn trawling in Palhoça collected both high numbers and a wide variety of fish species showing its low selectiveness and incisive impact upon the region's ichthyofauna.

The number of fish taxa (31 families and 61 species) in the coastal region of Palhoça was higher than the numbers obtained by other studies from the coast of Santa Catarina which encompassed all four seasons: in Balneário Barra do Sul (21 families and 46 species) in Penha (43 species from 24 families) (Bernardes Jr. *et al.*, 2011), and in Armação do Itapocoroy and Penha (37 species from 22 families) (Bail and Branco, 2003) as well as in a study carried out for seven years (Branco and Verani, 2006).

In fifteen months of sampling, Sousa and Chaves (2007) registered 66 bycatch fish species in the coast of Paraná. Already, the number of taxa obtained by Pina and Chaves (2009) in the northern coast of Santa Catarina during the same sampling time was higher for all the above mentioned (72 species from 31 families).

The sediment of the two sampled areas was similar, with sand fractions being predominant; corroborating what had been ascertained for nearby fishing grounds (see Abreu, Menezes and Rosa, 2006; Corrêa *et al.*, 1996). In area I fine sediments and organic matter were dominant probably because of the influence of hydrologic processes occurring in the mainland. This is the standard sediment type present all along the coast of Santa Catarina (Horn-Filho, 2003). The kind of substrates are ideal for the establishment and growing of prawns and shrimps thus contributing to their ecological relations with Sciaenidae which preferably inhabit shallow sandy/muddy waters (Figueiredo and Menezes, 1980). This pattern of Sciaenidae dominance is repeated in different fishing spots along the Brazilian coast (Bernardes *et al.* 2011; Branco and Verani, 2006; Chaves, Cova-Grando and Calluf, 2003; Coelho *et al.*, 1986; Giannini and Paiva-Filho, 1990; Gomes and Chaves, 2006; Paiva-Filho and Schmiegelow, 1986; Pina and Chaves, 2009; Ruffino and Castello, 1992; Schwarz Jr. *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2008; Vianna and Almeida, 2005).

The observation of a large amount of occasional species in this study is a recurring pattern in tropical shrimp fisheries (Stobutzki *et al.*, 2001) and also on the continental shelf of the Southern Coast of

Brazil (Bernardes *et al.*, 2011; Branco and Verani, 2006; Cattani *et al.*, 2011; Pina and Chaves, 2009). Since communities are not closed units, many species do occur only occasionally or even a single time in collections (Fisher, Corbet and Williams, 1943; Melo, 2004). This influx of migrant species is not a characteristic of only the rarest ones but does happen throughout the community and this includes those considered as abundant and frequent in samples. Rare species also contribute with a constant fraction of total richness throughout the years (Magurran and Henderson, 2003). The proximity of the study areas with the surf zone may well increase that influx of species since this habitat is known as a key one when speaking of fish recruitment factors (Pessanha and Araujo, 2003). *S. setapinnis*, *T. lepturus*, *P. harroweri*, *S. setapinni*, *C. spixii* and *S. testudineus* were collected in high numbers during our work and are routinely captured, and abundantly, in the surf zone (Dantas, Feitosa and Araújo, 2012; Santana and Severi, 2009) a fact that may well lead us to suppose that these species do inhabit both our study areas in distinct phases of their life history and may use them differently for foraging and reproduction.

Some of the occasional species sampled, e.g. *P. harroweri*, *U. brasiliensis*, *B. ronchus* in area I, *M. litoralis* and *F. petimba* in area II, were present in moderate numbers and concentrated in one sampling period, probably indicating an aggregation behavior in the study area. The causes of these aggregations should be analyzed more deeply in population studies of these species. In fact, and according to Odum and Barrett (2005), patterns of aggregation may be due to responses to local differences in habitats, to climatic seasonal variations and environmental variables, reproductive processes and social attractions.

In southern and southeastern Brazil, the fish species most commonly caught as bycatch are *P. brasiliensis*, *C. gracilicirrus*, *M. furnieri*, *M. americanus*, *L. breviceps*, *S. brasiliensis*, *S. rastrifer*, *C. jamaicensis* and *I. parvipinnis* (Branco and Verani, 2006; Coelho *et al.*, 1986; Muto, Soares, and Rossi-Wongtschowski, 2000; Paiva-Filho and Schmiegelow, 1986; Schwarz Jr. *et al.*, 2007; Souza *et al.* 2008). Besides the aforementioned, recent studies conducted off Santa Catarina's coast found high numbers of *T. lepturus*, *P. harroweri*, *S. tessellatus*, *S. setapinnis* and *C. spixii* (Bernardes Jr. *et al.* 2011; Cattani *et al.*, 2011; Pina and Chaves, 2009).

Species that are considered uncommon elsewhere off the Brazilian coast do dominate Palhoça's ichthyofauna (Bernardes Jr. *et al.*, 2011; Branco and Verani, 2006; Coelho *et al.*, 1986; Chaves, Cova-Grando and Calluf, 2003; Giannini and Paiva-Filho, 1990; Gomes and Chaves, 2006; Paiva-Filho and Schmiegelow, 1986; Pina and Chaves, 2009; Ruffino and Castello, 1992; Vianna and Almeida, 2005; Schwarz Jr. *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2008). Even in nearby areas our dominant species (*C. striatus* and *S. hispidus*) were either occasional or did not occur at all (Bail and Branco, 2003; Bernardes Jr. *et*

*al.*, 2011; Cattani *et al.*, 2011; Pina and Chaves, 2009; Sousa and Chaves, 2007). These species reached their higher abundances in periods of high temperature and salinity, as shown in the CCA test. In the particular case of *C. striatus*, their high abundances may well be related to a type of aggregation of this species caused by seasonal movements stimulated between autumn and spring, when leaving from the fishing grounds of Uruguay and Argentina to the coastal waters of southern Brazil and back southwards in summer and/or with seasonal movements performed by small juveniles recruited in spring and summer to coastal waters less than 25 m depth (Haimovici, Martins and Vieira, 1996). *S. hispidus* is a major component of the *Sargassum* spp. community (Rogers, Hare and Lindquist, 2001). In our study, *S. hispidus* was very abundant in coastal shallow waters thus being associated with higher temperatures and *Sargassum* colonies. In these conditions, and mainly during summer months, such colonies are denser and attain their highest biomass values (Oneshigue-Valentin and Nassar, 2009) suggesting no apparent correlation between these taxa.

The oscillations of temperature and salinity were clearly influenced by the seasonality of the mass of Coastal Water (CW), which is characterized by low levels of salinity and high temperatures (Schettini, Carvalho and Truccolo 1999). Nevertheless, the seasonal changes in abiotic factors were apparently responsible for the quantitative and qualitative differences in the ichthyofauna composition. The higher incidence of fish in spring could be related to reproduction periods and with the aggregation of the sciaenids at that time of the year (Muniz and Chaves, 2008; Robert, Michels-Souza and Chaves, 2007; Rodrigues-Filho *et al.*, 2011a; 2011b; Sousa and Chaves, 2007), something that could make them more vulnerable to catches (Bernardes Jr. *et al.*, 2011).

The ecological descriptors and specific composition of the communities also varies seasonally and were evidenced by the results of the statistical tests. The effective number of species  $\exp(H')$  varied from 4.30 in spring up to 11.84 in winter (area I). In area II lesser values occurred in spring (3.73) and summer (3.29) with a sudden increase until spring (9.41). The low levels of spring diversity are correlated to lesser evenness and richness values during this same season in both sampling areas. In area II a similar pattern (low evenness and richness values) was detected in summer thus indicating the low diversity of this season. In these situations, evenness values were always below 0.50 which, according to Magurran (2004), indicates inadequate homogeneity within species' distribution in their respective communities. The high dominance of *C. striatus*, *S. hispidus* and *S. crumenophthalmus* in spring and summer samplings was indeed a factor that corroborated the low diversity then verified. When compared with other fishing spots we observed that the strong temporal variation observed in this study was similar. In the work of Bernardes Jr *et al.* (2011) the higher evenness and diversity indices were determined for winter in Barra do Sul and for fall in Penha, these are clearly similar to ours'. In those regions these authors noted that the dominance of fish species such as *P. brasiliensis*,

*I. parvipinis* and *S. rastrifer* in spring and summer months did a major contribution for low diversity levels in fishing areas. In the case of Sedrez *et al.* (2013) authors observed that Shannon's highest diversity levels occurred during the warmer months and in shallower waters (10 to 20 m deep) and in spring for deeper waters (30 m). These results totally differ from ours'. In the meantime, as Jost (2006) has shown, indices that estimate entropy (*e.g* Shannon) do not represent diversity as we see it and may often induce to misinterpretations when comparing more or less diverse communities recurring to these indices, mainly when differences between them are low, something also detected by Sedrez *et al.* (2013).

In our study, we did observe that the shallowest and more close to the intertidal area (area I) presented the highest values of all estimated ichthyofauna parameters (CPUE, richness, diversity and evenness). However, and when comparing our two areas, we have not found significant differences in abundances, ecological descriptors (diversity and evenness) or in species composition (PERMANOVA). The similarity between our two areas, even taking different depths into account, may well be related to the proximity between them and clearly by the great mobility that the fish do have thus attenuating the eventual contrast between fishing bottoms (Stobutzki, Jones, and Miller, 2003). Only the species' richness, estimated by the rarefaction curve, showed a significant difference, being higher in the shallower area (area I). Schwarz Jr. (2009), when analyzing fish species caught at diverse depths, registered differences in the abundance and in the total number of species, but did not show differences in the ecological descriptors (diversity and evenness) these being similar to our results in Palhoça.

The restructuring of the ichthyofauna throughout the seasons was detailed by the SIMPER analysis. The main responsible factor for the differences between seasons were the species classified as regular and with high abundances, such as *C. striatus*, *P. brasiliensis*, *S. hispidus* and *S. crumenophthalmus*. Moreover, occasional species and with low abundances, namely *F. petimba* and *B. ronchus*, had a minor supporting role (*e.g* low abundances) in the community structure.

## CONCLUSIONS

Pioneering scientific works such as this study are essential to characterize ecosystems, overfishing and detection of factors that may act on the composition of bycatch. According to our results, the ichthyofauna of Palhoça is diverse, with a high number of captured organisms and specific composition/patterns similar to other fishing bottoms in nearby areas such as the dominance of Sciaenidae, high presence of occasional species, a small number of species considered as abundant in

the samplings. Nevertheless, the species considered as such in this study are not common in other fishing spots of the Brazilian coastline or even in spots geographically closer. The specific composition of the ichthyofauna and the ecological descriptors of the community were not influenced by differences between areas (depth and grain size), and only depend on the time factor and the seasonality of the abiotic variables. All these information will be extremely valuable for measures and management practices that would significantly contribute to strongly reduce bycatch by shrimp/prawn fisheries.

### ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Federal University of São Carlos (UFSCar) Programme in Ecology and Natural Resources and the UNIVALI Office of Graduate Research, Extension and Culture for their support; we also thank the productivity grants from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) to Joaquim Olinto Branco and José Roberto Verani for research project grants; and CNPq for Jorge Luiz Rodrigues Filho's doctoral scholarship. The authors wish to express their gratitude to the anonymous referees whose contributions greatly improved previous versions of the ms.

### LITERATURE CITED

- Abreu, J.G.N.; Menezes, J.T. and Rosa, F.D., 2006. Morfologia sub-marina e sedimentologia da Armação do Itapocoroy, Penha, SC, *In*: Branco, J.O. and Marenzi, A.W.C. (eds.), *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. Itajaí*, Editora da UNIVALI, Itajaí, Brasil, pp. 37-46.
- Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Pope, J.G., and Murawski, S.A., 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. Roma, FAO, *FAO Fisheries Technical Paper 339*, 233p.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Anderson, M.J., 2005. *PERMANOVA: a fortran Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance*. Auckland, Department of Statistics, University of Auckland, 24p.



- Bail, G.C. and Branco, J.O., 2003. Ocorrência, abundância e diversidade da ictiofauna na pesca do camarão sete-barbas, na Região de Penha, SC. *Notas Técnicas da FACIMAR*, 7, 73-82.
- Bail, G.C.; Branco, J.O.; Freitas Júnior, F.; Lunardon Branco, M.J. and Braun, J.R.R., 2009. Fauna acompanhante do camarão sete barbas, na Foz do Rio Itajaí-Açú e sua contribuição na diversidade de crustáceos e peixes do ecossistema Saco da Fazenda. In: Branco, J.O.; Lunardon-Branco, M. J. and Bellotto, V.R (eds.). *Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*. Editora da UNIVALI, Itajaí, pp.284-312.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. and Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 66, 45-72.
- Barreiros, J.P.; Branco, J.O.; Freitas, F.; JR., Machado, L.; Hostim-Silva, M., and Verani, J.R., 2009. Space-time distribution of the ichthyofauna from Saco da Fazenda Estuary, Itajaí, Santa Catarina, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 25(5), 1114–1121. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- Bernardes Jr., J.J.; Rodrigues Filho, J.L.; Branco, J.O. and Verani, J.R., 2011. Spatiotemporal variations of the ichthyofaunal structure accompanying the seabob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae), fishery in important fishery areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia*, 28(2), 151-164. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702011000200002>.
- Branco, J.O. and Verani, J.R., 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão-sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2), 381-391.
- Cattani, A.P.; Santos, L.O.; Spach, H.L.; Budel, B. and Guanais, J.H.D.G., 2011. Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 37, 247-260.
- Chaves, P.T.C.; Cova-Grando, G. and Calluf, C., 2003. Demersal ichthyofauna in a continental shelf region on the south coast of Brazil exposed to shrimp trawl fisheries. *Acta Biológica Paranaense*, 32(1-4), 69-82.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M., 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 144p.
- Clarke, K.R.; Chapman, M.G.; Somerfield, P.J. and Needham, H.R., 2006. Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 320, 11-27.

- Coelho, J.A.P.; Puzzi, A.; Graça-Lopes, R.; Rodrigues, E.S. and Preto Jr., O., 1986. Análise da rejeição de peixes na pesca artesanal dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, 13(2), 51-61.
- Colwell, R.K.; Mao, C.X. and Chang, J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85(10), 2717-2727.
- Corrêa, I.C.S.; Martins, L.R.; Ketzer, J.M.M.; Elias, A.R.D. and Martins, R., 1996. Evolução sedimentológica e paleogeográfica da plataforma continental sul e sudeste do Brasil. *Pesquisas*, 9, 56-61.
- Costa, M.E.; Erzini, K. and Borges, T.C., 2008. Bycatch of crustacean and fish bottom trawl fisheries from southern Portugal (Algarve). *Scientia Marina*, 72(4): 801-814. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.2008.72n4801>
- CPTEC/INPE. Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/Instituto de Pesquisas Espaciais. URL: <http://www.cptec.inpe.br/>; accessed on April 21, 2013.
- Dantas, N.C.F.M.; Feitosa, C.V. and Araújo, M.E. 2012. Composition and assemblage structure of demersal fish from São Cristóvão beach, Areia Branca, RN. *Biota Neotropica*, 12(3), 000-000. <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n3/en/abstract?article+bn02512032012>
- Davies, R.W.D.; Cripps S.J.; Nickson, A. and Porter, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33, 661–672.
- Eayrs, S., 2007. *A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries*. Revised edition. FAO, Rome, 108 p.
- Figueiredo, J.L. and Menezes, N.A., 1978, *Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II Teleostei (1)*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 110p.
- Figueiredo, J.L. and Menezes, N.A., 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2)*. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90p.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. and Williams, C.B., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*. 12(1), 42-58.
- Folk, R.L and Ward, W.C., 1954. Brazos River Bar: A Study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-26.

- Galbraith, R.D.; Rice, A. and Strange, E.S., 2004. An introduction to commercial fishing gear and methods used in Scotland. *Fisheries research services, Scottish Fisheries information pamphlet*, No. 25. 43p.
- Giannini, R. and Paiva-Filho, A.M., 1990. Os Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) da Baía de Santos (SP), Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 38(1), 69-86.
- Gomes, I.D. and Chaves. P.T., 2006. Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroeiro no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Bioikos*, 20(1), 9-13.
- Graça-Lopes, R.; Tomás, A.R.G.; Tutuis, L.S., Severino-Rodrigues, E. and Puzzi, A., 2002. Fauna acompanhante da pesca camaroeira no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(2), 173-188.
- Graça-Lopes, R.; Puzzi, A.; Severino-Rodrigues, E.; Bartolotto, A.S.; Guerra, D.S.F. and Figueiredo, K.T.B., 2002. Comparação entre a produção de camarão sete-barbas e de fauna acompanhante pela frota de pequeno porte sediada na Praia de Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(2), 189-194.
- Haimovici, M.; Martins, A.S. and Vieira, P.C., 1996. Distribuição e abundância de teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 56, 27–50.
- Haimovici, M. and Mendonça, J.T., 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica*, 18,161-177.
- Hall S.J. and Mainprize, B.M., 2005. Managing by-catch and dis-cards: How much progress are we making and how can we do better? *Fish and Fisheries*, 6, 134–155.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9p. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Horn-Filho, N.O., 2003. Setorização da Província Costeira de Santa Catarina em base aos aspectos geológicos, geomorfológicos e geográficos. *Geosul*, 18(35), 71-98.
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363–375. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

- Kelleher K., 2005. *Discards in the World's Marine Fisheries: An Update*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO. 131p.
- Krebs, C.J., 1999. *Ecological Methodology*, 2nd ed. Menlo Park: Benjamin/Cummings, 620p.
- Krumbein, W.C. 1934. The mechanical analysis of fine-grained sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 2(3), 140-149.
- Larson, D.M.; House, B.H. and Terry, J.M., 1996. Toward efficient management in multispecies fisheries: A nonparametric approach. *Marine Resources Economics*, 11, 181-201.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Magurran, A.E. and Henderson, P.A., 2003 Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422, 714–716.
- McCune, B. and Mefford, M.J., 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A,
- Melo, A. S., 2004. A critic of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness in assemblages. *Community Ecology*. 5(2), 149-157.
- Menezes, N.A. and Figueiredo, J.L., 1980a. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil vol. 3: Teleostei 2. São Paulo: Museu de Zoologia – USP. 90 p.
- Menezes, N.A. and Figueiredo, J.L., 1980b. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil vol. 4: Teleostei 3. São Paulo: Museu de Zoologia – USP. 96 p.
- Menezes, N.A. and Figueiredo, J.L. 1985., Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil vol. 5: Teleostei 4. São Paulo: Museu de Zoologia – USP. 105 p.
- Menezes, N.A.; Buckup, P.A.; Figueiredo, J.L. and Moura, R.L., 2003. *Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 160 p.
- Merella, P.; Alemany, F.; Carbonell, A. and Quetglas, A., 1998. Fishery and biology of Norway lobster *Nephrops norvegicus* (Decapoda: Nephropidae) in Mallorca (western Mediterranean). *Journal of Natural History*, 32, 1631-1640.
- Muniz, E.R. and Chaves, P.T.C., 2008. Condição reprodutiva da betara preta, *Menticirrhus americanus* (Teleostei, Sciaenidae), na pesca realizada no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 30(4), 339-344.

- Muto, E.Y.; Soares, L.H. and Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B., 2000. Demersal fish assemblages off São Sebastião, southeastern Brazil: structure and environmental conditioning factors (Summer 1994). *Revista Brasileira de Oceanografia*, 48(1); 9-27
- Odum, E.P., and Barrett, G.W., 2005. *Fundamentals of Ecology*, 5th ed. Belmont, CA: Thomson Brooks/Cole. 598 p.
- Oneshigue-Valentin, Y. and Nassar, C., 2009. *Sargassum vulgare* C. Agardh (Ochrophyta, Fucales) population dynamic from Ponta do Arpoador– Rio de Janeiro. *Oecologia Australis*, 12(2), 291-298.
- Paiva-Filho, A.M. and Schmiegelow, J.M.M., 1986. Estudo sobre a ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) nas proximidades da Baía de Santos –SP. I. Aspectos quantitativos. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 34, 79-85.
- Pascoe, S. and Revill, A., 2004. Costs and Benefits of Bycatch Reduction Devices in European Brown Shrimp Trawl Fisheries. *Environmental and Resource Economics*, 27, 43–64.
- Pessanha, A.L.M. and Araújo, F.G., 2003. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57(1-2), 1-12.
- Pina, J.V. and Chaves, P., 2009. Incidência da pesca de arrasto camaroeira sobre peixes em atividade reprodutiva: uma avaliação no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Atlântica*, 31, 99-106.
- Pinheiro, H.T. and Martins, A.S., 2009. Estudo comparativo da captura artesanal do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante em duas áreas de pesca do litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35(2), 215-225.
- Pires-Vanin, A.M.S.; Rossi-Wongtschowski, B.C.L.D.; Aidar, E.; Mesquita, H.S.L.; Soaresand, L.S.H. and Katsuragawa, M., 1993. Estrutura e função do ecossistema de plataforma continental do Atlântico Sul brasileiro: síntese dos resultados. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico*, 10, 217-231.
- Recasens, L.; Lombarte, A.; Mortales-Nin, B. and Torres, G.J., 1998. Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 53, 387-401.
- Robert, M.D.C.; Michels-Souza, M.A. and Chaves, P.T., 2007. Biologia de *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(1), 191-198.

- Rochet, M.-J.; Péronnet, I. and Trenkel, V.M., 2002. An analysis of discards from the French trawler fleet in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59(3), 538-552.
- Rodrigues-Filho, J.L.; Branco, J. O.; Peret, A.C.; Decker, F. K.; Luiz, T. F. and Verani, J.R., 2011. Impacts of the seabob shrimp fishery on *Stellifer* spp. (Perciformes, Sciaenidae) assemblage in Armação do Itapocoroy, Penha (SC), Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6(2), 170-184.
- Rodrigues-Filho, J.L.; Verani, J.R.; Peret, A.C.; Sabinson, L.M. and Branco, J.O., 2011. The influence of population structure and reproductive aspects of the genus *Stellifer* (Oken, 1817) on the abundance of species on the southern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Biology*, 71(4), 991-1002.
- Ruffino, M.L. and Castello, J.P., 1992. Alterações na ictiofauna acompanhante da pesca do camarão barba-ruça (*Artemesia longinaris*) nas imediações da Barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul – Brasil. *Nerítica*, 7(1-2), 43-55.
- Rogers, J.S., Hare, J. A. and Lindquist, D.G., 2001. Otolith record of age, growth, and ontogeny in larval and pelagic juvenile *Stephanolepis hispidus* (Pisces: Monacanthidae). *Marine Biology*, 138, 945–953.
- Santana, F.M.S. and Severi, W., 2009. Composição e estrutura da assembleia de peixes da zona de arrebenção da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco. *Bioikos*, 23(1), 3-17.
- Schettini, C.A.F.; Carvalho, J.L.B. and Truccolo, E.C., 1999. Aspectos hidrodinâmicos da enseada da Armação do Itapocoroy, SC. *Notas Técnicas da FACIMAR*, 3, 99-109.
- Schwarz Jr., R.; Franco, A.C.N.P.; Spach, H.L.; Santos, C.; Pichlerand, H.A. and Queiroz, G.M.L.N., 2007. Variação da estrutura espacial da ictiofauna demersal capturada com rede de arrasto de porta na Baía dos Pinheiros, PR. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33(2), 157-169.
- Schwarz Jr, R., 2009. Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, Ph.D. thesis, 280p.
- Sedrez, M.C.; Branco, J.O.; Freitas Júnior, F.; Monteiro, H.S. and Barbieri, E., 2013. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 13(1), 000-000 (in press).

- Severino-Rodrigues, E.; Guerra, D.S.F. and Graça-Lopes, R., 2002. Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) desembarcado na praia do Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(1), 33-48.
- Shepard, F.P., 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay rations. *Journal of Sedimentary Petrology*, 24(3), 151-158.
- Slavin, J.W. 1983. Utilización de la pesca acompañante del camarón. *In: Pesca acompañante del camarón - un regalo del mar - informe de uma consulta técnica sobre utilización de la pesca acompañante del camarón*. Georgetown Guyana: Ottawa, Ont. CIID, pp. 67-71.
- Souza, L.M. and Chaves, P.T., 2007. Atividade reprodutiva de peixes (Teleostei) e o defeso da pesca de arrasto no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4), 1113-1121.
- Souza, U.P.; Costa, R.C.D.; Martins, I.A. and Fransozo, A., 2008. Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea (Decapoda:Dendrobranchiata) no litoral norte do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 8(1), 83-92.
- Stobutzki I.C.; Miller M.J.; Jones P. and Salini J.P., 2001. Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery; the implications for monitoring. *Fisheries Research* 53, 283–301.
- Stobutzki, I., Jones, P., and Miller, M., 2003. A comparison of fish bycatch communities between areas open and closed to prawn trawling in an Australian tropical fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 60, 951–966
- Ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5), 1167-1179.
- Vianna, M. and Almeida. T., 2005. Bony fish bycatch in the Southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(4), 611-623.
- Zar, J.H., 2007. *Biostatistical Analysis*. 5<sup>th</sup> edition, New Jersey: Prentice Hall, 944p.

## CONCLUSÕES GERAIS

---

Os resultados e conclusões dos manuscritos que compõem a presente tese evidenciam padrões ecológicos relevantes a respeito ecologia populacional do camarão sete-barbas *X. kroyeri* e de sua fauna acompanhante no litoral catarinense.

A população de *X. kroyeri* e as variáveis ambientais temperatura e salinidade foram analisadas em diferentes isóbatas no capítulo I. Com relação às variáveis abióticas, as áreas mais rasas e próximas da costa possuíram temperaturas mais elevadas e menores salinidades. A população de *X. kroyeri* não foi correlacionada com as variáveis ambientais, diferentemente de outros trabalhos similares. A biomassa capturada variou de acordo com a profundidade – as maiores biomassas ocorreram na isóbata de 20 metros e as capturas foram irrisórias nas de 30 metros, não permitindo se analisar as características da população amostrada nesta profundidade. A observação das distribuições de frequência de comprimento mensais sugeriu que a população apresentou distribuição bimodal e que ocorreram dois picos de recrutamento na área, um mais ameno em maio-junho e um acentuado em novembro. O uso do tamanho de primeira maturação sexual com as distribuições de frequência de comprimentos permitiu evidenciar que não há segregação de jovens e adultos nas isóbatas de 10 e 20 metros, entretanto pode-se notar que mesmo havendo um predomínio de adultos, o contingente de jovens aumenta de acordo com a diminuição da profundidade e proximidade com a costa, indicando que estes indivíduos habitam preferencialmente as áreas mais rasas.



A análise da série temporal das capturas de peixes e macroinvertebrados bentônicos (Capítulo II) permitiu evidenciar que as comunidades anuais em Armação Itapocoroy foram caracterizadas por possuírem alta dominância e riqueza de espécies e baixa equitabilidade e diversidade específica. Nos últimos anos de estudo, houve uma pequena diminuição da dominância e as comunidades passaram a ter uma distribuição mais homogênea de espécies, o que acarretou em aumentos discretos da diversidade. Entretanto, mesmo frente à elevada variação, as análises estatísticas indicaram que não houve tendência temporal de aumento ou decréscimo dos descritores da comunidade ao longo dos anos. De modo geral, o *bycatch* em Armação do Itapocoroy foi composto por quatro agrupamentos de organismos: um grande grupo com espécies infrequentes e com baixa abundância; um pequeno grupo de espécies infrequentes e com elevada abundância, um pequeno grupo de espécies frequentes e com baixa abundância e um pequeno grupo de espécies abundantes e frequentes nas amostragens. A elevada dinâmica interna das espécies na comunidade, revelada pela oscilação das abundâncias das espécies comuns e mais frequentes e o fluxo contínuo de entrada e saída das espécies raras e infrequentes nos esforços amostrais, acarretou na reestruturação das comunidades, resultando em formações distintas anualmente.

No estudo realizado na região de Palhoça (Capítulo III), observou-se que a ictiofauna foi composta por um elevado contingente de peixes pertencentes a 31 famílias e 61 espécies, sendo que maioria dos indivíduos pertencia à família dos Sciaenidae, resultado este comum com o de outras localidades no litoral brasileiro. A composição da ictiofauna e seus descritores ecológicos não apresentaram diferenças entre as isóbatas de 10 e 20 metros e não houve diferenças detectáveis na composição do sedimento entre estas profundidades. Entretanto, houve uma ampla variação sazonal influenciada pelas variações de temperatura e salinidade, o que acarretou em rearranjos significativos na estrutura da comunidade e com diferentes espécies dominantes nas estações dos anos. Estas espécies dominantes nas

amostragens foram as que mais contribuíram para a formação de assembleias distintas entre as estações, indicando que houve alta oscilação destas populações no estudo. Muitas das espécies abundantes, tais como, *P. brasiliensis*, *C. gracilicirrhus*, *M. furnieri*, *M. americanus*, *L. breviceps*, *S. brasiliensis*, *S. rastrifer*, *C. jamaicensis* e *I. parvipinnis* são frequentes em arrastos da região sul e sudeste. Por outro lado, algumas espécies abundantes em Palhoça, como por exemplo, *C. striatus* e *S. hispidus* não são comumente registradas em elevadas abundâncias em arrastos camaroeiros, tampouco em localidades próximas. Oscilações sazonais foram também registradas nos descritores da comunidade, com as diversidades mais elevadas ocorrendo no inverno e menores na primavera, onde houve uma elevada dominância de *C. striatus* nas amostras.

Os resultados aqui expostos podem subsidiar ações para a gestão da pesca do camarão sete-barbas em Santa Catarina. De acordo com o apresentado, sugere-se que o principal pico de recrutamento da espécie - alvo (novembro) seja levado em consideração para se definir o defeso no litoral catarinense, pois o assincronismo destes períodos pode prejudicar a manutenção dos estoques na região. O fato da ictiofauna acompanhante não ter apresentado diferenças ecológicas entre profundidades de 10 e 20 metros associado à constatação que a população de camarões apresenta maior quantidade de jovens em ambientes rasos (10 metros) e melhor rendimento em mais profundos (20 metros) fornecem respaldo para se recomendar que a pesca seja direcionada para as áreas mais fundas, o que permitiria proteger os jovens do camarão sete-barbas e uma representativa parcela de peixes capturados com bycatch, ao mesmo tempo em que as pescarias seriam mais produtivas. Nesta situação, a intensificação pesqueira e a elevada retirada de organismos poderiam gerar condições ambientais adequadas para a colonização de jovens advindos das áreas protegidas, mantendo assim as características ecossistêmicas da área.