

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA

***AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA PESCA DE
ARRASTO ARTESANAL DO CAMARÃO-ROSA,
Farfantepenaeus paulensis (PÉREZ FARFANTE,
1967), NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS.***

GABRIELA AMARAL DE REZENDE

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de DOUTOR.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont

RIO GRANDE

Janeiro de 2016

*“O sucesso nasce do querer, da
determinação e persistência em se chegar a
um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo,
quem busca e vence obstáculos, no mínimo
fará coisas admiráveis.”*
(José de Alencar)

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Luiz Felipe C. Dumont por me fornecer todas as condições para realização deste trabalho e, acima de tudo, pela confiança, orientação, e amizade.

Aos membros da banca de acompanhamento Professores Dr. João P. Vieira, Dr. Paul G. Kinas, Dr. Fernando D’Incao pelas revisões, reuniões e conselhos que permitiram uma melhor qualidade final da tese.

Ao Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA) e ao Ministério da Pesca, que através do Projeto “Caracterização, monitoramento e qualificação das pescarias de arrasto do litoral do Rio Grande do Sul” permitiram a obtenção dos dados necessários para a realização desta tese. Em especial ao Sérgio Estima e Danielle Monteiro, pelo apoio, ideias e considerações importantes.

Aos pescadores que permitiram o acompanhamento das pescarias e, mais importante, compartilharam um pouco dos seus conhecimentos e opiniões sobre a pesca e comportamento dos camarões: Loredi; Cláudio; Seu Zé Alberto; Clademir; Solemar; Beco; Baco; Pingo; Flávio; Ismael; Francisco; Giovani, Tata e filhos. Agradeço também pela companhia e pelo passeio, por que acima de tudo foi muito bom participar da pescaria!

Aos inúmeros estagiários que auxiliaram na triagem de nada mais nada menos que 29 061 pequenos peixes e crustáceos, em especial a Ana Lúiza Müller que ajudou com empenho desde o início do projeto.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Crustáceos Decápodes da FURG pelas inúmeras discussões, auxílios com as saídas de campo, processamento do material coletado, análises dos dados, amizade e companhia. Em especial, aos amigos Vinicius

Ruas, Dérien Vernetti, Ileana Ortega e Roberta Barutot pelas contribuições e apoio indispensáveis para a realização desta tese. Ao Prof. Dr. Fernando D’Incao, que possui um imenso conhecimento sobre a biologia e pesca do camarão, pelas discussões.

À Marie-Christine Rufener pela disposição em me ajudar com as análises estatísticas e discussão dos resultados.

Ao Professor Gilberto Griep por propiciar viabilidade para avaliação das marcas de arrasto com o aparelho “*sidescan*”. Principalmente pela disposição e animação em acompanhar todas as saídas. A equipe da Lancha Oceanográfica Larus pelo apoio logístico, conhecimento e passeio!

Ao Válerio Costa Machado Jr. pela elaboração dos mapas e análises geoespaciais. Mais importante, ao Lelo, pelo amor, amizade e companheirismo.

À minha família, Doroti G. Curti, Luiz A. de Rezende, Raul A. de Rezende por todo apoio pelas minhas escolhas e carinho dedicado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, a FURG, a Capes pela estrutura e apoio financeiro.

ÍNDICE

RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	8
1 INTRODUÇÃO.....	10
1.1 Objetivos	19
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
2.1 Ambiente de estudo.....	21
2.2 Acompanhamento da pesca do camarão-rosa.	22
2.3 Processamento do material biológico.....	23
2.4 Resumo da metodologia usada para analisar a estrutura de tamanho dos camarões, artigo que compõe o anexo 1.	24
2.5 Resumo da metodologia usada para descrever variabilidade interanual da assembléia de espécies capturadas incidentalmente, artigo que compõe o anexo 2.	25
2.6 Resumo da metodologia usada para quantificar a captura incidental e sua variação temporal, artigo que compõe o anexo 3	26
2.7 Resumo da metodologia usada para demonstrar o impacto físico da pesca de arrasto de portas, capítulo apresentado no 4.	28
3 SÍNTESE RESULTADOS	29
3.1 Estrutura de tamanho dos camarões.....	29
3.2 Variabilidade interanual da assembleia de espécies capturadas incidentalmente	30
3.3 Quantificação da captura incidental e sua variação temporal.	35
3.4 Descrição do impacto físico da pesca de arrasto de portas	40
4 DISCUSSÕES E CONCLUSÕES	46
4.1 Estrutura de tamanho dos camarões.....	46
4.2 Variabilidade interanual da assembleia de espécies capturadas incidentalmente	47
4.3 Quantificação da captura incidental e sua variação temporal.	48
4.4 Descrição do impacto físico da pesca de arrasto de portas	51
4.5 Considerações finais.....	53
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
6 ANEXOS.....	63
6.1 Anexo 1:.....	63
“Size structure of the pink shrimp, <i>Farfantepenaeus paulensis</i> (Pérez-Farfante, 1967) (Decapoda: Penaeoidea), in a subtropical estuary: an assessment motivated by demand from fishermen”	63
6.2 Anexo 2:.....	85
“Bycatch composition of an estuarine shrimp-trawl: focus on the impact upon the captured species assemblage”	85

6.3	Anexo 3 :.....	110
	“Variability of the bycatch rate from an illegal artisanal shrimp-trawl”	110
6.4	Anexo 4.....	134
	“Descrição do impacto físico causado pelas pesca de arrasto de portas no estuário da Lagoa dos Patos –RS.”	134

RESUMO

O camarão-rosa, *Farfantepenaeus paulensis*, no estuário da Lagoa dos Patos é uma importante fonte de renda para as comunidades artesanais locais. Sua pescaria é regulamentada pela normativa que estabelece entre outras coisas o período de pesca, o tamanho de captura, e a proibição do uso de redes de arrasto. Contudo, os pescadores demandam a alteração de um calendário de pesca fixo para um flutuante, com abertura no momento em que o camarão alcance o tamanho mínimo de captura, e, ainda, a liberação do uso de redes de arrasto de portas. O calendário de pesca e o tamanho mínimo de captura foram baseados no ciclo de vida da espécie, para minimizar a captura dos camarões em desenvolvimento. Já a proibição da pesca de arrasto está baseada na baixa seletividade desta arte de pesca. O presente estudo apresenta informações para elucidar o efeito real da pesca de arrasto de portas no estuário, e fornecer subsídio de discussões entre gestores e pescadores. Analisou-se a estrutura de tamanho do camarão-rosa capturado com redes de arrasto, com foco sobre as proporções de camarões menores que o tamanho de captura definidos pela legislação (90 mm – comprimento total). Não foi observado conformidade entre os tamanhos de captura obtidos através da rede de arrasto com o tamanho mínimo exigido por lei. O mês, a região, e a profundidade de pesca exerceram influência sobre a variabilidade das proporções de camarão menores do que o permitido. Portanto, recomenda-se que a legislação atual continue em vigor. No entanto, se houver a aprovação em relação ao calendário de pesca flutuante, deverão ser analisados os comprimentos do camarão em várias regiões do estuário devido à variabilidade de acordo com a região. Foi descrita e quantificada numericamente a assembleia de espécies capturadas incidentalmente através da pesca de arrasto de camarão e suas relações com as condições ambientais. A

captura incidental foi composta por 61 espécies de peixes, crustáceos e moluscos. *Micropogonias furnieri*, *Callinectes sapidus* e *Genidens barbatus* dominaram a captura. Um maior número de espécies foi capturada durante o ano de seca, que favorece a entrada de espécies marinhas. Já durante o ano em que a salinidade estava menor houve uma maior dominância de *Micropogonias furnieri* e *Callinectes sapidus*. Ainda, para verificada a variabilidade na taxa de captura incidental média, sendo em média de 86% (6:1). A captura incidental em taxa não apresentou o mesmo padrão de variação que a captura incidental em peso. Durante épocas em que a taxa foi mais baixa a remoção em peso de captura incidental foi similar as épocas em que a taxa de captura incidental foi alta. Isso evidencia que o uso de taxa de capturas incidental isoladamente não indica o impacto real causado pela pesca de arrasto. Ainda, através do uso do *sidescan*, puderam ser observadas marcas no substrato do estuário deixado pelos barcos de arrasto de portas, e pela digitalização das marcas observadas foi possível criar mapas de densidade de pesca de arrasto. Os dados apresentados esclarecem o impacto o causado pela rede de arrasto de portas no estuário da Lagoa dos Patos.

PALAVRAS-CHAVE: pescaria artesanal, tamanho mínimo de captura; *bycatch*, arrasto de camarões, *sidescan*; Fórum Lagoa dos Patos, estuários.

ABSTRACT

The pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis*, is one of the main sources of income for the artisanal fishermen in Patos Lagoon estuary. This fishery is regulated by a normative instruction that establishes the minimum catch size, the closed season and prohibits the use of active fishing gears, such as trawling. However, fishermen demand a flexible fishery season that takes into account the interannual variation of the environmental parameters and the minimum legal size for catch. Additionally, they require the authorization to use active trawl nets. The present investigation presents novel information concerning the effects of artisanal trawling for pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in Patos Lagoon estuary, providing support for the sustainable management of this resource. The temporal variation in size structure was related to the growth pattern, recruitment period and salinity. On the other hand, the spatial distribution of shrimps was related to the settling pattern and shrimp movements inside estuary. The trawling for shrimp did not achieve the legislation requirements for minimum catch size, either from spatial or temporal perspective. One may conclude that trawling for shrimp in the Patos Lagoon estuary is responsible for catching a large amount of small juveniles under the minimum catch size. Regarding the incidental catch, a total of 61 species of fishes and crustaceans were caught and the most abundant were the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*), the blue crab (*Callinectes sapidus*) and the marine sea cat (*Genidens barbus*). All of these species were captured under the length at first maturity, indicating that this fishery may cause growth overfishing of some incidentally caught species. On a temporal basis, the incidental catch varied its composition and abundance in number. Higher richness values were recorded during periods with the influence of El Niño, while a reduced richness has

been estimated for periods under elevated salinity inside the estuarine area. The mean discard rate estimated for this fishery was 86% (6 kg of incidental catch: 1 kg of target species). The discard rate and the discard abundance have also varied interannually. However, even for the periods when the discard rates were different, the amount of fishes discarded in weight was very similar. It does confirm that the use of discard rates to assess the fishery impacts is useless; since the discard rate does not reflect the real amount of incidental catch. Additionally, the physical impact of trawling could be detected on estuarine fishing grounds by using a sidescan sonar. The physical impact of trawlers on the estuarine bottom has been shown for the first time in the Patos Lagoon estuary. By digitalizing and processing the sonar images, we were able to create density maps for the fishing effort originated from trawlers.

KEY WORDS: artisanal fisheries, minimum size of capture; bycatch, shrimp trawling, sidescan; Patos Lagoon Forum, estuaries

1 INTRODUÇÃO

Os crustáceos representam um importante recurso pesqueiro no cenário mundial, evidenciado pelo aumento de sua contribuição no total de pescado produzido, passando de 4% da produção total na década de 50 para 7% no início dos anos 2000 (Csirke, 2005). Em 2012 foram produzidos 3,4 milhões de toneladas de camarão, representando o 15% do valor financeiro do pescado comercializado no mundo (FAO, 2014), permanecendo entre os recursos pesqueiros mais valiosos. No Brasil, entre as espécies mais capturadas está o camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*), representando 18% da produção do total de crustáceos marinhos (MPA, 2011).

O camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) (Perez-Farfante, 1967) ocorre no Atlântico Ocidental entre a Bahia (Brasil) e a Argentina, desde de águas rasas até 150 metros, preferencialmente entre 40 e 80 metros, de profundidades (D’Incao, 1995). Seu ciclo de vida segue o padrão descrito para outros peneídeos, que utilizam o estuário como berçário durante seu crescimento. A reprodução ocorre no oceano resultando em ovos demersais dos quais eclodem larvas planctônicas em fase de nauplius. Quando atingem o estágio de pós-larva penetram nos estuários, adquirem estágio bentônico e permanecem alguns meses em fase de crescimento, onde se desenvolvem em juvenis e pré-adultos, migrando posteriormente para o oceano onde reiniciam o ciclo de vida (Iwai, 1978).

A pesca industrial ocorre sobre o estoque adulto, principalmente em frente as costas entre Santa Catarina e Espírito Santo. Já a pesca artesanal se desenvolve principalmente no estoque de juvenis e sub-adultos dentro de estuários e baías dos

litorais brasileiros e uruguaio (Almeida e D’Incao, 1999; D’Incao et al., 2002; Lopes, 2012; Valentini et al., 1991).

Umas das regiões mais importantes para a pesca do camarão-rosa é o estuário da Lagoa dos Patos, Região Sul do Brasil, responsável por 10,7 % da captura no país em 2011, com captura média de 1112,9 toneladas (MPA, 2011). Esta espécie tornou-se o principal recurso das comunidades pesqueira artesanais da Lagoa dos Patos na medida em que outras pescarias foram colapsadas e o camarão manteve-se como um recurso economicamente viável (D’Incao e Reis, 2002; Reis e D’Incao, 2000).

Atribui-se que parte da atual crise pesqueira seja devido ao manejo centralizado da pesca, em que são tomadas medidas isoladas. Contudo, outros fatores além sobre-exploração dos recursos também podem ser associados a crise na pesca artesanal da região como perda da biodiversidade, pobreza e perda da identidade cultural das comunidades de pesca (Haimovici et al., 2006; Kalikoski et al., 2006).

Neste contexto, o foco do manejo pesqueiro vem mudando através dos anos, deixando de se preocupar apenas com estoques unitários da espécie alvo para levar em consideração os efeitos e interações da pescaria com o ecossistema no qual a espécie está inserida, levando ainda em consideração aspectos sociais e relações com outras atividades marinhas e costeiras (Bellido et al., 2011). Esta abordagem integrada de manejo recebe o nome de “*Ecosystem Approach to Fisheries*” (EAF). De acordo com a qual é importante o reconhecimento das diferentes escalas temporais e espaciais dos ecossistemas e o equilíbrio entre preservação e uso sustentável da biodiversidade. Entre os mais importantes elementos do EAF está manter as taxas de mortalidade baixas o suficiente para prevenir a sobrepesca, reduzindo ou eliminando as capturas incidentais e evitando os métodos de pesca que destroem habitats em todo o ecossistema (Hilborn,

2011). Assim como a incorporação do conhecimento tradicional dos pescadores na tomada de decisões e no desenvolvimento de ações alternativas de manejo (Kalikoski et al., 2006; Medeiros et al., 2013).

Para discutir e desenvolver ações alternativas para redução da crise no setor pesqueiro artesanal, assim como, recuperar pescarias importantes e compartilhar decisões para resolver alguns dos problemas inerentes da atividade foi criado, na década de 90, o Fórum da Lagoa dos Patos. O Fórum funciona como órgão colegiado, de função cooperativa com o setor pesqueiro no âmbito político, econômico e jurídico, composto por entidades e representantes da sociedade civil organizada e poderes públicos dos municípios do entorno do estuário da Lagoa dos Patos (D’Incao e Reis, 2002; Kalikoski et al., 2002). Dentro deste cenário, uma das principais demandas feitas pelos pescadores no Fórum, está relacionada a atual regulamentação da pescaria de arrasto objetivando o camarão-rosa dentro do estuário da Lagoa dos Patos.

O funcionamento da pesca no estuário da Lagoa dos Patos é regulado pela normativa conjunta nº 3, MMA/SEAP 2004. Entre outras coisas ela estabelece o período de pesca, entre fevereiro e maio, o tamanho de mínimo de captura de 90 mm de comprimento total – CT (tolerância de 20% da captura), permitindo apenas artes de pesca passivas (saquinho e saco) (MMA/SEAP, 2004).

Muitos pescadores desafiam a lei em busca de melhores rendimentos através da pesca de arrasto de portas. Essa arte de pesca, também conhecida localmente como “prancha”, é muito comum, apesar de ilegal, e possui a maior abrangência espacial sobre o estuário. É praticada ao longo de toda a região, preferencialmente, sobre fundos moles e em profundidades que variam de 1,5 a 14 m (Benedet et al., 2010). De acordo com o censo pesqueiro publicado por Kalikoski e Vasconcellos (2012), 170 pescadores

declararam usar redes de arrasto para capturar camarão. Contudo, os autores acreditam que seja provável que esses números sejam subestimações da verdadeira magnitude dessa pescaria, e que, de acordo com as características dos barcos, o número de barcos capazes de fazer arrasto seja da ordem de 376. Os pescadores demandam a liberação dessa arte de pesca por acreditarem que ela causa menos impacto que a pesca de camarão com redes de saquinho; eles alegam ainda que a pesca de arrasto captura camarões maiores e com menor captura incidental (Kalikoski e Vasconcellos, 2012; Kalikoski et al., 2006).

O calendário de pesca e o tamanho mínimo de captura definidos pela normativa foram baseados no ciclo de vida da espécie. A principal época de entrada de pós larvas para o estuário da Lagoa dos Patos ocorre durante os períodos de primavera e verão. Uma vez assentadas, o desenvolvimento das pós-larvas em pré-adultos leva de quatro a cinco meses, quando atingem tamanho de cerca 70 a 80 mm de comprimento total (CT) (D’Incao, 1991, 1984). A partir destes tamanhos os camarões iniciam seu processo de migração ao estoque adulto, quando deixam o estuário em direção ao mar para desenvolvimento das gonâdas e reprodução (D’Incao, 1991). Essa migração ocorre principalmente entre os meses de fevereiro a maio (D’Incao, 1983). Assim, o calendário de pesca foi definido para permitir que pelo menos uma parte dos juvenis escapem do estuário e completem seu ciclo de vida recrutando ao estoque adulto (D’Incao, 1984).

Contudo, os pescadores demandam um calendário de pesca flutuante, adaptado às variações interanuais no período de recrutamento. Suas argumentações são baseadas no conhecimento de que variações nas condições hidrológicas, particularmente salinidade, afetam a entrada das pós-larvas e a produtividade do camarão-rosa no estuário. Segundo os pescadores, uma boa safra ocorre quando a água no estuário se

mantém salgada entre outubro e dezembro, e quanto mais cedo a água salga mais cedo será a safra (Kalikoski et al., 2006). O transporte das pós-larvas para o interior do estuário ocorre pela penetração da cunha salina. Assim, a frequência e a intensidade da penetração desta, regulam o recrutamento do recurso (Castello e Möller, 1978; D’Incao, 1984; Möller et al., 2009; Pereira e D’Incao, 2012). Os pescadores também acreditam que por atuar principalmente em zonas de canal, a pesca de arrasto de portas, captura em média camarões maiores durante a sua migração para o mar (Kalikoski et al., 2006).

Contudo, já foi observadas a presença de diferentes classes de tamanho do camarão-rosa coexistindo no estuário da Lagoa dos Patos (D’Incao, 1984; Noleto-Filho, 2014; Ruas et al., 2011). Temporalmente, foram identificados dois picos de indivíduos pequenos, um no início de fevereiro e outro final de março, evidenciando a penetração de pós-larvas em diferentes períodos ao longo da safra (Ruas et al., 2011). Almeida e D’Incao (1999) observaram que amostras de camarões adquiridas com pescadores locais possuíam percentuais altos de camarões menores que 90 mm (CT), tanto durante o mês que antecede a safra, quanto durante a safra. Ainda, foi constatado que os juvenis, ao longo de seu crescimento, também não se distribuem homogeneamente na Lagoa dos Patos, apresentando predominância de classes maiores nas regiões do Saco da Mangueira, mais próximo a desembocadura, e menores na região da Torotama, mais à montante (Noleto-Filho, 2014).

Já a proibição do uso de artes ativas, como a rede de arrasto de portas, é baseada na baixa seletividade destas artes de pesca e no elevado distúrbio físico que causam nos ecossistemas marinhos. Um dos aspectos mais graves e controversos da pesca de arrasto é a captura de espécies não-alvo, comumente denominada como captura incidental, ou, *bycatch*, sendo um dos temas mais importantes no manejo pesqueiro, do ponto vista

econômico e ambiental (Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; Catchpole et al., 2011; Kelleher, 2005). A implementação do enfoque ecossistêmico da pesca deve considerar a captura incidental devido ao seu efeito direto no balanço e equilíbrio do ecossistema (Bellido et al., 2011). A captura incidental pode afetar a biodiversidade de um ecossistema através da remoção de indivíduos de muitas espécies de juvenis de peixes e invertebrados bentônicos, pela eliminação de presas, ou por impactar predadores de topo (Hall et al., 2000). É também considerada como um problema de desperdício, em que milhões de toneladas de proteína são despejados no oceano (Hall e Mainprize, 2005).

Reconh

(Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; Davies et al., 2009; Kelleher, 2005). No Brasil, esses valores variam amplamente de 25,7% até 99,2% (Branco e Fracasso, 2004; Branco e Verani, 2006; Cattani et al., 2011; Dumont e D’Incao, 2011; Haimovici e Mendonça, 1996; Keunecke et al., 2007). Na região costeira adjacente à desembocadura da Lagoa dos Patos, a captura incidental da pesca de arrasto artesanal do camarão ferrinho (*Artemesia longinaris*) foi de 86,1 % da captura total, sendo composta por 55 espécies, muitas das quais eram juvenis de valor comercial (Dumont e D’Incao, 2011).

Também podem ocorrer variabilidade na composição das capturas incidentais, relacionadas, entre outros fatores, com as condições ambientais (Catchpole et al., 2011; Dumont e D’Incao, 2011). Costuma-se supor que os fatores abióticos, como a salinidade e a temperatura, podem definir a estrutura da comunidade e seus padrões de distribuição nos estuários (Day et al., 1989; Martino e Able, 2003). De maneira que, estudos ecológicos realizados durante distintas condições ambientais, mostraram que espécies estuarinas formam o grupo dominante em ambos os eventos, enquanto que as espécies

marinhas e de água doce ocorrem em baixa abundância e com pouca frequência (Garcia et al., 2003a, 2003b, 2001). No entanto, as espécies marinhas são mais abundantes nos anos de La Niña, época de seca, enquanto espécies de água doce foram mais abundantes durante o El Niño, época de alta pluviosidade (Garcia et al., 2001).

Flutuações nas capturas do camarão e/ou nas espécies não-alvo, deverão influenciar os valores da proporção de captura incidental. Isso porque a taxa de captura incidental depende da combinação entre a abundância da espécie-alvo e da fauna acompanhante, sendo normalmente expressa como proporção, ou razão, entre essas duas variáveis. Ainda, variações nos valores da taxa de captura incidental podem ser influenciados por diferentes condições ambientais. Os valores mais elevados foram encontrados principalmente durante a estação chuvosa; inversamente, as taxas menores são encontrados durante os períodos secos (Dumont e D’Incao, 2011). Da mesma forma, a abundância do camarão-rosa, assim como seu crescimento, dependem das variações de salinidade, já que a entrada das pós-larvas está relacionada com a intrusão de água salgada no estuário (Möller et al., 2009; Pereira e D’Incao, 2012).

A pesca de arrasto ainda impacta fisicamente o ambiente. O contato de partes da arte de pesca (portas, tralha, saco) com o substrato, forma cicatrizes, ou marcas (Friedlander et al., 1999; Jones, 1992; Lucchetti et al., 2012; Smith et al., 2007). Essas perturbações físicas no substrato causam problemas secundários, dentre os quais se destacam a ressuspensão dos sedimentos, que pode alterar processos químicos na interface sedimento-água (Dellapenna et al., 2006; Warnken, 2003) e a possível diminuição da diversidade do ecossistema, pela remoção ou dispersão de organismos bentônicos (Collie et al., 2000; FAO, 2005). Também, ocorre a diminuição da complexidade do habitat, através da destruição de estruturas biogênicas como tocas e

tubos (Prena et al., 1999). Dessa forma, os arrastos de fundo tem efeitos no fundo que são comparáveis à derrubada de florestas em ambiente terrestre (Watling e Norse, 1998). A falta de visualização dos efeitos causados pela rede de arrasto de fundo dificulta a conscientização dos seus impactos no ambiente (Watling e Norse, 1998). Fotos são costumeiramente utilizadas para demonstrar a quantidade de captura incidental que esta arte de pesca captura, mas visualizar os efeitos físicos no fundo demandam mais esforço.

O sonar de varredura lateral, *sidescan*, é uma ferramenta geofísica utilizada para criar imagens do fundo marinho que se assemelham a uma fotografia aérea. O equipamento emite sinais acústico de frequências altas (de 100 kHz a 1200 kHz), que se propagam na água até atingirem o fundo marinho e retornam imediatamente após a emissão, o que viabiliza a identificação não só da topografia da superfície, mas também das principais feições geológicas estruturais e dos tipos de fundos, permitindo ainda a análise da sua distribuição em área (Souza, 2006). Imagens geradas a partir deste equipamento já permitiram a visualização de marcas no sedimento de forma paralela e equidistante, o que indubitavelmente reflete a ação de barcos de arrasto (Dellapenna et al., 2006; Demestre et al., 2015; Franceschini et al., 2002; Pasqualini et al., 2000; Smith, 2000; Smith et al., 2007).

As informações científicas evidenciam o alto impacto causado pela pesca de arrasto. Contudo, contrapondo este conhecimento, os pescadores locais continuam demandando exaustivamente a liberação desta pescaria para o estuário da Lagoa dos Patos. Portanto, é necessária uma avaliação direcionada ao impacto da pesca do camarão-rosa com redes de arrasto de portas dentro do estuário, para elucidar o efeito

real dessa pescaria e fornecer subsídio científico para discussão no Fórum da Lagoa dos Patos.

Assim, diante da necessidade de se conhecer o impacto e a atuação da frota de arrasto artesanal que atua na Lagoa dos Patos, o Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA) deu início ao Projeto “Caracterização, monitoramento e qualificação das pescarias de arrasto do litoral do Rio Grande do Sul”, com financiamento pelo Ministério da Pesca (MPA), que permitiu a coleta de parte das informações que subsidiaram esta tese. Neste mesmo contexto, o Laboratório de Crustáceos Decápodes da Universidade Federal do Rio Grande criou um grupo de pesquisa voltado para o conhecimento e mitigação da captura incidental da pesca de camarões.

De acordo com as informações previamente expostas, esta tese apresenta as seguintes hipóteses:

- A estrutura de tamanhos dos camarões capturados através da pesca de arrasto de portas no estuário da Lagoa dos Patos apresenta variabilidade temporal, que está relacionada com a salinização do estuário e padrões de crescimento da espécie, e espacial, que está relacionada com padrões de assentamento e deslocamento no interior do estuário. Está hipótese será tratada em detalhes no anexo 1 desta tese.

- A composição específica e abundância das espécies que compõe a captura incidental da pesca de arrasto de portas de *Farfantepenaeus paulensis* no estuário da Lagoa dos Patos varia temporalmente, em relação às condições ambientais, principalmente salinidade. Está hipótese será tratada em detalhes no anexo 2 desta tese.

- A abundância do camarão-rosa, da captura incidental e, por consequência, a taxa da captura incidental devem variar temporalmente em função das condições ambientais, principalmente a salinidade. Está hipótese será tratada em detalhes no anexo 3 desta tese.

- Os impactos físicos deixado pela rede de arrasto de portas no leito do estuário podem ser visualizados através do sonar de varredura lateral e quantificados espacialmente. Está hipótese será tratada em detalhes no anexo 4 desta tese.

1.1 Objetivos

Este trabalho visa trazer informações científicas sobre os impactos do arrasto de portas artesanal direcionado ao camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, a partir dos seguintes objetivos específicos:

- Analisar a estrutura de tamanho do camarão, com enfoque no percentual de camarões menores que o permitido pela legislação, considerando aspectos como a variação temporal e espacial da estrutura de tamanhos.
- Analisar quali- e quantitativamente a variabilidade interanual da assembleia de espécies capturadas incidentalmente na pesca de arrasto, considerando a influência de fatores ambientais
- Quantificar captura do camarão-rosa e a variação temporal em sua abundância, considerando a influência de fatores ambientais.
- Quantificar a captura incidental total e sua variação temporal no estuário da Lagoa dos Patos, considerando a influência de fatores ambientais.

- Analisar o efeito da pesca nos juvenis de peixes e crustáceos através da análise da estrutura de comprimentos da captura incidental.
- Demonstrar através de um sonar de varredura lateral o impacto físico da pesca de arrasto de portas assim como quantificar as marcas espacialmente.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Ambiente de estudo

O estudo foi realizado no estuário da Lagoa dos Patos, entre a área que compreende a boca do estuário, localizado na barra de Rio Grande (32°09' S 52°05' O), até o estuário superior, nas proximidades da cidade de Pelotas (31°43' S 52°08' O). O estuário da Lagoa dos Patos apresenta a morfologia típica de uma lagoa costeira estrangulada (Kjerfve, 1986), reforçada pela construção dos molhes. Estende-se no sentido NE-SW na planície costeira do Rio Grande do Sul. Sua região estuarina encontra-se ao sul da laguna (Figura 1), onde por um estreito canal, com 20 km de comprimento e largura que varia de 0,5 a 3 km, ocorrem as trocas de água com o oceano (Asmus, 1998). Os principais ambientes estuarinos são constituídos por enseadas rasas protegidas, que apresentam menor variação da salinidade e velocidade da corrente, e pelo corpo de água central desprotegido, com maior profundidade, e maior variabilidade da salinidade e velocidade da corrente (Asmus, 1998; D'Incao e Dumont., 2010; Monteiro et al., 2005).

A hidrodinâmica depende principalmente das relações entre a descarga fluvial e a ação dos ventos (Möller e Fernandes, 2010). Os efeitos dos ventos de SO forçam a entrada de águas marinhas para o interior da laguna, em períodos de descargas fluvial fraca ou moderada. Durante períodos de alta descarga fluvial a salinidade decresce exponencialmente, podendo bloquear a propagação de água salgada para o interior do estuário (Möller e Fernandes, 2010; Möller et al., 1991). Eventos climáticos intensos, a exemplo do El Niño Oscilação Sul (ENSO), causam variações nas descargas fluviais e no vento, alterando os processos de salinização do estuário. A combinação de altas descargas e ventos de NE, que ocorrem durante os anos de *El Niño*, acontecem fortes

vazantes, transformando a Lagoa dos Patos quase em um rio. Inversamente, durante a La Niña, ocorrem baixas descargas e maior ação dos ventos de SO, favorecendo uma maior salinização do estuário (Möller e Fernandes, 2010; Odebrecht et al., 2005).

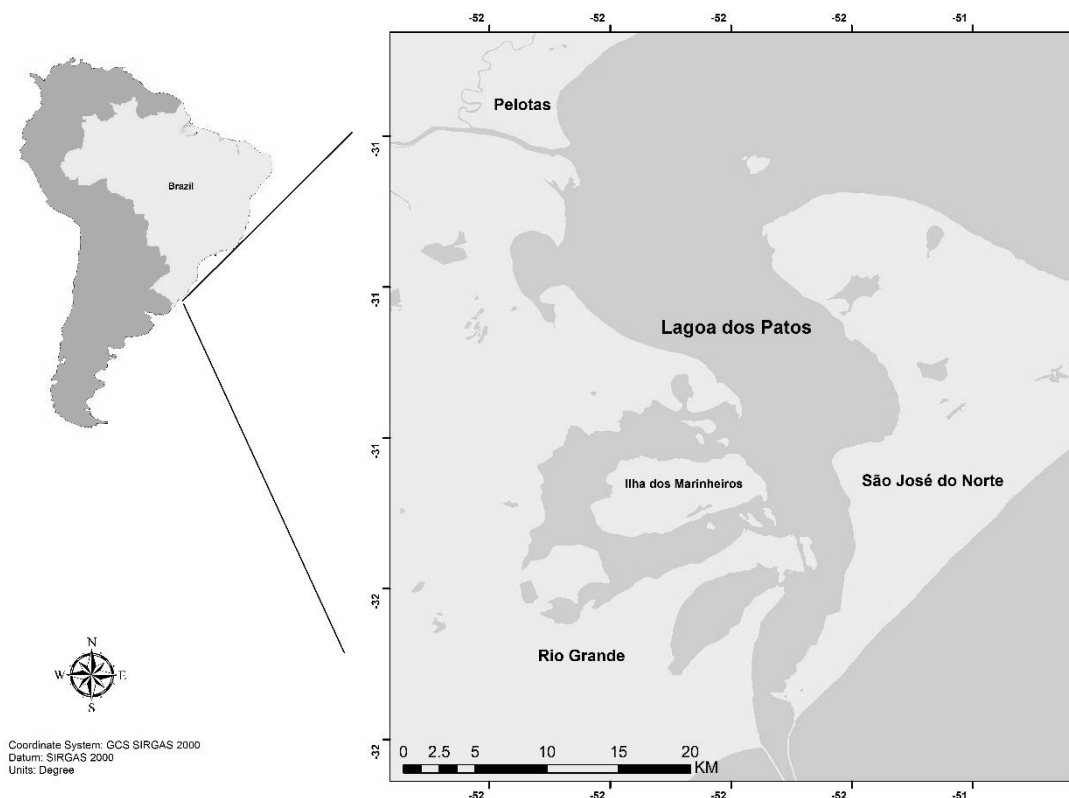


Figura 1. Área de estudo, o estuário da Lagoa dos Patos entre a cidade de Pelotas e os molhes da Barra de Rio Grande.

2.2 Acompanhamento da pesca do camarão-rosa.

A pesca de arrasto do camarão-rosa foi acompanhada durante quatro anos, entre 2011 e 2014, durante os meses de dezembro até abril. Estes meses foram escolhidos por saber-se previamente que os pescadores desafiam a legislação, que permite a pesca a partir de fevereiro, podendo iniciar a pesca do camarão em dezembro. As coletas ocorreram através de

A amostragem não foi realizada de forma aleatória, de maneira que a escolha do local de pesca para a captura do camarão-rosa ficou a critério do pescador. Essa

abordagem foi utilizada para que a amostragem representasse de maneira mais realista a pescaria artesanal local, incorporando assim a experiência do pescador na escolha do local de pesca e do tempo de arrasto. Um total de 173 lances de arrasto foram realizados com auxílio de vários pescadores, em que os barcos e os artefatos de pesca utilizados foram próprios deles. Em média, as redes possuíam malhas de 12 mm entre nós opostos no saco. O tempo de arrasto variou entre alguns minutos até meia hora, mas a duração da maioria dos lances era de aproximadamente 15 minutos.

O pesquisador, sempre portando licença do órgão ambiental competente (SISBIO - nº 28975-1), estava presente apenas para acompanhar a pescaria, coletar o material que era levado para análise no laboratório, e obter as informações necessárias. Para cada lance de pesca foram registradas a salinidade e temperatura de fundo, a profundidade do local, a posição geográfica e o tempo de arrasto.

2.3 Processamento do material biológico

O material coletado foi devidamente etiquetado e congelado até o processamento em laboratório. Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível e as espécies foram classificadas em guildas de acordo com o uso do habitat: Estuarino relacionadas - vive todo o seu ciclo de vida, ou ocorrem em grande número no estuário em determinadas épocas do ano; Vagantes marinhos – de origem marinha que raramente ocorrem no estuário; Dulcícolas - restritos à ambientes de água doce e ocasionalmente ocorrem no estuário.

Os indivíduos foram pesados (g) e medidos (mm) de acordo com a seguinte maneira: peixes - a partir da ponta da cabeça até à extremidade da nadadeira caudal (comprimento total - CL); camarões - da ponta do rostro até à extremidade do telson

(comprimento total - TL); caranguejos e siris - distância entre as pontas dos espinhos posteriores carapaça mais laterais (largura da carapaça - CW).

Para cada espécie, quando a captura foi muito abundante foi mensurada apenas uma subamostra, e, em seguida, uma extrapolação para o peso e número real foi realizada com base na razão da subamostra. Posteriormente, a abundância, em peso e número, foi padronizada como captura por unidade de esforço (CPUE W - gramas/15 minutos; CPUE N indivíduos/15 minutos).

2.4 Resumo da metodologia usada para analisar a estrutura de tamanho dos camarões, artigo que compõe o anexo 1.

Para verificar a estrutura de tamanho dos camarões capturados a abundância em número (CPUE N) foi analisada por classe de tamanho (CT - 3 mm), considerando mês (dezembro até maio), ano (2011, 2012, 2013), região de pesca (boca do estuário, estuário central, estuário protegido, alto estuário) e profundidade (zonas rasas - até 2 m de profundidade; zonas de canal - profundidade maior que 2 m).

Ainda, foram calculados o percentual de indivíduos menores que 90 mm de CT ($\% < 90 \text{ mm}$) e estimativas dos tamanhos de primeira captura (P50%), considerando mês, ano, região de pesca e profundidade. Um Modelo Linear Generalizado (GLM) foi ajustado para analisar a variabilidade da proporção de camarões menores que 90 mm CT. A variável preditora foi incorporada através da função *cbind*, como número de camarões menores/maiores que 90 mm CT. Os dados foram ajustados através da família binomial, com função de ligação logística. Foi verificada a presença de superdispersão dos dados através da relação da *Residual deviance/Residual degrees of freedom*. O modelo foi reajustado utilizando a família quase-binomial, função de ligação logística. O modelo inicial foi gradualmente reduzido pela exclusão dos fatores não significativos

ao modelo através de testes-F aplicados nas comparações de pares (função: drop1; Faraway, 2006). Aos fatores significantes foram realizadas comparações à posteriori através do pacote multcomp, função GLHT que realiza comparações múltiplas das médias (Tukey). Estas análises foram realizadas através do programa R-3.1.1.

Adicionalmente, para verificar se ocorreram diferenças na salinidade média do estuário entre os anos de estudos foi realizado um teste de Kruskal-Wallis, com comparações múltiplas. A salinidade média foi adquirida com base em medições diárias em sete pontos distribuídos ao longo do estuário.

2.5 Resumo da metodologia usada para descrever variabilidade interanual da assembleia de espécies capturadas incidentalmente, artigo que compõe o anexo 2.

Os padrões de abundância de espécies e dominância foram analisados com base na frequência de ocorrência relativa (% F) e abundância relativa em número (% CPUE N). As espécies foram colocadas em quatro grupos: (1) muito abundante e frequente, (2) muito abundante e rara, (3) pouco abundante e frequente e (4) pouco abundante e rara (Garcia et al, 2006). Assim, considerou-se como dominantes as espécies que foram muito abundantes e frequentes em pelo menos um dos anos amostrados (2011, 2012, 2013 e 2014).

As diferenças na composição da comunidade entre os anos foram testados utilizando uma PERMANOVA, com similaridade de Bray-Curtis com dados transformados em raiz quadrada. Uma análise de similaridade, SIMPER, foi usada para identificar a contribuição percentual de cada espécie (ou táxon) nas diferenças observadas entre anos pela PERMANOVA. As rotinas foram realizadas através do software PRIMER PERMANOVA+ add-on (versão 6). A riqueza das espécies por ano

foi estimada usando curvas de acumulação de espécies, de acordo com o número de indivíduos capturados por amostragem.

A abundância (CPUE N) por classe de tamanho e estimativas dos tamanhos de primeira captura (P50% - tamanho em a probabilidade é de 50% de chance de ser capturado) foram utilizadas para avaliar a composição tamanho das principais espécies capturadas na pescaria.

Diferenças nos fatores abióticos (salinidade e temperatura de fundo) foram testados através de uma ANOVA One-Way. A relação entre a abundância (CPUE N) das espécies dominantes e as variáveis ambientais foram analisados por meio do teste de correlação de Pearson.

2.6 Resumo da metodologia usada para quantificar a captura incidental e sua variação temporal, artigo que compõe o anexo 3

Para cada lance de arrasto foram calculadas as abundâncias em peso (CPUE W) do camarão e da captura incidental. A proporção das capturas incidentais (Captura incidental %) foi obtida através da seguinte fórmula: $\text{Captura incidental \%} = (\text{Captura incidental (gr)} / (\text{Camarão (gr)} + \text{Captura incidental (gr)}) * 100$.

Foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM) para verificar o efeito das variáveis explanatórias (mês, ano, profundidade, salinidade e temperatura) a CPUE W do camarão e da captura incidental. Dados pesqueiros como CPUE são frequentemente caracterizados por uma distribuição assimétrica altamente positiva e com uma grande proporção de zero nas observações. Assim, os dados são geralmente modelados por meio de uma distribuição log-normal ou Gama (Dick, 2004). Uma vez que ambas as distribuições não podem conter valores nulos ou negativos, decidiu-se

adicionar uma constante, o valor do primeiro quartil da CPUE, a fim de superar os valores nulos existentes no conjunto de dados. Ainda, os dados foram transformados em $\log(\text{CPUE} + 1^{\text{o}}\text{quartil})$ para diminuir a dispersão. Análises prévias indicaram que uma distribuição Gamma se ajustou melhor à ambos os dados de CPUE (camarão e captura incidental). Assim, os dados foram ajustados através da família Gamma, função de ligação logarítmica. Estas análises foram realizadas através do programa R-3.1.1.

Tendo assumido que CPUE W de ambos, camarão e captura incidental, podem variar em relação às variáveis explanatórias e, tendo em conta que a proporção de captura incidental está relacionada com a quantidade de captura incidental e captura de camarão, também presume-se que a proporção de captura incidental pode variar ao longo dos mesmos preditores anteriormente referidos. Como a proporção de capturas incidental é uma variável contínua com valores restritos no intervalo (0,1), a distribuição de probabilidade para essa situação é a Beta. No entanto, este tipo de distribuição não pertence a nenhum membro da família exponencial e, portanto, não pode ser modelada através de um GLM. Contudo, a definição do modelo de regressão beta é exatamente a mesma que no GLM. Assim, o modelo completo para a proporção das capturas incidentais foi escrita como denotado para os modelos de CPUE W, mudando apenas a distribuição para a de um modelo de distribuição beta e definindo a função de como log-log. Todos os modelos de regressão beta foram realizadas através do pacote *betareg* do programa R-3.1.1.

A seleção dos modelos foi realizada de acordo com o menos valor de AIC. Quando a diferença entre os AICs menor do que 2, os modelos era considerados semelhantes em termo de ajuste (Burnham e Anderson, 2002) e portanto o melhor modelo era selecionado de acordo com o princípio da parcimônia (o modelo mais

simples). Aos fatores significantes incorporados aos modelos de família Gamma foram realizadas comparações à posteriori através do pacote multcomp (R-3.1.1), função GLHT que realiza comparações múltiplas das médias (Tukey). Esta análise não pode ser realizada ao modelo de regressão beta porque este modelo gera dois sumodelos (média e phi) e não apenas média.

2.7 Resumo da metodologia usada para demonstrar o impacto físico da pesca de arrasto de portas, capítulo apresentado no 4.

O estudo foi realizado no estuário da Lagoa dos Patos, no trecho que compreende a boca do estuário, localizado na barra de Rio Grande, até o estuário superior, nas proximidades da cidade de Pelotas (Figura 1). As observações foram coletadas a bordo da Lancha Oc. Larus, durante os dias 25-26 de março de 2014 e 5 de maio de 2014.

A aquisição dos dados foi feita por um *sidescan* KLEIN 3000 (Communications Klein Associates, Inc.), com transdutor de 100 e 455 kHz. As imagens foram projetadas usando o DATUM de referência WGS 1984 com sistema de projeção UTM. As marcas identificadas em cada sonograma foram digitalizadas, e algumas imagens foram selecionadas para descrição. Posteriormente, as digitalizações foram exportadas para um formato *shapefile* que foi importado para o software ArcGIS 10.2 (Esri). Através da ferramenta *Line density*, foram criados dois mapas de densidade das marcas de arrasto, um para os resultados obtidos durante março de 2014 e outro para maio de 2014.

3 SÍNTESE RESULTADOS

3.1 Estrutura de tamanho dos camarões

Com o passar dos meses foi possível observar um aumento na contribuição de camarões maiores na CPUE N, com exceção de janeiro que em relação a todos os outros meses apresentou a curva logística mais deslocada para a direita. Ao longo dos anos, 2012 foi o ano de menor tamanho de camarões capturados, entretanto, 2011 e 2012 apresentaram padrão de estrutura de tamanhos semelhantes. Já uma maior contribuição dos tamanhos maiores no percentual de CPUE foi observada em 2013. Considerando as regiões amostradas, os camarões com tamanho maior foram capturados em mais abundância na boca do estuário e os menores na região do estuário protegido. As regiões do estuário central e superior foram intermediárias. Entre as profundidades, as capturas dentro do canal apresentaram mais camarões maiores ($> 90\text{mm CT}$) que nas zonas rasas (Tabela 1). O modelo ajustado para explicar a variabilidade da proporção de camarões menores que 90 mm CT incorporou os fatores região, profundidade e mês (Tabela 2)

Tabela 1. Descrição do comprimento total dos camarões capturados com rede de arrasto de portas no estuário da Lagoa dos Patos. Com o número de indivíduos medidos (N), amplitude dos tamanhos (CT), tamanho de captura de 50% dos indivíduos (P50%) com o intervalo de confiança (IC P50%) e percentual de indivíduos menores que 90 mm CT ($\% < 90\text{ mm}$). Unidade de medida milímetros.

Fator	Variável	N	CT	P50%	IC P50%	% < 90 mm
Mês (considerando todos os anos)	Total	8319,0	30,0 - 146,0	86,6	86,3 - 86,9	54,2
	Dezembro	300,0	50,0 - 145,0	78,4	78,1 - 78,7	76,7
	Janeiro	2766,0	30,0 - 141,0	92,5	91,9 - 92,9	41,6
	Fevereiro	2626,0	45,0 - 146,0	81,8	81,5 - 82,2	59,7
	Março	2175,0	38,0 - 144,0	84,3	84,1 - 84,5	63,2
	Abril	451,0	42,0 - 124,0	87,0	87,4 - 87,9	41,5
Ano	2011	4623,0	37,0 - 144,0	86,0	85,7 - 86,2	53,3
	2012	2188,0	30,0 - 146,0	82,3	82,1 - 82,4	69,1
	2013	1508,0	37,0 - 145,0	98,9	98,3 - 99,5	35,1
Região	Boca do estuário	1857,0	37,0 - 137,0	92,6	92,1 - 93,1	35,6
	Estuário	3338,0	38,0 - 146,0	87,0	86,7 - 87,2	51,5
	Estuário superior	778,0	51,0 - 118,0	86,5	86,2 - 86,8	54,8
	Estuário abrigado	2346,0	30,0 - 144,0	79,8	79,6 - 79,9	72,6
Profundidade	Áreas rasas	2246	35,0 - 146,0	78,2	77,4 - 78,9	50,5
	Áreas de canal	3012	30,0 - 137,0	76,6	75,5 - 77,7	64,5

Tabela 2. Resultado do modelo selecionado (cbind (< 90 mm CT, >90 mm CT)~mês+região+profundidade; família = quasibinomial(logit)). Valores significativo de P estão marcados por * quando $P < 0.1$ e ** quando $P < 0.05$.

	Estimado	Erro-padrão	t	P
Intercepto	-0,2406	0,3509	-0,6860	0,4944
Dezembro	0,9292	0,5415	1,7160	0,0891*
Fevereiro	0,5522	0,3404	1,6220	0,1078
Janeiro	-0,2608	0,3456	-0,7540	0,4523
Março	0,4316	0,3514	1,2280	0,2223
Boca do estuário	-0,6601	0,2950	-2,2380	0,0274**
Estuário protegido	0,4373	0,2966	1,4740	0,1435
Estuário central	0,0221	0,2540	0,0870	0,0930*
Zonas rasas	0,8661	0,2189	3,9560	0,0001**

A salinidade do estuário durante o ano de 2012 foi superior aos outros anos. Ainda foi possível observar que durante o período que vai de maio até setembro a salinidade permanece alta, diferente de 2011 e 2013 (Figura 2).

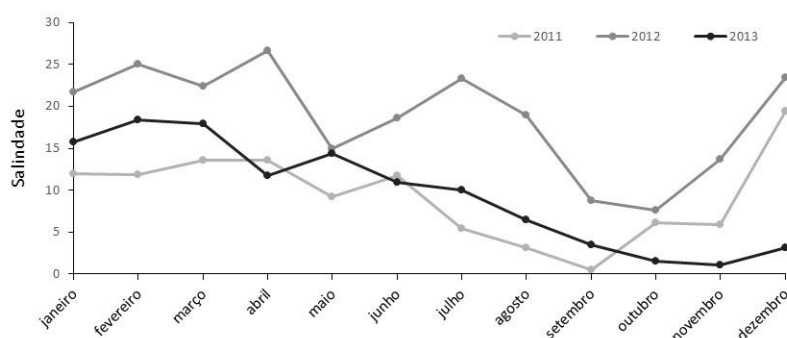


Figura 2. Variação da salinidade ao longo dos meses e anos no estuário da Lagoa dos Patos. Valores médios com base em medições diárias em diferentes pontos ao longo do estuário.

3.2 Variabilidade interanual da assembleia de espécies capturadas incidentalmente

Entre as safras de camarão de 2011 até 2014, foram capturados incidentalmente através da pesca de arrasto um total de 32 835 indivíduos, pertencentes a 36 famílias e 61 espécies. De acordo com a análise de dominância, 11 espécies foram consideradas dominantes, seis estuarinas (*Micropogonias furnieri*, *Callinectes sapidus*, *Genidens barbatus*, *Lycengraulis grossidens*, *Catathyruidium garmani*, *Brevortia pectinata*), uma espécie de água doce (*Parapimelodus nigribarbis*) e cinco espécies marinhas (*Callinectes danae*, *Prionotus punctatus*, *Setapinnis Selene*, *Peprilus paru*) (Tabela 1).

As espécies mais abundantes e frequentes foram *M. furnieri* e *C. sapidus*. O ano com maior número de espécies dominantes foi de 2011 ($n = 6$) (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de abundância relativa em número (% CPUE N), frequência relativa de ocorrência (% F) e padrões de dominância para todas as espécies que formaram a captura incidental da pescaria de arrasto de camarão no estuário da Lagoa dos Patos, por anos. Onde: 1-abundante e frequente, 2-abundante e pouco frequente, 3-não abundante e frequente, 4-não abundante e pouco frequente.

Espécies/Guildas	2011		2012		2013		2014		Dominância			
	% CPUE N	% F	% CPUE N	% F	% CPUE N	% F	% CPUE N	% F	2011	2012	2013	2014
Estuarino relacionadas												
<i>Micropogonias furnieri</i>	14,25	95,24	18,61	82,35	60,08	94,24	62,00	88,00	1	1	1	1
<i>Callinectes sapidus</i>	8,24	90,48	9,19	97,06	8,93	59,59	20,88	92,00	1	1	1	1
<i>Genidens barbatus</i>	4,07	66,67	0,08	11,76	0,52	1,30	2,66	44,00	1	3	3	1
<i>Catathyrion garmani</i>	1,25	69,05	0,18	8,82	0,47	1,32	0,18	20,00	1	3	3	3
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,31	35,71	0,42	29,41	1,69	2,85	0,12	16,00	3	3	1	3
<i>Brevoortia pectinata</i>	0,01	4,76	1,38	17,65	0,15	1,39	0,01	2,00	4	1	4	4
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0,13	23,81	0,47	44,12	0,41	6,71	0,56	56,00	3	3	3	3
<i>Genidens genidens</i>	0,43	28,57	0,00	0,00	0,28	1,27	1,18	30,00	3	4	3	3
<i>Menticirrhus americanus</i>			0,10	11,76	0,30	2,49	0,02	4,00		3	3	4
<i>Genidens planifrons</i>					0,24	0,37	0,02	4,00			3	4
<i>Mugil sp.</i>	0,02	7,14	0,16	5,88	0,01	0,25	0,10	18,00	4	4	4	3
<i>Pogonias cromis</i>	0,34	7,14					0,01	2,00	4			4
<i>Platanichthys platana</i>					0,65	0,31	0,02	6,00			4	4
<i>Engraulidae</i>	0,02	2,38					0,01	2,00	4			4
<i>Cyrtograpus angulatus</i>	0,02	9,52	0,02	5,88	0,01	0,01			4	4	4	
<i>Odontesthes argentinensis</i>	0,01	2,38	0,07	2,94	0,02	0,09	0,01	2,00	4	4	4	4
<i>Palaemonetes argentinus</i>							0,29	4,00				4
<i>Ramnogaster arcuata</i>							0,01	2,00				4
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	0,11	2,38	0,02	2,94	0,02	0,00			4	4	4	
Dulcícolas												
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0,18	26,19	0,01	2,94			3,49	16,00	3	4		1
<i>Pimelodus maculatus</i>	0,09	9,52					0,40	8,00	4			3
<i>Astyanax fasciatus</i>							0,01	2,00				4
<i>Cyphocara voga</i>					0,14	1,96	0,00	2,00			4	4
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,02	2,38	0,04	2,94	0,03	0,09	0,07	8,00	4	4	4	4
<i>Loricariichthys anas</i>					0,01	0,06					4	
<i>Pimelodus pintado</i>					0,04	0,50	0,04	2,00			4	4
Vagrantes marinhos												
<i>Callinectes danae</i>	0,44	42,86	0,74	23,53	0,30	1,00	0,13	20,00	3	1	3	3
<i>Prionotus punctatus</i>	0,13	21,43	0,20	11,76	1,59	2,56	0,02	4,00	3	3	1	4
<i>Selene setapinnis</i>	5,14	33,33	0,39	11,76	0,12	0,04	0,01	2,00	1	3	4	4
<i>Peprilus paru</i>	0,84	21,43	0,07	5,88	0,30	0,58			1	4	3	
<i>Macrodon atricauda</i>	0,62	7,14	0,01	2,94	0,06	0,06	0,01	2,00	2	4	4	4
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,12	40,48	0,22	14,71	0,14	2,78	0,01	4,00	3	3	3	4
<i>Menticirrhus littoralis</i>	0,25	21,43	0,24	14,71	0,06	0,40	0,14	16,00	3	3	4	3
<i>Loligo sp.</i>	0,20	16,67	0,22	8,82	0,14	0,05			3	3	3	
<i>Callinectes ornatus</i>	0,51	21,43	0,03	5,88	0,08	0,05			3	4	3	
<i>Lagocephalus laevis</i>	0,05	16,67	0,03	5,88	0,00	0,01	0,02	4,00	3	4	4	4
<i>Citharichthys spilopterus</i>			0,09	8,82	0,01	0,02				3	4	
<i>Stephanolepis hispidus</i>			0,07	8,82						3		
<i>Selene vomer</i>			0,34	11,76			0,01	2,00		3		4
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,01	2,38	0,03	5,88	0,18	3,87	0,00	0,00	4	4	3	4
<i>Trachinotus marginatus</i>	0,07	11,90			0,48	3,66			4		3	
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0,00	2,38					0,01	2,00	4			4
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,00	0,00	0,02	2,94			0,01	2,00	4	4		4
<i>Eucinostomus argenteus</i>							0,01	2,00				4
<i>Eucinostomus gula</i>	0,00	2,38	0,02	2,94	0,02	0,10	0,09	4,00	4	4	4	4
<i>Gobionellus oceanicus</i>	0,01	4,76	0,03	5,88					4	4		
<i>Libinia spinosa</i>	0,01	4,76	0,02	2,94					4	4		
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0,24	4,76	0,02	2,94	0,10	0,62	0,01	2,00	4	4	4	4
<i>Peisos petrunkevitch</i>					0,00	1,00					4	
<i>Porichthys porosissimus</i>	0,01	7,14			0,01	0,01			4		4	
<i>Portunus spinimanus</i>	0,01	2,38							4			
<i>Percopris brasiliensis</i>			0,01	2,94						4		
<i>Stephanolepis setifer</i>	0,02	9,52	0,01	2,94	0,01	0,06			4	4	4	
<i>Urophycis brasiliensis</i>	0,05	2,38			0,01	0,15			4		4	
<i>Cynoscion jamaicensis</i>			0,01	2,94						4		
<i>Arenaeus cribrarius</i>	0,03	7,14							4			
<i>Artemesia longinaris</i>	0,03	7,14	0,15	5,88					4	4		
<i>Anchoa mitchilli</i>	0,04	2,38	0,02	2,94	0,01	0,01			4	4	4	
<i>Balistes capricornis</i>	0,00	2,38	0,02	2,94					4	4		
<i>Callinectes bocurti</i>	0,01	4,76							4			
<i>Symphurus jennysii</i>			0,02	2,94	0,00	0,02				4	4	
<i>Stellifer rastriifer</i>	0,03	9,52					0,01	2,00	4			4
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,49	11,90			0,17	0,04	0,01	2,00	4		4	4
Nº total de espécies	-	-	-	-	-	-	-	-	46	41	41	39
Nº de dominantes	-	-	-	-	-	-	-	-	6	4	4	4

O ano de 2011 foi o que apresentou maior riqueza de espécies, distinguindo-se principalmente do ano de 2014, que apresentou a menor riqueza de espécies (Tabela 1). A PERMANOVA mostrou que a composição da comunidade foi diferente entre os anos, e que apenas 2012 e 2013 semelhantes. De acordo com a análise SIMPER, a similaridade dentro anos foi baixa, sendo maior em 2014 (2011 = 37,59%; 2012 = 44,39%; 2013 = 40,68%; 2014 = 49,36%). A contribuição de *M. furnieri* e *C. sapidus* foi acima de 85% para todos os anos, exceto 2011 cuja a contribuição foi menor (69,6%).

As espécies estuarinas foram as mais frequentes e abundantes. As espécies marinhas também foram um grupo frequente nas amostras, apresentando valores acima de 70% de ocorrência nos três primeiros anos, com um declínio para até 40% no último ano analisado. Além disso, os padrões de abundância de espécies marinhas foram mais pronunciados durante o primeiro ano, com um declínio acentuado nos três anos seguintes. Espécies dulcícolas apresentaram frequência de ocorrência baixa, sendo semelhante em 2011 e 2014. No entanto, a abundância nesses mesmos anos foi muito diferente, não atingindo 1% em 2011 e aumentando para 4% em 2014 (Figura 3).

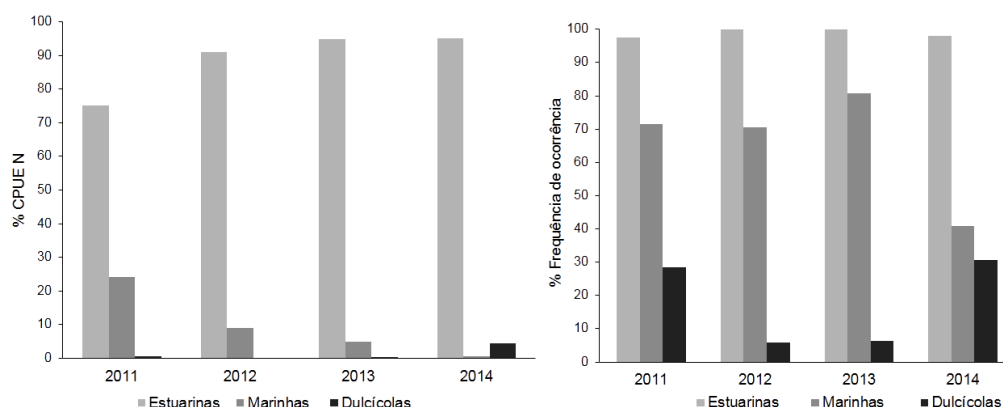


Figura 3. Frequência de ocorrência e abundância (CPUE N) percentual das guildas das espécies que compõe a captura incidental da pesca de arrasto de portas do camarão no estuário da Lagoa dos Patos, por anos.

Não foi observada diferença na temperatura entre os anos estudados. Contudo a salinidade apresentou variação entre os anos, sendo maior em 2012 e menor em 2014 (Figura 4). Correlações inversas com a salinidade foram obtidas para as espécies: *C. sapidus*, *G. barbus*, *M. furnieri* e *P. nigribarbis*. Enquanto correlações diretas foram encontrados para: *C. danae*, *P. paru* e *S. setapinnis*.

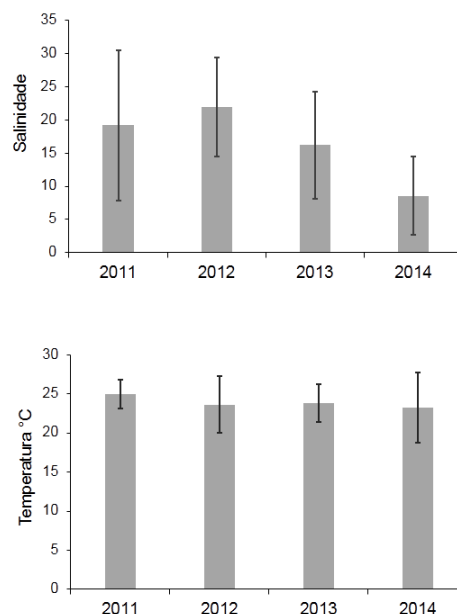


Figura 4. Variação interanual da temperatura e salinidade. As barras verticais denotam intervalo de confiança de 95%.

A estrutura de tamanho foi analisada para as três espécies mais importantes na captura acessória. Para *M. furnieri*, o comprimento total variou entre 11 e 330 milímetros, e o tamanho de primeira captura foi 107,6 mm. Para *C. sapidus*, a carapaça total variou entre 6,4 e 166,7 milímetros, e o tamanho de primeira captura foi 84,7 mm. Para *G. barbatus*, o comprimento total variou entre 52 e 295 mm, e o tamanho de primeira captura foi 124,7 mm.

3.3 Quantificação da captura incidental e sua variação temporal.

Das espécies que compuseram a captura incidental 45 possuem importância comercial. *Micropogonias furnieri* e *C. sapidus*, em conjunto, representaram a mais de 70% da captura total em peso, e apareceram em quase todas as capturas. *Genidens barbatus* e *Paralichthys orbignyanus* também foram importantes, ocorreram em quase 40% das capturas e representaram quase 3% do peso (Tabela 4).

Durante os quatro anos de coleta, as capturas foram compostas por 768,22 kg de capturas incidental (média CPUE = 5,01 kg/15 min) e 127,93 kg de camarão (média CPUE = 0,742 kg/15 min). Assim, a captura incidental compôs 86,2% do total capturado, o que representou 6 kg de captura incidental para cada 1 kg de camarão.

Tabela 4. Valores de abundância relativa em peso (% CPUE W), frequência relativa de ocorrência (% F) das espécies capturadas pela pescaria de arrasto de camarão no estuário da Lagoa dos Patos.

Epécies	Fámlia	Recurso Pesqueiro	% CPUE W	% F
<i>Micropogonias furnieri</i>	Scianidae	x	36,97	89,6
<i>Callinectes sapidus</i>	Portunidae	x	34,16	94,8
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Peneidae	x	12,91	83,24
<i>Genidens barbatus</i>	Ariidae	x	3,00	39,88
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	Paralichthyidae	x	2,76	43,93
<i>Genidens genidens</i>	Ariidae	x	1,16	19,08
<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	x	0,97	19,65
<i>Mugil sp.</i>	Mugilidae	x	0,84	8,67
<i>Catathyridium garmani</i>	Achiridae		0,79	35,26
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	Pimeloidae	x	0,60	12,72
<i>Callinectes danae</i>	Portunidae	x	0,51	29,48
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Pomatomidae	x	0,45	4,62
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Engraulidae	x	0,45	28,32
<i>Trachinotus marginatus</i>	Carangidae	x	0,43	6,94
<i>Selene setapinnis</i>	Carangidae	x	0,43	13,29
<i>Prionotus punctatus</i>	Triglidae	x	0,38	14,45
<i>Pimelodus maculatus</i>	Pimeloidae	x	0,34	5,2
<i>Menticirrhus littoralis</i>	Scianidae	x	0,34	14,45
<i>Brevoortia pectinata</i>	Clupeidae	x	0,30	7,51
<i>Menticirrhus americanus</i>	Scianidae	x	0,29	12,14
<i>Pimelodus pintado</i>	Pimeloidae	x	0,28	1,73
<i>Peprilus paru</i>	Stromateidae	x	0,27	9,83
<i>Cyphocarax voga</i>	Curimatidae	x	0,22	1,73
<i>Pogonias cromis</i>	Scianidae	x	0,22	2,31
<i>Callinectes ornatus</i>	Portunidae	x	0,19	10,4
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Scianidae	x	0,14	4,05
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cichlidae	x	0,11	5,2
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Carangidae	x	0,05	4,62
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Tetradontidae	x	0,05	6,94
<i>Genidens planifrons</i>	Ariidae	x	0,05	4,62
<i>Eucinostomus gula</i>	Gerreidae		0,04	3,47
<i>Platanichthys platana</i>	Clupeidae		0,04	2,31
<i>Odontesthes argentinensis</i>	Atherinopsidae	x	0,03	2,89
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Gobiidae		0,03	2,31
<i>Stellifer rastrifer</i>	Scianidae	x	0,02	2,89
<i>Macrodon atricauda</i>	Scianidae	x	0,02	3,47
<i>Urophycis brasiliensis</i>	Phycidae	x	0,02	1,73
<i>Selene vomer</i>	Carangidae	x	0,02	2,89
<i>Loligo sp.</i>	Loliginidae	x	0,02	9,25
<i>Chilomycterus spinosus</i>	Diodontidae		0,01	1,16
<i>Porichthys porosissimus</i>	Batrachoididae	x	0,01	2,31
<i>Stephanolepis setifer</i>	Monacantidae	x	0,01	3,47
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Monacantidae	x	0,01	1,73
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Paralichthyidae		0,01	2,31
<i>Anchoa mitchilli</i>	Engraulidae		0,01	1,73
<i>Loricariichthys anus</i>	Loricariidae	x	0,01	0,58
<i>Balistes capricornis</i>	Balistidae	x	0,01	1,16
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	Peneidae	x	0,00	0,58
<i>Callinectes bocurti</i>	Portunidae		0,00	1,16
<i>Symphurus jenynsii</i>	Cynoglossidae		0,00	1,16
<i>Arenaeus cribrarius</i>	Portunidae		0,00	1,73
<i>Engraulidae</i>	Engraulidae		0,00	1,16
<i>Artemesia longinaris</i>	Peneidae	x	0,00	3,47
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	Grapsidae		0,00	4,05
<i>Percophis brasiliensis</i>	Percophidae	x	0,00	0,58
<i>Diapterus rhombeus</i>	Gerreidae		0,00	1,16
<i>Libinia spinosa</i>	Majidae		0,00	1,73
<i>Palaemon argentinus</i>	Palaemonidae		0,00	1,16
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Gerreidae	x	0,00	0,58
<i>Astyanax fasciatus</i>	Characidae		0,00	0,58
<i>Portunus spinimanus</i>	Portunidae		0,00	0,58
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Scianidae	x	0,00	1,16
<i>Ramnogaster arcuata</i>	Clupeidae		0,00	0,58
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Xanthidae		0,00	1,73
<i>Peisos petrunkevitch</i>	Sergestidae		0,00	0,58

Em relação aos modelos para explicar a variabilidade da CPUE do camarão, o melhor ajuste foi obtido através da incorporação das covariáveis mês, ano, e os termos quadráticos para salinidade e da temperatura, em que todas as variáveis explicativas foram estatisticamente significantes (Tabela 5). Os termos quadrático indicam um intervalo específico de salinidade e temperatura onde estas variáveis exercerem um efeito positivo na abundância do camarão. O teste de post-hoc mostrou que Janeiro apresentou diferença significativa na CPUE média entre quase todos os outros meses, exceto a março. Estes foram os meses com maior média CPUE de camarões (1.784 e 0.915 kg/15 min, respectivamente para janeiro e março). Os anos também apresentaram diferenças significativas, exceto para 2011 e 2012. Um declínio sequencial na CPUE do camarão médio ao longo dos anos também foi observado (Figura 5).

Tabela 5. Estimativas das variáveis explicativas do modelo Gamma selecionado para explicar a variabilidade na abundância do camarão (CPUE gr/15 min). Os valores significativos ($p < 0,05$) são indicados por "**". A *Residual Deviance* foi de 18,944 em 158 graus de liberdade.

	Estimado	Erro padrão	t-valor	Pr(> t)
Intercepto	4,7578	1,0820	4,397	0,0000*
Mês: Dezembro	-0,0660	0,1156	-0,571	0,5686
Mês: Fevereiro	0,2196	0,1003	2,189	0,0301*
Mês: Janeiro	0,4800	0,1028	4,666	0,0000*
Mês: Maio	-0,3475	0,1437	-2,417	0,0167*
Mês: Março	0,2483	0,0948	2,617	0,0047*
Ano: 2012	0,0124	0,0875	0,143	0,8867
Ano: 2013	-0,2294	0,0801	-2,863	0,0047*
Ano: 2014	-0,5315	0,0877	-6,058	0,0000*
Salinidade	-0,0348	0,0126	-2,768	0,0063*
Salinidade ²	0,0008	0,0003	2,410	0,0171*
Temperatura	-0,2401	0,1002	-2,3940	0,0178*
Temperatura ²	0,0060	0,0021	2,808	0,0056*

O modelo que possuiu o melhor ajuste para explicar a variação na abundância da captura incidental (CPUE gr/15min) incluiu mês e ano que foram estatisticamente significantes (Tabela 6). Dezembro apresentou uma tendência significativamente diferente na abundância de acordo com o teste de post-hoc, apresentando a maior CPUE média (12.310 kg/15min), enquanto os outros meses foram semelhantes entre eles. Com relação aos anos, as abundâncias foram semelhantes entre 2011 (5.841 kg/15 min) e

2014 (7.222 kg/15 min); estes foram os anos apresentaram os maiores valores de captura incidental. Já os anos de 2012 (1.930 kg/15 min) e 2013 (4.451 kg/15 min) foram considerados como estatisticamente semelhantes pelo teste de post-hoc, apresentando os menores capturas (Figura 5).

Tabela 6. Estimativas das variáveis explicativas do modelo Gamma selecionado para explicar a variabilidade na abundância da captura incidental (CPUE gr/15min). Os valores significativos ($p < 0,05$) são indicados por "*". A *Residual Deviance* foi de 4,4355 em 162 graus de liberdade.

	Estimado	Erro padrão	t-valor	Pr(> t)
Intercepto	2,1334	0,0360	59,1920	0,0000*
Mês: Dezembro	0,1304	0,0437	2,979	0,0033*
Mês: Fevereiro	-0,0920	0,03769	-2,442	0,0156*
Mês: Janeiro	-0,0050	0,0375	-1,135	0,0892
Mês: Maio	-0,0880	0,0591	-1,489	0,1383
Mês: Março	-0,0284	0,0376	-0,7560	0,4509
Ano: 2012	-0,1536	0,0365	-4,1990	0,0000*
Ano: 2013	-0,1000	0,0338	-2,9650	0,0034*
Ano: 2014	-0,0117	0,0347	-0,3380	0,7355

Dos modelos de regressão beta testados para explicar a variabilidade da proporção das captura incidental, o com melhor ajuste apresentou como co-variáveis mês, ano e o termo quadrático da salinidade (Tabela 7). O termo quadrático da salinidade indica que pode ocorrer um efeito positivo sobre a proporção de captura incidental em um intervalo específico de salinidade. Proporções de captura incidental foram menores durante janeiro (77,4%), fevereiro (79,2%) e março (84,6%), quando em comparação com o intercepto (abril). Em relação aos anos, as maiores proporções de captura incidental foram encontradas durante 2014 (97%), quando em comparação com o intercepto (2011) (Figura 5).

Tabela 7. Estimativas das variáveis explicativas do modelo de regressão Beta selecionado para explicar a variação da taxa de capturas incidental. Os valores significativos ($p < 0,05$) são indicados por "*".

	Estimado	Erro padrão	t-valor	Pr(> t)
Intercepto	1,2488	0,3553	3,5150	0,0004*
Mês: Dezembro	0,5749	0,3071	1,8720	0,0612
Mês: Fevereiro	-0,7199	0,2483	-2,8990	0,0037*
Mês: Janeiro	-1,0137	0,2520	-4,0230	0,0001*
Mês: Maio	0,7412	0,4090	1,8120	0,0700
Mês: Março	-0,5310	0,2545	-2,0870	0,0369*

Ano: 2012	-0,4116	0,2416	-1,7030	0,0885
Ano: 2013	0,0243	0,2228	0,1090	0,9130
Ano: 2014	0,8234	0,2367	3,4790	0,0005*
Salinidade	0,1421	0,0351	4,0500	0,0001*
Salinidade ²	-0,0037	0,0009	-3,8700	0,0001*

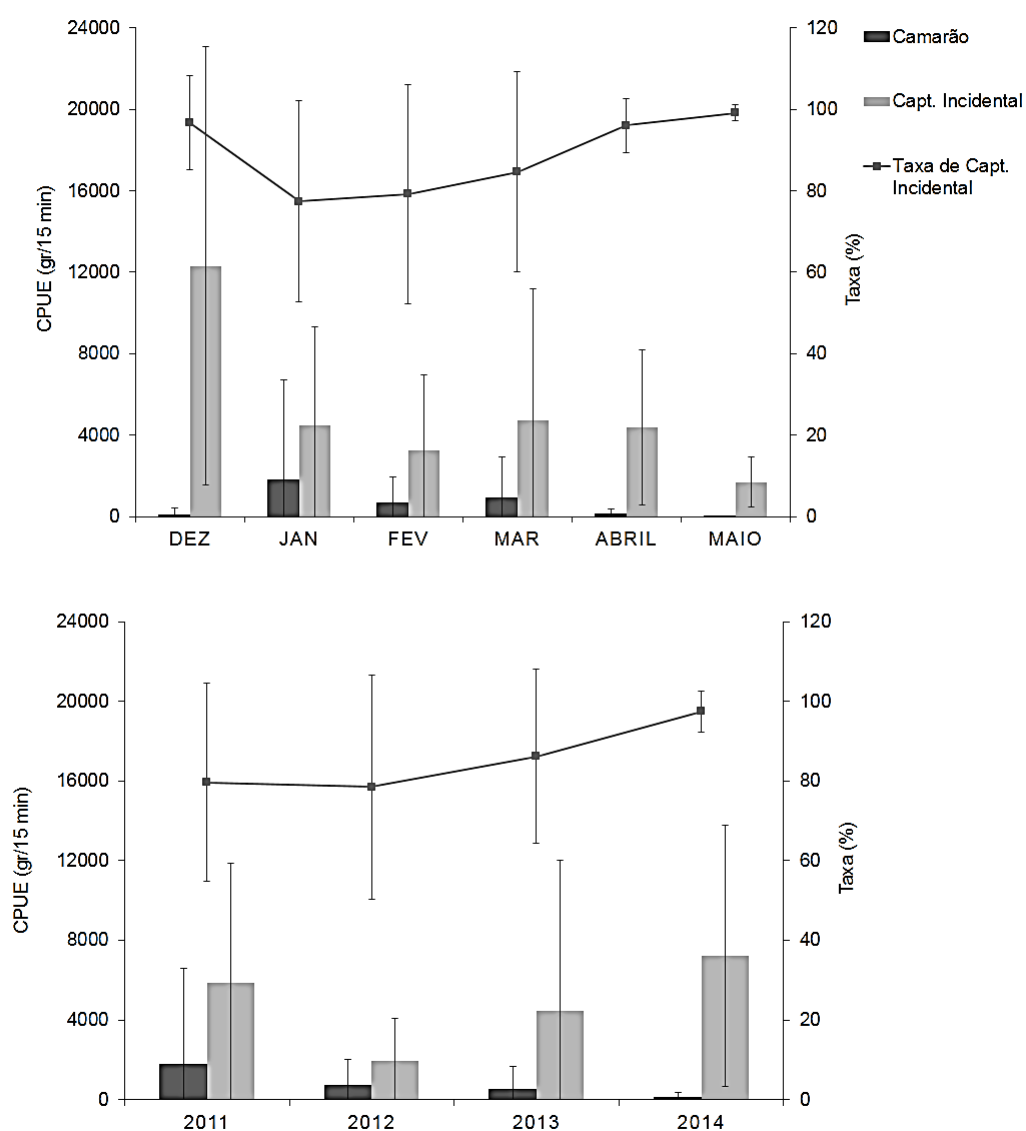


Figura 5. Taxa de captura incidental e abundâncias do camarão e da captura incidental (CPUE gr / 15 min), referentes a pesca do camarão de arrasto no estuário da Lagoa dos Patos. Padrões mensais e anuais. As barras indicam o desvio padrão.

No meio do verão a temperatura apresentou valores mais elevados (fevereiro: $25,9 \pm 1,5$ ° C), diminuindo no início do Outono, até atingir valores mais baixos em maio ($18,1 \pm 2,5$ ° C). Ao longo de anos, a temperatura apresentou quase os mesmos

valores, sendo mais alto em 2011 ($25,0 \pm 1,8$ ° C) e mais baixa em 2014 ($23,3 \pm 4,5$ ° C). Em relação a salinidade, pode-se observar um aumento na salinidade média a partir de dezembro ($8,9 \pm 7,5$) até abril ($20,9 \pm 9,3$), até quando em maio esses valores diminuem ($7,9 \pm 3,4$). No ano de 2012 a salinidade foi maior ($21,9 \pm 7,5$) e menor em 2014 ($8,6 \pm 5,9$) (Figura 6).

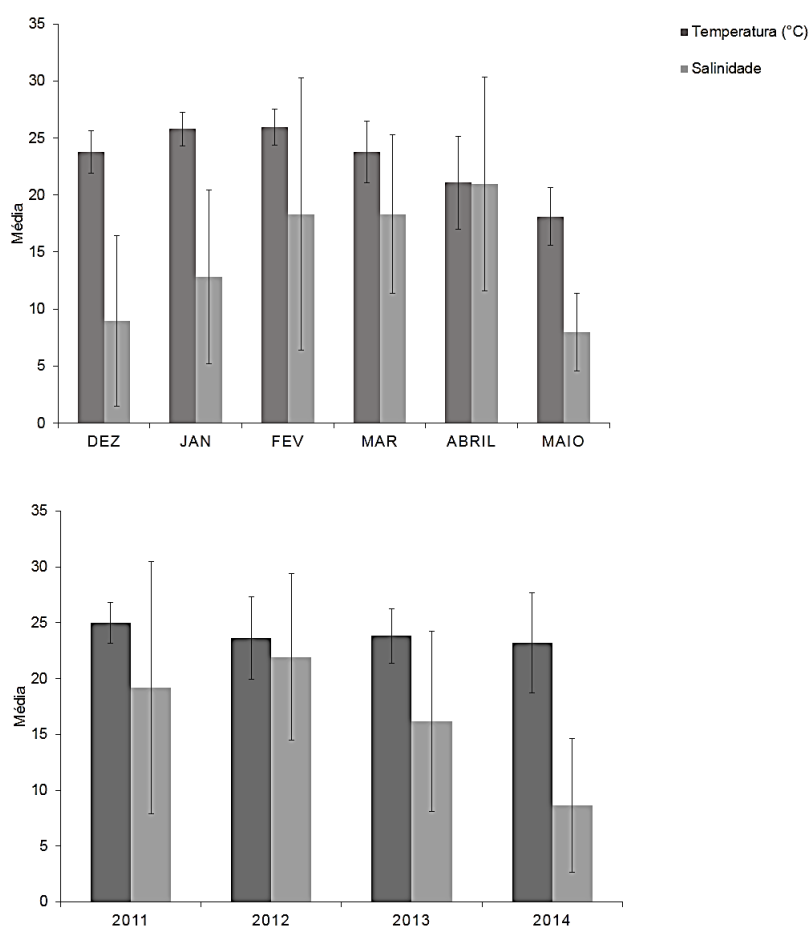


Figura 6. Variação temporal da temperatura e salinidade, com padrões mensais e anuais. As barras verticais denotam 95% de intervalo de confiança.

3.4 Descrição do impacto físico da pesca de arrasto de portas

Os sonogramas permitiram a visualização de diversas cicatrizes (marcas) no fundo do estuário, aqui vistas como feições microtopográficas geradas pelas portas das redes de arrasto (Figura 7).

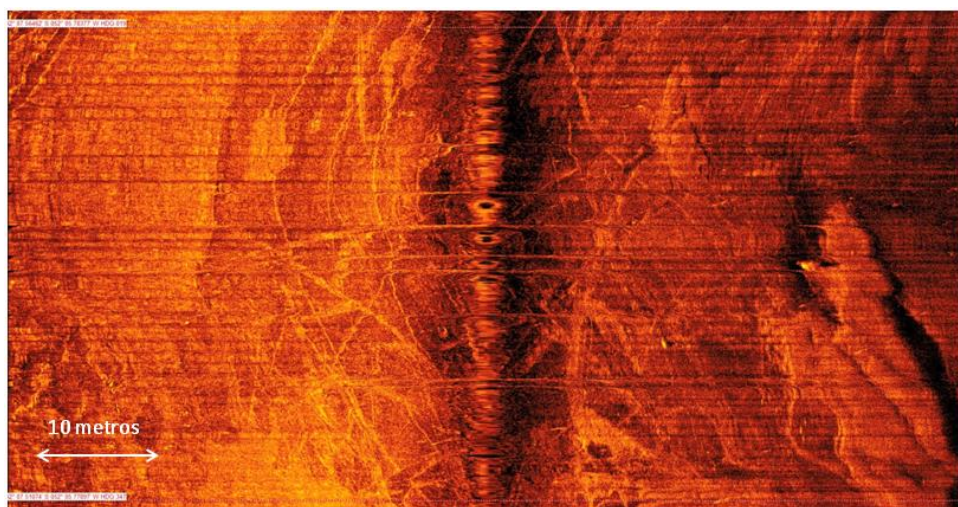


Figura 7. Trecho do fundo do estuário onde é possível observar o intenso impacto causado pelas redes de arrasto de porta.

Marcas novas foram possíveis de identificar devido ao seu padrão de corte-limpo e aos montes de sedimento acumulados na lateral da marca, como é possível observar nas figuras 8 e 10. Em algumas, observa-se um padrão retilíneo (Figura 8), enquanto outras aparecem curvas (Figura 9), muitas vezes mostrando o percurso serpentino realizado pelo pescador.

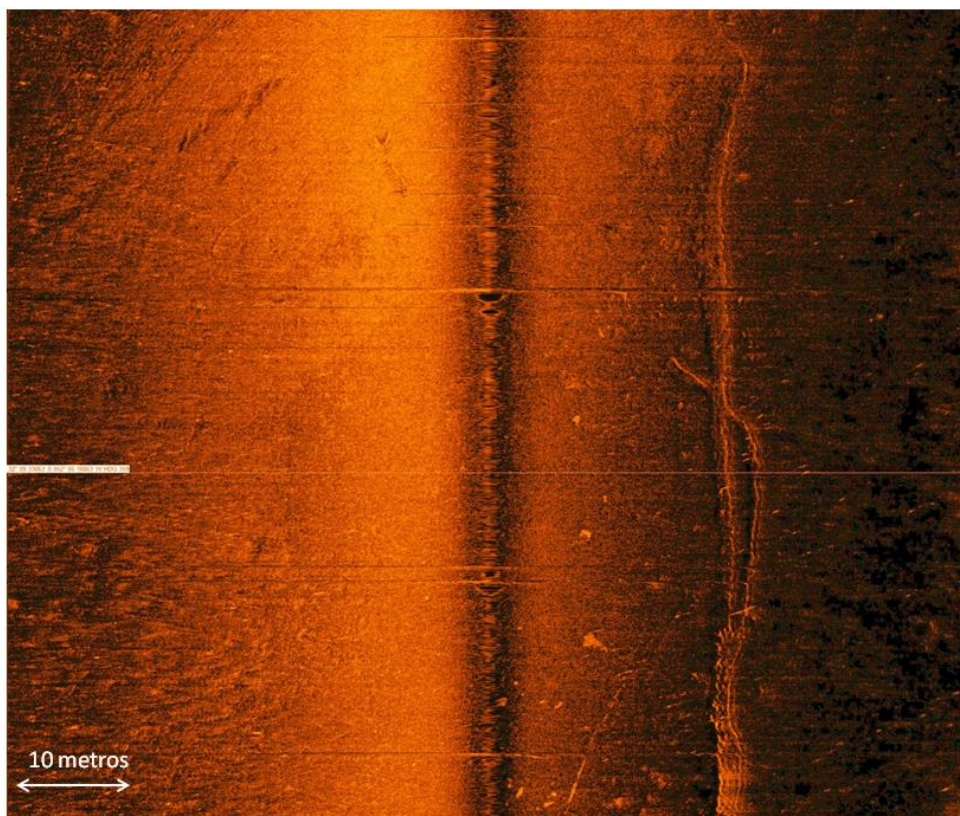


Figura 8. Marca de arrasto observada em percurso retilíneo.

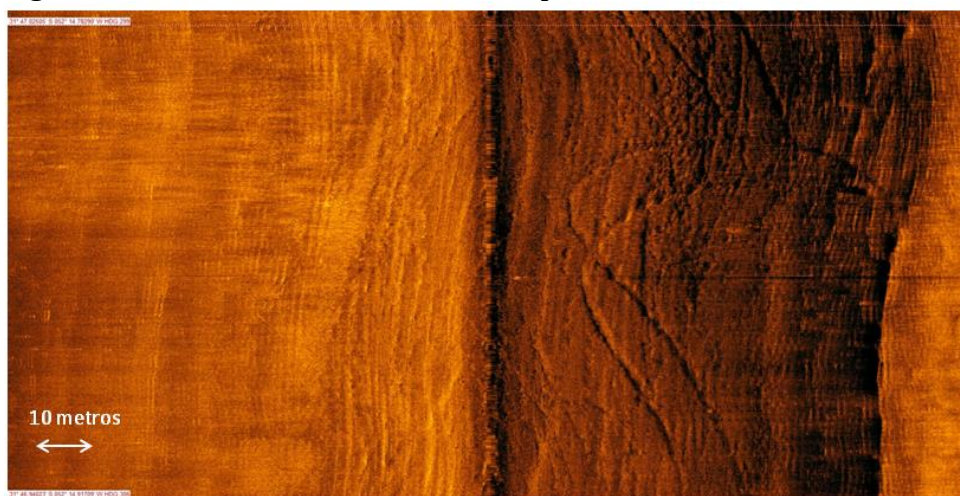


Figura 9. Marca de arrasto mostrando um percurso em curva.

Também pode-se observar a diferença de padrão entre as marcas em relação ao substrato. Elas são mais evidentes em regiões de menor reflectância (Figura 11), que correspondem a sedimentos mais grossos, e mais suaves em regiões de maior reflectância (Figura 10), que correspondem a sedimentos mais finos.

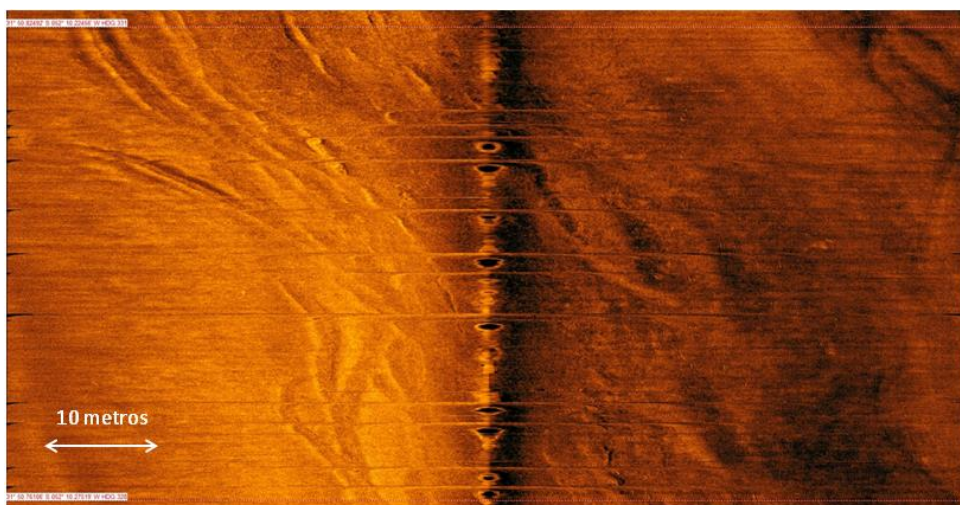


Figura 10. Observam-se que em fundo com maior reflectância, que correspondem a sedimentos mais grossos, as marcas são mais suaves.

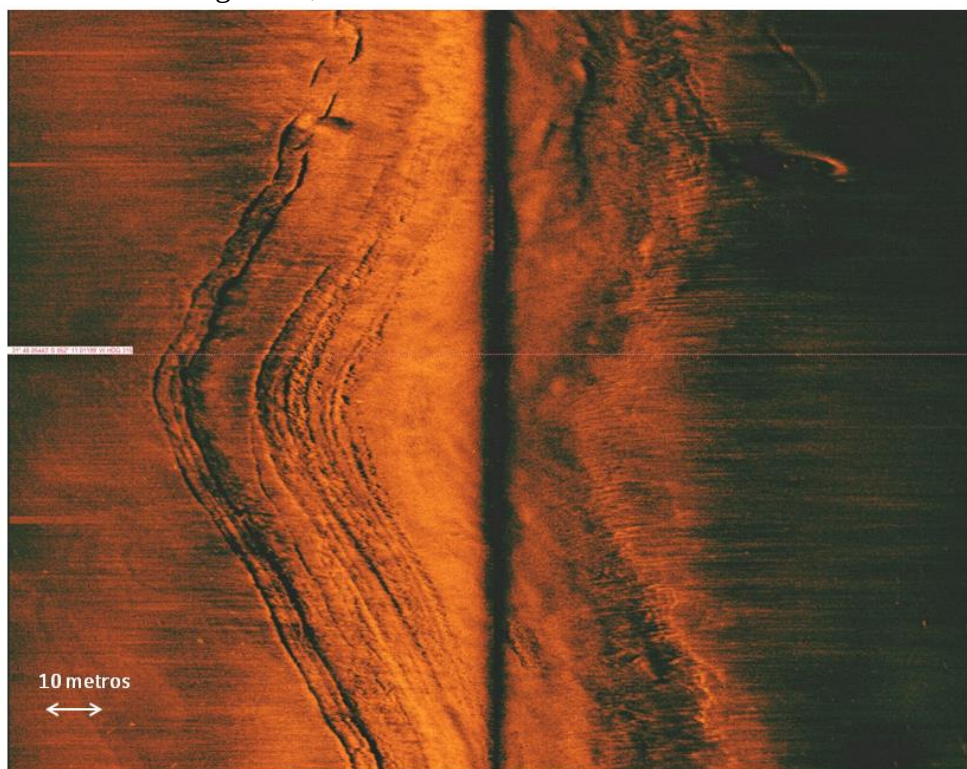


Figura 11. Observam-se que em fundos de menor reflectância, que correspondem a sedimentos mais finos, as marcas são mais fortes.

Os mapas de densidade de marcas mostram as zonas de maior ou menor intensidade de arrasto. Áreas arrastadas e não arrastadas são possíveis de serem observadas, assim como foi possível visualizar que o impacto do arrasto ocorre em manchas. Também sugere-se que deva ocorrer uma variação temporal, já que observa-se

que regiões que não estavam impactadas em março foram consideradas como muito impactadas em maio (Figura 12; Figura 13).

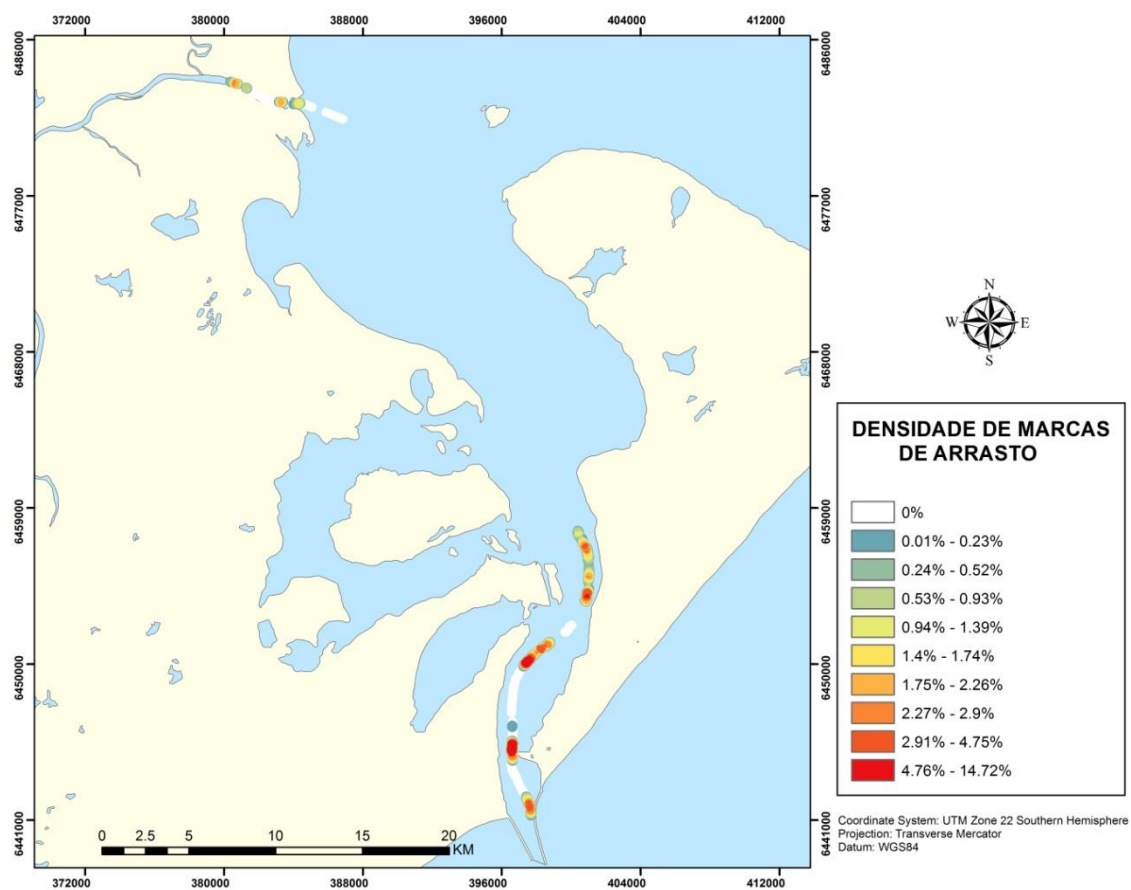


Figura 12: Mapa de densidade de marcas de arrasto, em março de 2014.

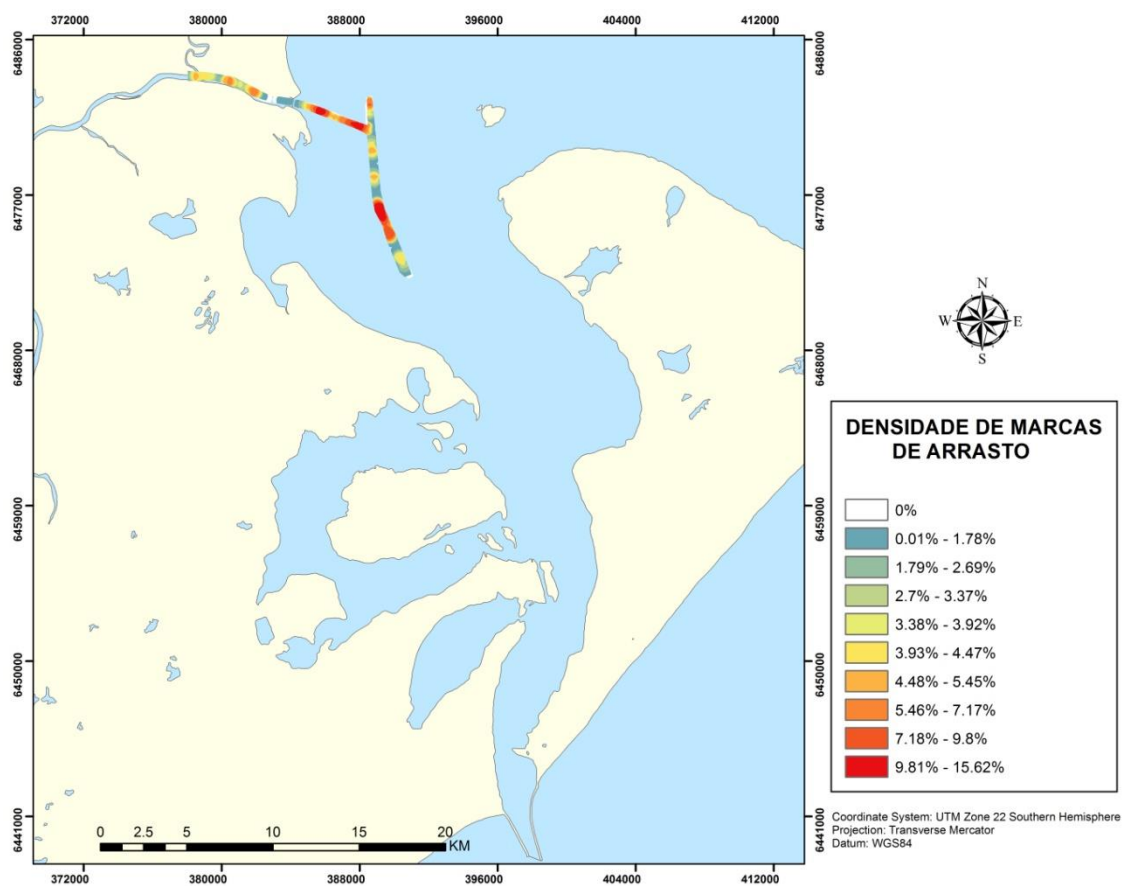


Figura 13: Mapa de densidade de marcas de arrasto, em maio de 2014.

4 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho possui uma extensa descrição da captura e dos impactos da pesca de arrasto artesanal do camarão-rosa na Lagoa dos Patos. Sendo de extrema importância para responder aos questionamentos sobre os efeitos deletérios desta pesca, assim como a demanda dos pescadores com relação a liberação desta arte de pesca.

4.1 Estrutura de tamanho dos camarões

Apesar dos fatores ano e a salinidade não terem sido incorporados ao modelo que explica a variabilidade da proporção de camarões menores que 90 mm CT, pode-se perceber que 2013 apresentou maior proporção de camarões maiores e que durante o ano anterior a salinidade manteve-se alta. Assim, provavelmente, as condições de salinidade do estuário durante 2012 foram positivas para a entrada das larvas mais cedo no estuário, antecipando o recrutamento referente a safra de 2013. A variabilidade mensal na estrutura de tamanho dos camarões parece ser reflexo do crescimento dentro do estuário, sendo possível acompanhar a progressão modal ao longo dos meses. Contudo janeiro foi um mês fora do padrão, com indivíduos maiores presentes nas amostras. Durante este mês, e, também, durante dezembro em menor expressão, ocorre a migração para o mar de indivíduos que ficaram retidos no estuário desde a safra anterior, fenômeno conhecido pelos pescadores como “safrinha”. Apesar de durante o período da “safrinha” os tamanhos dos camarões serem maiores, e que variações ambientais podem antecipar um crescimento dos camarões, em todos os momentos foram observados camarões pequenos em mais de 20% da captura

Observou-se que as enseadas rasas são mais propensas a captura de camarões menores, e, portanto, necessitam de uma maior atenção por parte dos agentes fiscalizadores. Já a alta captura de camarões maiores registradas para as regiões do canal

e baixo estuário pode ser reflexo do fato que durante sua fase de migração para o mar, quando estão maiores, o camarão, deve obrigatoriamente passar nestas regiões. Contudo, nestas regiões também foram capturados camarões pequenos.

Dessa forma, os dados apresentados neste trabalho, evidenciam que a rede de arrasto de portas é capaz de capturar grandes quantidades de camarões em tamanhos menores que o permitido pela legislação. D’Incao e colaboradores (2002) já alertavam para o efeito negativo do elevado esforço de pesca no interior do estuário, impedindo o recrutamento dos camarões ao estoque adulto. Dessa forma, é importante a manutenção da safra baseada em calendário fixo e que a fiscalização iniba o uso das redes de arrasto, de forma a permitir que o estoque seja recomposto.

4.2 Variabilidade interanual da assembleia de espécies capturadas incidentalmente

O estuário da Lagoa dos Patos possui cerca de 167 espécies de peixes e 17 espécies de crustáceos decápodes (D’Incao e Dumont, 2010;. Vieira, 2006;. Vieira et al, 2010). Assim, o arrasto de camarão captura incidentalmente quase um terço da assembléia de espécies desses grupos, refletindo a não-seletividade dessa pescaria.

Apesar de ter sido observado certa estabilidade nas espécies dominantes, principalmente *M. furnieri* e *C. sapidus*, mudanças na composição da captura incidental foram detectadas. Mais espécies foram capturadas durante o ano de La Niña. Este evento causa seca no Sul do Brasil, o que favorece a entrada de espécies marinhas. Espécies marinhas são numericamente dominantes em estuários (Lalli e Parsons, 2003). Por outro lado, os anos de salinidade baixa (2014) resultou em uma menor riqueza de espécies na composição da captura incidental, com maior ocorrência de espécies de água doce em comparação aos outros anos. Durante a precipitação elevada espécies de água doce podem ampliar sua distribuição até o baixo estuário sendo capturadas pela

pesca de arrasto (Garcia et al., 2003b, 2001). As espécies dominantes, *M. furnieri* e *C. sapidus*, também se favorecem durante períodos de baixa salinidade e são capturadas com elevada frequência e abundância nos arrastos artesanais.

Estuários funcionam como berçários sustentando uma alta biomassa de juvenis de diversas espécies (Beck et al., 2001). O tamanho de primeira maturação sugerido na literatura é de 294 mm TL para *M. furnieri*, 430 milímetros TL para *G. barbus* e 108-115 mm CL para *C. sapidus* (Castello, 1986; Reis, 1986; Rodrigues e D’Incao, 2014), muito menor do que os valores de tamanho de primeira captura encontrado neste trabalho (107,6 mm, 124,7 mm e 84,7 mm, respectivamente). A remoção desses indivíduos que ainda não conseguiram se reproduzir e repor a população pode causar sobrepesca de crescimento das unidades populacionais (King, 2013). No sul do Brasil, *M. furnieri* e *G. barbus* são alvos importantes de pesca artesanal e investigações recentes indicam que estas pescarias já estão muito perto do limiar de sustentabilidade (Vieira & Haimovici, 1997; Haimovici et al., 2006; Vasconcellos & Haimovici, 2006; Velasco et al, 2007).

As maiores capturas de camarão-rosa em Lagoa dos Patos estão relacionados com anos de maior salinidade e fortes ventos sul, que favorecem a entrada de pós-larvas no estuário (Möller et al., 2009; Pereira e D’Incao, 2012). Desta forma, quando o ano apresentam condições favoráveis para a safra do camarão, também irá apresentar condições favoráveis à ocorrência maior riqueza espécies dentro do estuário. Portanto, um maior número de espécies estarão vulneráveis à captura. Além disso, quando o camarão ocorre em abundância, um maior número de barcos vai atuar arrastando sobre o estuário, o que irá gerar uma grande quantidade de remoção de captura acidental.

4.3 Quantificação da captura incidental e sua variação temporal.

Kelleher (2005), mostra que a taxa média da captura incidental global para a pesca de arrasto de camarão é de 65,6%. Variações notáveis em valores de capturas incidentais foram relatados por rede de arrasto de camarão no Brasil, variando de 25,7% até 99,2% (Branco e Fracasso, 2004; Branco e Verani, 2006; Cattani et al., 2011; Dumont e D’Incao, 2011; Haimovici e Mendonça, 1996; Keunecke et al., 2007). Os resultados obtidos no presente trabalho para as taxas de captura acessória (86%) foram mais próximos aos valores encontrados por Dumont & D’Incao (2011). Estes autores avaliaram a pesca de arrasto realizada na área costeira em torno da Lagoa dos Patos estuário, com barcos e artes de pesca bastante similares aos usados no presente estudo.

Os maiores valores de CPUE de camarão encontrados durante janeiro e março parecem ser resultado dos pulsos de recrutamento das pós-larvas que ocorrem principalmente durante a primavera e verão, sustentando a produção pesqueira no verão e no outono (D’Incao, 1991). A variação anual corresponde com padrões anteriormente descritos em que, em que com capturas mais elevadas são observadas durante eventos de La Niña, período em que a cunha salina alcança a distâncias maiores dentro do estuário (Möller et al., 2009; Odebrecht et al., 2005; Pereira e D’Incao, 2012). Inversamente, o forte fluxo de água doce em anos de chuvas intensas gera uma barreira física impedindo a entrada de água oceânica, o que acarreta em capturas menores (Möller et al., 2009; Pereira e D’Incao, 2012).

Maiores valores na CPUE da captura incidental foram encontradas durante os anos de 2011 e 2014. Durante o ano de 2011 a água mais salgada permitiu a entrada de mais espécies marinhas no estuário, que contribuíram para aumentar a abundância de captura incidental. Durante o ano de 2014, a água mais doce favoreceu a abundância de

C. sapidus. Siris possuem uma relação peso / número quase quatro vezes maior do que peixes, contribuindo para aumentar a CPUE em peso da captura incidental.

De acordo com nossos resultados, a taxa de captura incidental e abundância em peso do camarão apresentam padrão inverso. No entanto, entre a taxa de captura incidental e abundância em peso da mesma não foi encontrado nenhum padrão evidente, esperava-se que ambas tivessem o mesmo padrão. Destaca-se os anos de 2011 e 2014, os quais apresentaram CPUE de incidental semelhantes e diferenças extremas nos valores de taxa de captura incidental. Além disso, esses anos apresentaram também diferenças extremas de CPUE do camarão. Portanto, a taxa de captura incidental isoladamente não é um bom indicador do real impacto causado pela pesca. Por se uma relação, taxa não mostram a quantidade real de indivíduos removido incidentalmente, apenas a sua relação com a captura de camarões.

Várias espécies listadas como capturas incidentais no presente trabalho são sobreexplorados ou listadas como ameaçadas de extinção, como é o caso de *M. furnieri* e *G. barbus*, respectivamente (Vasconcellos e Haimovici, 2006; Velasco et al., 2007). A remoção destas espécies podem contribuir para a sobrepesca das mesmas. A omissão dos dados sobre capturas incidentais podem resultar em subestimação das taxas de exploração das espécies capturadas, levando a avaliações tendenciosas e falta de recomendações políticas, o que dificulta o uso sustentável dos recursos pesqueiros (Aarts e Poos, 2009)

Para o estuário da Lagoa dos Patos, os valores da taxa de captura incidental referentes à pesca de arrasto de portas captura são consideravelmente maiores que os referentes à pesca de saquinho, respectivamente 86 e 33% (Vieira et al., 1996). A maioria dos registros de pesca do camarão artesanal apresentam uma taxa de captura

incidental insignificante, exceções feitas quando redes de arrasto motorizadas são usadas (Kelleher, 2005).

4.4 Descrição do impacto físico da pesca de arrasto de portas

O padrão de marcas deixadas pelo arrasto no estuário da Lagoa dos Patos corrobora com o encontrado por outros estudos, que afirmam que o efeito físico mais perceptível deixado pelas redes de arrasto é causado pelas portas, enquanto as outras partes da rede deixam apenas marcas suaves no sedimento (Lucchetti et al., 2012; Schwinghamer et al., 1998; Smith et al., 2007).

De maneira geral pode-se dizer que tonalidades mais escuras do sonograma correspondem a rochas, cascalhos e sedimentos de grão fino a lamosos, e que tonalidades mais claras estão associadas a fundos de areia (Wewetzer et al., 1999). Estudos prévios afirmam que a profundidade das marcas é maior em fundos de lamosos do que em fundos de areia (Jones, 1992; Lucchetti et al., 2012; Tuck et al., 1998). Assim, sugere-se que em regiões do estuário que predominam sedimentos lamosos as portas penetram mais do que em regiões de sedimentos arenosos.

Os mapas densidade de marcas de arrasto mostram um aumento na intensidade de pesca para a região de Pelotas, acima da Torotama, de março para maio, quando o período de pesca está no fim. Assim, é possível que ocorra uma variação espaço-temporal da dinâmica da frota pesqueira, na procura por melhores rendimentos. Através dos mapas também foi possível observar que uma ampla área apresenta, pelo menos, algum grau de pesca de arrasto. Benedet (2006), assim como Kalikoski & Vasconcellos (2012), sugerem que o arrasto de portas ocorre de maneira espacialmente ampla ao longo da Lagoa dos Patos. Os locais preferenciais seriam sobre fundos moles (de lama

ou areia), com pouca vegetação e em profundidades que variam de 1,5 a 14 m (Benedet, 2006).

Ainda, foi possível observar que as zonas de maior intensidade de arrasto ocorrem em manchas, intercaladas com regiões de menor ou nenhuma densidade de pesca. Em conversas com pescadores locais, eles comentam que quando localizam manchas de camarão alertam outros pescadores. Já foi presenciado aglomerações de barcos atuando repetidamente sobre uma mesma área, o que causaria zonas de maior impacto.

Friedlander e colaboradores (1999), encontraram uma relação quadrática entre as marcas de arrastos observadas com auxílio do *sidescan* e o esforço de pesca reportado pelos barcos. Smith e colaboradores (2007), também conseguiram uma boa sobreposição dos resultados quando foram comparados as densidade de marcas de arrasto observadas através de imagens de vídeo e comas obtidas com o *sidescan*. Assim, o mapeamento geo-acústico do sedimento possui alto potencial para identificar os locais de arrasto e avaliar a intensidade da pesca.

Este estudo é apresenta o primeiro registro do efeito da pesca com redes de arrasto de portas sobre o fundo do estuário da Lagoa dos Patos. A partir dos resultados obtidos foi possível testar uma metodologia para estimar a intensidade da pesca de arrasto com o uso deste aparelho. Contudo, para se obter um padrão de intensidade de pesca mais confiável é sugerido que uma maior área do estuário seja analisada. Ainda, repetições do imageamento de uma mesma área no tempo podem levar a esclarecimento da persistência das marcas, assim como da variação espacial da intensidade de pesca de arrasto no estuário.

Deficiências na fiscalização levam a falta de adesão dos pescadores às regras. Muitos fatores contribuem para isso, entre eles a carência de estrutura e recursos humanos necessários para executar a fiscalização de maneira efetiva (Kalikoski e Vasconcellos, 2012). Neste ponto, determinar as áreas em que ocorre maior intensidade de pesca torna-se importante para otimizar o processo.

4.5 Considerações finais

Assim, diante do exposto, evidencia-se os efeitos predatórios da pesca de arrasto no estuário, levando a necessidade de estabelecer zonas de pesca para proteger habitats críticos, a biodiversidade e as fases de vida (Garcia e Cochrane, 2005). Contudo, Hilborn (2011) pondera que os custos destas ações são altos e os impactos são significativos na abundância das espécies impactadas pela pescaria, sendo também necessário entender os efeitos no deslocamento da frota (Hilborn, 2011). McShane e colaboradores (2007), comentam que o impacto consideravelmente menor sobre os habitats bentônicos. A pescaria com redes de “aviãozinho” é amplamente utilizada em todo o estuário, e atua de forma passiva atraindo os camarões para dentro da rede por meio de armadilhas luminosas (Benedet et al., 2010). Sendo a arte de pesca legalizada para a captura do camarão-rosa no interior do estuário.

Assim, neste momento, diante do alto impacto causado pela pesca de arrasto, da carência de informações essenciais para que seja proposto o manejo desta arte, e da existência do uso de redes passivas como alternativa para a captura do camarão, sugere-se que a pesca de arrasto permaneça proibida. Ainda, os resultados aqui obtidos devem ser amplamente divulgados nas comunidades pesqueiras, de forma a contextualizar os pescadores da necessidade da continuidade da legislação vigente devido ao alto impacto que a pesca de arrasto acarreta no ambiente estuarino. Também, nesse contexto, explicitar que as demandas do setor produtivo podem e serão ouvidas pelo grupo de

pesquisa que está sendo formado no Laboratório de Crustáceos Decapódes, mas que, para respondê-las adequadamente é necessário um árduo trabalho de pesquisa, em que é essencial a colaboração dos pescadores.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, H.L.P.S., D’Incao, F., 1999. Amálise do esforço de pesca do camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) na Lagoa dos Patos, Brasil. *Atlântica*, 21, 77–92.
- Alverson, D., Freeberg, M., Murawski, S., Pope, J., 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Paper 339, Rome.
- Alverson, D.L., Hughes, S.E., 1996. Bycatch: from emotion to effective natural resource management. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 443–462.
- Asmus, M.L., 1998. A planície costeira e a Lagoa dos Patos., in: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castelo, J. (Orgs.), Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. *Ecoscientia*, Rio Grande.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., Weinstein, M.P., 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *Bioscience* 51, 633.
- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia* 670, 317–333.
- Benedet, R.A., 2006. Pesca artesanal do camarão-rosa: artes de pesca e comércio no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *FURG*.
- Benedet, R.A., Dolci, D., D’Incao, F., 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica* 32, 5–24.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., 2004. Ocorrência e abundância da carcinofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* Heller (Crustacea, Decapoda), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21, 295–301.
- 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. *Rev. Bras. Zool.* 23, 381–391.

- Burnham, K., Anderson, D., 2002. Model selection and multimodel inference., in: A practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, p. 488.
- Castello, J.P., 1986. Distribucion, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el estuário de la Lagoa dos Patos, Brasil. *physis* 44, 21–36.
- Castello, J.P., Möller, O.O., 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). *Atlântica*, 3, 67–74.
- Catchpole, T.L., Enever, R., Maxwell, D.L., Armstrong, M.J., Reese, A., Revill, A.S., 2011. Constructing indices to detect temporal trends in discarding. *Fish. Res.* 107, 94–99.
- Cattani, A.P., Santos, L.D.O., Spach, H.L., Budel, B.R., 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. *Bol. do Inst. Pesca* 37, 247–260.
- Collie, J., Escanero, G.A., Valentine, P.C., 2000. Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 987–1001.
- Csirke, J., 2005. Global production and state of marine fishery resources, in: FAO (Org.), Review of the state of world marine fishery resources. ROME.
- D’Incao, F., 1995. Taxonomia, padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do litoral brasileiro. Universidade Federal do Paraná.
- D’Incao, F., 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 13, 159–169.
- 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, 73–84.
- D’Incao, F., 1983. Estudo do crescimento e da mortalidade de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez Farfante, 1967 na Lagoa dos Patos, RS. UFRGS.
- D’Incao, F., Dumont, L.F.C., 2010. A comunidade de crustáceos decápodes., in: O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. FURG, Rio Grande, p.

117–124.

- D’Incao, F., Reis, E.G., 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon estuary (Brazil). *Ocean Coast. Manag.* 45, 531–539.
- D’Incao, F., Vallentini, H., Rodrigues, L.F., 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. 1965-1999. *Atlântica* 24, 103–116.
- Davies, R.W.D., Cripps, S.J., Nickson, a., Porter, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Mar. Policy* 33, 661–672.
- Day, J.W., Hall, C.A.S., M., K.W., Yañes-Arancibia, A., 1989. *Estuarine Ecology*. New York.
- Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W., 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 69, 519–530.
- Demestre, M., Muntadas, A., de Juan, S., Mitilineou, C., Sartor, P., Mas, J., Kavadas, S., Martín, J., 2015. The need for fine-scale assessment of trawl fishing effort to inform on an ecosystem approach to fisheries: Exploring three data sources in Mediterranean trawling grounds. *Mar. Policy* 62, 134–143.
- Dick, E.J., 2004. Beyond “lognormal versus gamma”: Discrimination among error distributions for generalized linear models. *Fish. Res.* 70, 351–366.
- Dumont, L.F.C., D’Incao, F., 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 91, 1059–1072.
- FAO, 2014. *The State of World Fisheries and Aquaculture*.
- FAO, 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities, *FAO Fisheries Technical Paper*.
- Faraway, J.J., 2006. Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models 1–28.
- Franceschini, G., Raicevich, S., Giovanardi, O., Pranovi, F., 2002. The use of Side Scan Sonar as a tool in Coastal Zone Management. *Littoral* 11–14.
- Friedlander, A.M., Boehlert, G.W., Field, M.E., Mason, J.E., Gardner, J. V, Dartnell, P., 1999. Sidescan-sonar mapping of benthic trawl marks on the shelf and slope off Eureka , California. *Fish. Bull.* 97, 786–801.

- Garcia, A.M., Raseira, M.B., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M., 2003a. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environ. Biol. Fishes* 68, 215–228.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2003b. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 489–500.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J. Fish Biol.* 59, 1218–1238.
- Garcia, S.M., Cochrane, K.L., 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *J. Mar. Sci.* 62, 312–318.
- Haimovici, M., Mendonça, J.T., 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto e tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica* 18, 161–177.
- Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D.C., Abdalah, P., Castello, J.P., Hellebrandi, D., 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul, in: Isaac, V.J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriguetto, J.M. (Orgs.), *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Projeto RECOS: Uso e apropriação dos recursos costeiros. Grupo Temático: Modelo Gerencial da pesca.*, Belém: UFPA, p. 157–180.
- Hall, M., Alverson, D., KI, M., 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41, 204–219.
- 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 Fish.* 6, 134–155.
- Hilborn, R., 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fish. Res.* 108, 235–239.
- Iwai, M., 1978. Desenvolvimento larval e pós-larval de *Penaeus (Melicertus) paulensis* Pérez Farfante, 1967 e o ciclo de vida dos camarões do gênero *Penaeus* da região centro-sul do Brasil. USP.
- Jones, J.B., 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: A review. *New*

- Zeal. J. Mar. Freshw. Res. 26, 59–67.
- Kalikoski, D., Vasconcellos, M., Lavkulich, L., 2002. Fitting institutions to ecosystems: the case of artisanal fisheries management in the estuary of Patos Lagoon. Mar. Policy 26, 179–196.
- Kalikoski, D.C., Rocha, R.D., Vasconcellos, M., 2006. Importância do conhecimento ecológico tradicional na gestão da pesca artesanal no estuário da Lagoa dos Patos , extremo sul do brasil. Ambient. Educ. 11, 87–118.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., 2012. Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil.
- Kelleher, K., 2005. Discards in the world ' s marine fisheries An update, Fish. Tech. Pap 470. FAO.
- Keunecke, K.A., Vianna, M., Fonseca, D.B., D'Incao, F., 2007. The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo , Brazil , with emphasis on crustaceans. Nauplius 15, 49–55.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons., in: D. A., W. (Org.), Estuarine variability. Academic Press, New York.
- Lalli, C.M., Parsons, T.R., 2003. Biological Oceanography: An Introduction, 2° ed. Butterworth-Heinemann.
- Lopes, M., 2012. Distribuição e dinâmica populacional dos camarões-rosa, *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) e do camarão- branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda: Dendrobranchiata: Penaeidae) no complexo b. UNESP.
- Lucchetti, A., Virgili, M., Carlo, F. De, Sala, A., 2012. Assessment of fishing gear impact and performance using Sidescan sonar technology. Fish. 1049–1054.
- Martino, E.J., Able, K.W., 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci. 56, 969–987.
- Medeiros, R., Guanais, J., Santos, L.D.O., Spach, H., Silva, C., Foppa, C., Cattani, A., Rainho, A., 2013. Estratégias para a redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto do camarão sete-barbas: perspectivas para a gestão pesqueira. Bol. do Inst. Pesca 39, 339–358.
- MMA/SEAP, 2004. Instrução Normativa Conjunta No. 3, de 09 de fevereiro 2004.

- Möller, O.O., Castello, J.P., Vaz, A.C., 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuaries and Coasts* 32, 787–796.
- Möller, O.O., Fernandes, E., 2010. Hidrologia e hidrodinâmica, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Orgs.), *O Estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações*. FURG.
- Möller, O.O., Paim, P.S.G., Soares, I.D., 1991. Effects and mechanisms of water circulation in the Patos Lagoon Estuary. *Bull. Inst. Géologique* 49, 5–21.
- Monteiro, I.O., Pearson, M.L., Möller, O.O., Fernandes, E., 2005. Hidrodinâmica do saco da mangueira: mecanismos que controlam as trocas com o estuário da Lagoa dos Patos. *Atlântica* 27, 87–101.
- MPA, 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura.
- Noletto-Filho, E.M., 2014. Variação interanual da composição de comprimento e crescimento juvenil do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante 1967) (Decapoda: Penaeidae) em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, sul do Brasil.
- Odebrecht, C., Abreu, P.C., Möller, O.O., Niencheski, L.F., Proença, L.A., Torgan, L.C., 2005. Drought effects on pelagic properties in the shallow and turbid Patos Lagoon, Brazil. *Estuaries* 28, 675–685.
- Pasqualini, V., Clabaut, P., Pergent, G., Benyoussef, L., Pergent-Martini, C., 2000. Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *Int. J. Remote Sens.* 21, 367–378.
- Pereira, N., D’Incao, F., 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 92, 1451–1456.
- Prena, J., Rowell, T.W., Gordon Jr, D.C., Gilkinson, K.D., Vass, W.P., McKeown, D.L., 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181, 107–124.
- Reis, E.G., 1986. Reproduction and feeding habits of the marine sea catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the Estuary of Lagoa dos Patos. *Atlântica* 8, 35–55.

- Reis, E.G., D’Incao, F., 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil : an effort towards community-based management. *Ocean Coast. Manag.* 43, 585–595.
- Rodrigues, M.A., D’Incao, F., 2014. Biologia reprodutiva do siri-azul *Callinectes sapidus* no estuário da Lagoa dos Patos , RS, Brasil. *Bol. do Inst. Pesca* 40, 223–236.
- Ruas, V.M., Dumont, L.F., D’Incao, F., 2011. Avaliação do tamanho de captura e estimativa da abundância do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante 1967) no entorno da Ilha dos Marinheiros, Estuário da Lagoa dos Patos, Rs, Brasil. *Atlântica* 33, 161–172.
- Schwinghamer, P., Gordon, D.C., Rowell, T.W., Prena, J., McKeown, D.L., Sonnichsen, G., Guigne, J.Y., 1998. Effects of Experimental Otter Trawling on Surficial Sediment Properties of a Sandy-Bottom Ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Conserv. Biol.* 12, 1215–1222.
- Smith, C., 2000. Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1340–1351.
- Smith, C.J., Banks, a. C., Papadopoulou, K.-N., 2007. Improving the quantitative estimation of trawling impacts from sidescan-sonar and underwater-video imagery. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1692–1701.
- Souza, L.A.P. de, 2006. Revisão crítica da aplicabilidade dos métodos geofísicos na investigação de áreas submersas rasas. USP.
- Tuck, I., Hall, S., Robertson, M., Armstrong, E., Basford, D., 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162, 227–242.
- Valentini, H., D’Incao, F., Rodrigues, L.F., Neto, J.E.R., Rahn, E., 1991. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões sudeste e sul do Brasil. *Atlântica* 13, 143–157.
- Vasconcellos, M., Haimovici, M., 2006. Status of white croaker *Micropogonias furnieri* exploited in southern Brazil according to alternative hypotheses of stock discreteness. *Fish. Res.* 80, 196–202. doi:10.1016/j.fishres.2006.04.016
- Velasco, G., Reis, E.G., Vieira, J.P., 2007. Calculating growth parameters of *Genidens barbus* (Siluriformes, Ariidae) using length composition and age data. *J. Appl.*

- Ichthyol. 23, 64–69.
- Vieira, J.P., Vasconcellos, M.C., Silva, R.E.E., Fischer, L.G., 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa paulensis) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 18, 123–142.
- Warnken, K., 2003. The effects of shrimp trawling on sediment oxygen consumption and the fluxes of trace metals and nutrients from estuarine sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 25–42.
- Watling, L., Norse, E.A., 1998. Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conserv. Biol.* 12, 1180–1197.
- Wewetzer, S.F.K., Duck, R.W., McManus, J., 1999. Side-scan sonar mapping of bedforms in the middle Tay Estuary, Scotland. *Int. J. Remote Sens.* 20, 511–522.

6 ANEXOS

6.1 Anexo 1:

“Size structure of the pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) (Decapoda: Penaeoidea), in a subtropical estuary: an assessment motivated by demand from fishermen”¹

Size of pink shrimp in a subtropical estuary

GABRIELA A. DE REZENDE^{1*}, ANA LUIZA NEUNFELD¹, SÉRGIO C. ESTIMA², LUIZ FELIPE C. DUMONT¹

¹Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto de Oceanografia, Av. Itália, Km 78, zipcode: 474, 96201- 900 Rio Grande, RS, Brazil.

²Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, NEMA, Rua Maria Araújo, 450, Rio Grande, RS, 96207-480, Brazil

*Corresponding author: g.a.rezende@gmail.com

Abstract. Artisanal fishermen of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) from Patos Lagoon estuary have called for changes in the legislation that controls this fishery. They would like the opening of the season to change from a fixed calendar to a floating calendar that is controlled by the time that the shrimp reach the minimum landing size. They asked for the release of the use of otter-trawls nets, arguing that they can capture larger shrimp than with the permitted fishing gear (fyke-nets). We analyzed the size structure of the pink shrimp captured with otter-trawls and focused on the capture proportions of shrimp that are larger and smaller than the capture size defined by the legislation (90 mm total length). The shrimp harvested by trawl were not in accordance with the minimum size required by law. The month, region, and fishing depth exerted influence on the variability of the proportions of shrimp larger and smaller than allowed. Therefore, it is recommended that the current legislation remains in place.

¹ Artigo publicado na revista *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (2015), 10(2): 105-115

However, if there is an approval for this demand, the shrimp measurements to release the season must be conducted in multiple regions of the estuary due to the variability of the shrimp sizes according to the region.

Keywords: otter-trawl, fishery, minimum size of capture

Resumo. Estrutura de tamanho do camarão-rosa em um estuário subtropical: um estudo motivado pela demanda dos pescadores. Os pescadores artesanais de camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) do Estuário da Lagoa dos Patos demandam a mudança da legislação que controla a pescaria. Eles querem que a abertura da safra mude de um calendário fixo para um calendário flutuante, controlado pelo momento em que o camarão alcança o tamanho mínimo de captura. Pedem pela liberação do uso das redes de arrasto de porta para a captura, argumentando que assim capturam camarões maiores que com a arte de pesca permitida (“saquinho” – “fyke-nets”). Foi analisada a estrutura de tamanho do camarão-rosa capturado com redes de arrasto de portas, com enfoque na proporção de captura de camarões menores/maiores que o tamanho de captura definido pela legislação (90 mm comprimento total). Os camarões capturados com rede de arrasto dentro do estuário da Lagoa dos Patos não estavam de acordo com o tamanho mínimo exigido pela legislação. Mês, região, e profundidade de pesca exerceram influência na variabilidade da proporção de camarões maiores/menores que o permitido. Assim, não se recomenda a alteração da legislação atual. Contudo, se for acatada a alteração as medições para a liberação da safra devem ser realizadas em diferentes regiões do estuário, devido a variabilidade de tamanhos dos camarões de acordo com a região.

Palavras chave: arrasto de portas, pesca, tamanho mínimo de captura

Introduction

The pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) uses estuarine areas as nursery grounds. Adults spawn in coastal waters, and larvae are passively transported to estuaries and shallow bays by hydrodynamic processes. Once they settle in these coastal environments as post-larvae and develop into juveniles and pre-adults, they are heavily exploited by artisanal fisheries throughout the coast. The pink shrimp life cycle ends

with a final reproductive migration out of the estuary, towards the sea to complete their development (Neiva 1966, Iwai 1978, Garcia & Le Reste 1981, D'Incao 1991). The pink shrimp fisheries of the Patos Lagoon estuary, in the state of Rio Grande do Sul, are among the most profitable, and they are important for artisanal fishermen in the region. Pre-juveniles are captured in these fisheries during the season of their migration to the sea in the summer and fall (D'Incao 1991).

The Patos Lagoon estuary is an important fishery sector. There are approximately 3,600 fishermen distributed in the coastal communities along the estuary. The cities with the greatest numbers of artisanal fishermen are São José do Norte (33%), Rio Grande (30%), Pelotas (17%), São Lourenço do Sul and Tavares (3%) (Kalikoski & Vasconcellos 2012).

The Normative Instruction No. 3 (MMA/SEAP 2004) regulates the fisheries in this region and establishes the fishing seasons according to species. The pink shrimp season takes place from February to May as an attempt to allow a portion of the recruits to leave the estuary and replace the oceanic stock. This regulation also prohibits the use of otter-trawl nets, allowing only passive fishing gears to catch pink shrimp (fyke-nets and stow nets). Another important element is the establishment of a minimum capture size of 90 mm in total length (TL), although the legislation tolerates 20% of the catch being composed of smaller individuals.

In the Patos Lagoon estuary, artisanal fisheries are decreasing due to the decline in fishery resources caused by over-exploitation, loss of biodiversity, poverty and loss of the cultural identity of the fisheries communities (Haimovici *et al.* 2006, Kallikoski *et al.* 2002). In a response to the failure of top-down fishery management, the Forum of Patos Lagoon was created. This multi-partner entity is based on a co-management system where a strong link between fishermen and researchers has been established. The purpose of the entity is to discuss and develop alternative actions to mitigate the crisis in the artisanal fisheries sector, recover the important artisanal fisheries, and to share decisions to address problems more effectively (D'Incao & Reis 2002, Kallikoski *et al.* 2002).

Therefore, it is necessary to implement local plans for fishery management that take into consideration all actors and interests, mainly those belonging to traditional communities that depend exclusively on the resource (Kallikoski *et al.* 2006).

Kalikosky *et al.* (2006) interviewed the artisanal fishing community from the region to better understand the traditional knowledge of the community. There was a demand for a floating fishing calendar that suits the conditions of the resources. It was also suggested that the opening of the fishing season should be controlled annually, from the time when the shrimp reach the minimum size required by legislation (Reis & D'Incao 2000, Kalikoski *et al.* 2006). These arguments are based on the artisanal fishermen's extensive knowledge of the variations in hydrological conditions, particularly salinity, that affect shrimp production in the Patos Lagoon estuary (Castelo & Möller 1978, Möller *et al.* 2009, Pereira & D'Incao 2012).

However, fishermen defy the law to obtain a better income through fishing with otter-trawls. This fishing gear is widely used across the Patos Lagoon estuary to catch pink shrimp (Benedet *et al.* 2010, Kalikoski & Vasconcellos 2012). Fishermen request the allowance of trawl fishing in the Patos Lagoon estuary. They believe that otter trawls, if operated correctly, capture only the largest shrimp that are migrating to the sea, causing a smaller impact than fyke nets (Kalikoski *et al.* 2006).

Studies on the size of shrimp caught in the Patos Lagoon estuary have been conducted, showing that the percentages of shrimp smaller than 90 mm TL were higher than those allowed by the legislation (Almeida & D'Incao 1999, Ruas *et al.* 2011). However, these studies were performed with fyke-nets that only operated in the shallow areas of the estuary.

Following the above rationale related by the fishermen, two basic changes to the law were suggested: a) Open the fisheries when the shrimp reach the legal size; and b) Allow trawling in the lagoon. This study aimed to meet the demand of the fishermen and to serve as a tool for management actions. In this regard, we analyzed the size structure of the pink shrimp (*F. paulensis*) captured with otter trawls by artisanal fishermen in the Patos Lagoon estuary. We focused on the percentage of smaller shrimp that is allowed by law and considered aspects such as the monthly, annual and local variations of the size structure of their population.

Materials and methods

The study area was the Patos Lagoon estuary, located in Rio Grande do Sul state, southern Brazil. Sampling occurred through a partnership between the local artisanal fishermen and researchers. The fishing boats and gear were owned by the fishermen. The nets had a 12 mm mesh size between opposite knots in the bag. The researcher, always bearing a license from the competent environmental authority (SISBIO - No. 28975-1), was present only to monitor the fisheries, collect material to be analyzed in the laboratory and obtain the necessary information. In each fishing haul, the salinity at the bottom, the depth of the site and the geographical position were registered. Sampling occurred during 2011-2013, from December to April. These months were chosen because it was known in advance that fishermen start fishing for shrimp in December, although to be in accordance with the law, fishing should start in February.

The samples were not spatially random, as the choice of fishing spots was subjected to the discretion of the fishermen. This approach was used so that the samples represent the local artisanal fisheries, thereby incorporating the fishermen's knowledge about the pink shrimp behavior. Samples were taken from the area that comprises the estuary's mouth, located near the Patos Lagoon jetties (32°09' S 52°05' W), to the upper estuary, near the city of Pelotas (31°43' S 52°08' W). This area was divided into four regions: the estuary's mouth, central estuary, sheltered estuary and upper estuary (Fig. 1). The estuary's mouth is characterized by a long and deep channel for navigation that connects the waters of the estuary and the sea. The central estuary is also an elongated channel, but it is located farther downstream. The protected estuary is a shallow inlet surrounding Marinheiros Island. The upper estuary is the farthest from the sea, an open area relative to the estuary's mouth and the central estuary. The upper estuary also consists of deep channels that flow towards the sea. The fishing hauls were also grouped according to the depth: shallow areas (up to 2 m deep) and channel areas (greater than 2 m deep).

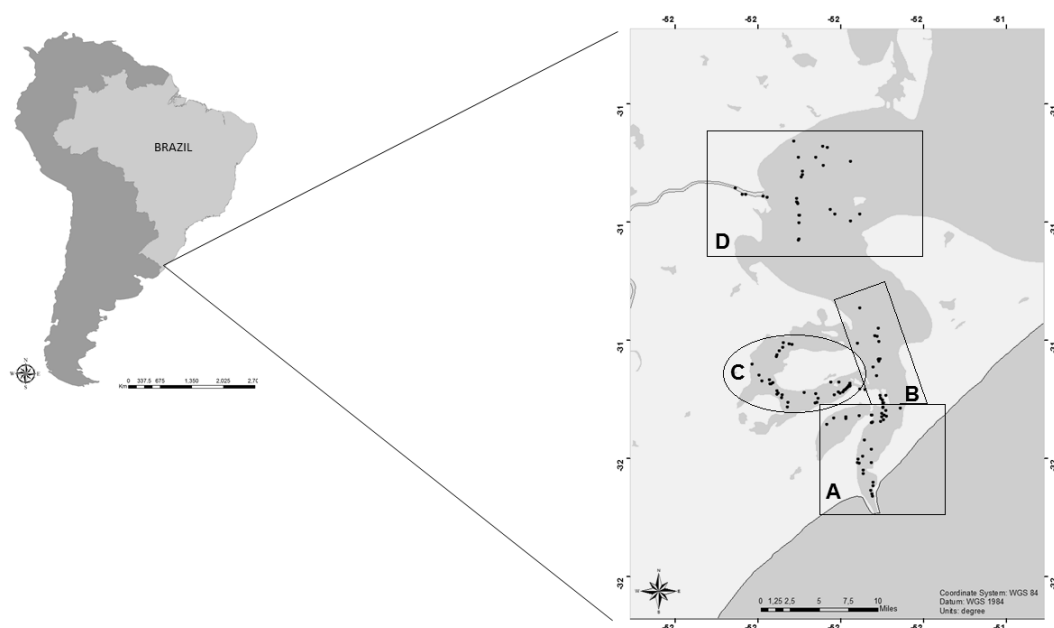


Figure 1. Study area of the Patos Lagoon estuary (Rio Grande do Sul state, Brazil). The points represent locations of the fishing hauls. Outlines of the estuary mouth (A), central estuary (B), sheltered estuary (C) and upper estuary (D) can be observed.

Farfantepenaeus paulensis total length (TL) was measured from the tip of the rostrum to the end of the telson. The specimens were grouped into 3 mm size classes. The vast majority of catches allowed all individuals to be measured. However, when catches were very abundant, only a sub-sample of the capture was measured. All samples were weighed, allowing the extrapolation of the frequency length of the sub-samples to the total catch.

The catch data were standardized into catch per unit effort (CPUE, individuals/15 minutes). The CPUE was analyzed by size class (TL - 3 mm) to check the size structure of the shrimp (Vieira 2006), considering month (December to April), year (2011, 2012, 2013), fishing area (estuary's mouth, central estuary, sheltered estuary and upper estuary) and depth (shallow areas and channel). The percentage of individuals smaller than 90 mm TL was also calculated considering month, year, fishing area and depth. The estimates of the sizes at first capture (P50%), in which there was a 50% probability of the shrimp being caught in the trawl net, were obtained from TL distributions in millimeters, according to the logistic model proposed by Sparre & Venema (1998) for months, years, regions and depths.

A generalized linear model (GLM), performed using the R-3.1.1 software (R Core Team. 2014), was adjusted to analyze the variability of the proportion of shrimp

smaller than 90 mm TL in the estuary. First, a model was chosen that included the month (December to April), year (2011, 2012, 2013), region (estuary's mouth, central estuary, sheltered estuary and upper estuary), depth (shallow and channel areas) and bottom salinity (continuous variable) as explanatory variables. The predictive variable was incorporated by the *cbind* function in two columns with the number of shrimp smaller/greater than 90 mm TL. The data were adjusted through the binomial family with the logit link function. The presence of overdispersed data was observed through the *Residual deviance/Residual degrees of freedom* relationship. Therefore, the model was adjusted using the quasi-binomial family with the logit link function. The initial model was gradually reduced by excluding non-significant factors from the model through F-tests applied in pairwise comparisons (function: *drop1*; Faraday 2006). *A posteriori* comparisons of the significant factors were performed using the *multcomp* package *GLHT* function, which performs multiple comparisons of means (TukeyHSD function).

Additionally, to determine whether there were differences in the average salinity of the estuary between the years of study, we performed a Kruskal-Wallis test with multiple comparisons. The average salinity was acquired based on the daily measurements taken at seven points distributed along the estuary.

Results

A total of 23,500 individuals were caught, and 35.4% (8,319) were measured. The size frequency distribution showed that the size range of shrimp was from 30 mm TL to 146 mm TL. The calculated P50% was 86.62 mm TL, 54.2% of which was composed of individuals smaller than 90 mm TL (Fig. 2, Table I).

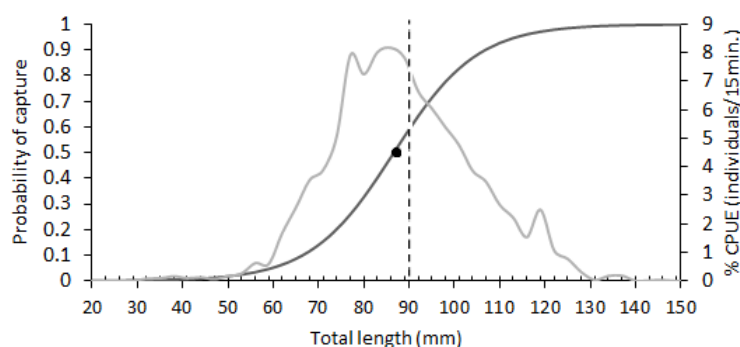


Figure 2. Probability of capture (dark line), where the point marks the size of the first capture (P50%), and CPUE percentage (light line) by size class of the pink shrimp captured with artisanal trawling in the Patos Lagoon estuary. The dashed line represents the shrimp at 90 mm TL.

December had the lowest value of P50% and the highest percentage of shrimp smaller than 90 mm TL. The opposite occurred in January, when the largest shrimp were captured. In February, the size of the shrimp captured declined relative to January but increased relative to December. The March capture exhibited a size pattern similar to February. In April, the pattern was similar to January, presenting higher values of P50% and a small percentage of shrimp smaller than 90 mm TL. Fig. 3 shows a shift to the right in the logistic curve over the months, represented by a higher contribution of larger sizes in CPUE, except January, which showed the least shifted curve (Table I).

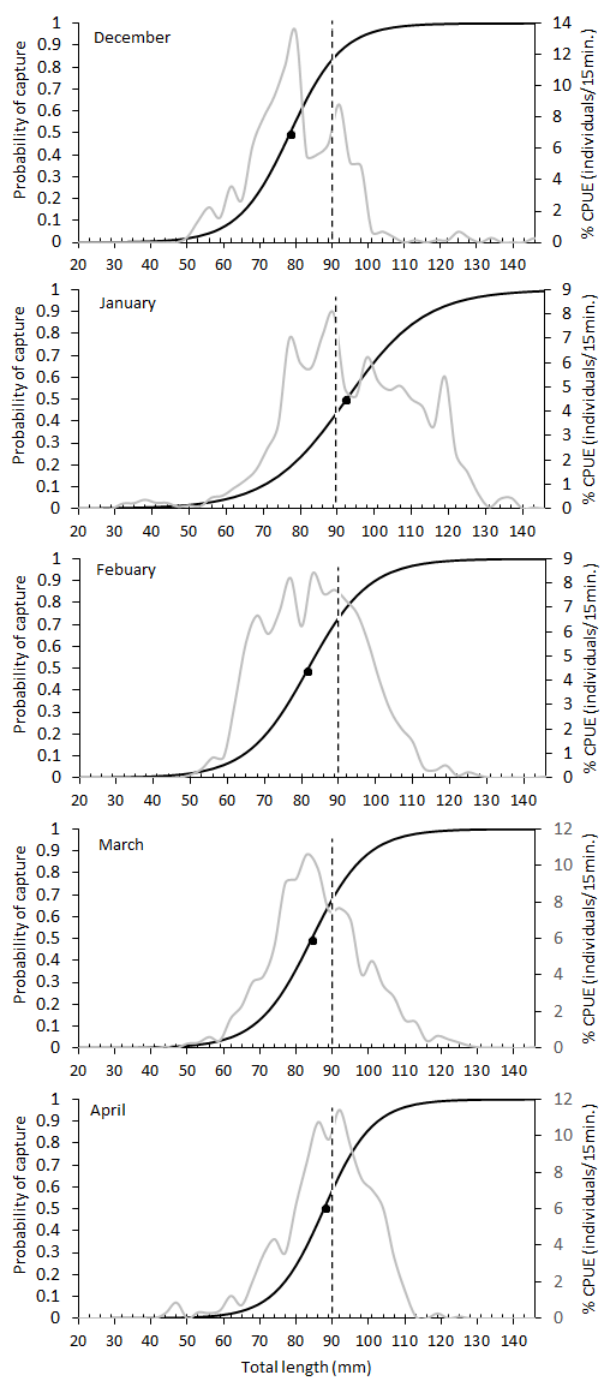


Figure 3. Monthly probability of capture (dark line), where the point marks the size of the first capture (P50%), and CPUE percentage (light line) by size class of the pink shrimp captured with artisanal trawling in the Patos Lagoon estuary. The dashed line represents the shrimp at 90 mm TL.

Table I - Description of size classes (TL) observed for shrimp caught with otter trawls in the Patos Lagoon estuary, showing the number of measured specimens (N), size range, size in which the probability of capture is 50% (P50%) with the confidence interval (CI P50%) and percentage of individuals smaller than 90 mm TL (% < 90 mm). Unit of measure: millimeters.

Factor	Variable	N	Size Range	P50%	CI P50%	% < 90 mm
Month (considering all years)	Total	8319.0	30.0 - 146.0	86.6	86.3 - 86.9	54.2
	December	300.0	50.0 - 145.0	78.4	78.1 - 78.7	76.7
	January	2766.0	30.0 - 141.0	92.5	91.9 - 92.9	41.6
	February	2626.0	45.0 - 146.0	81.8	81.5 - 82.2	59.7
	March	2175.0	38.0 - 144.0	84.3	84.1 - 84.5	63.2
	April	451.0	42.0 - 124.0	87.0	87.4 - 87.9	41.5
Year	2011	4623.0	37.0 - 144.0	86.0	85.7 - 86.2	53.3
	2012	2188.0	30.0 - 146.0	82.3	82.1 - 82.4	69.1
	2013	1508.0	37.0 - 145.0	98.9	98.3 - 99.5	35.1
Region	Estuary mouth	1857.0	37.0 - 137.0	92.6	92.1 - 93.1	35.6
	Central estuary	3338.0	38.0 - 146.0	87.0	86.7 - 87.2	51.5
	Upper estuary	778.0	51.0 - 118.0	86.5	86.2 - 86.8	54.8
	Sheltered estuary	2346.0	30.0 - 144.0	79.8	79.6 - 79.9	72.6
Depth	Shallow areas	2246	35.0 - 146.0	78.2	77.4 - 78.9	50.5
	Channel areas	3012	30.0 - 137.0	76.6	75.5 - 77.7	64.5

The values presented in Table I show that the smallest shrimp were caught in 2012, with the lowest value of P50% and the greatest percentage of shrimp smaller than 90 mm TL. The largest shrimp were caught in 2013. The year 2011 was intermediate, with a P50% of 86 mm TL and a percentage of smaller shrimp of 53.3%. Fig. 4 shows a shift to the right in the logistic curve in the sequence 2012, 2011, 2013, a similarity between 2011 and 2012 and a greater contribution of larger sizes in the CPUE percentage in 2013 (Table I).

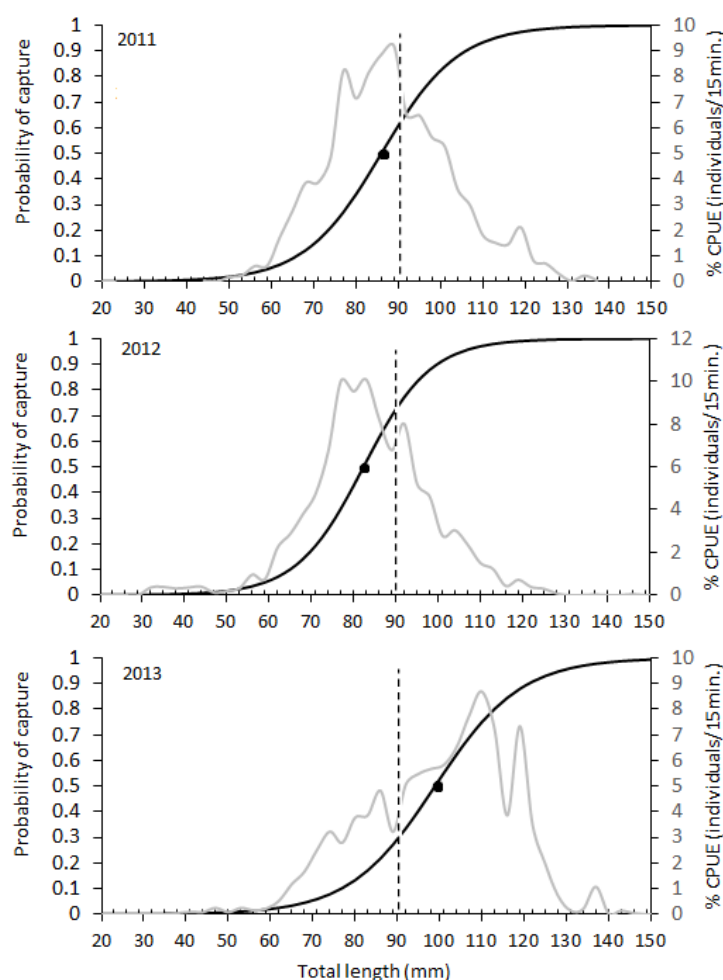


Figure 4. Probability of capture (dark line), where the point marks the size of the first capture (P50%), and CPUE percentage (light line) by size class of the pink shrimp captured with artisanal trawling in the Patos Lagoon estuary over the years. The dashed line represents the shrimp at 90 mm TL.

Larger shrimp were caught in the estuary's mouth, where the lowest percentage of individuals smaller than 90 mm TL was also observed. The central and upper estuary were intermediate, and the smallest individuals were captured in the sheltered estuary (Fig. 5, Table I). According to the depth, shrimp with the largest size were captured in the channel areas, and the catches in shallow areas presented lower values of L50% and greater percentages of smaller individuals (Fig. 6, Table I).

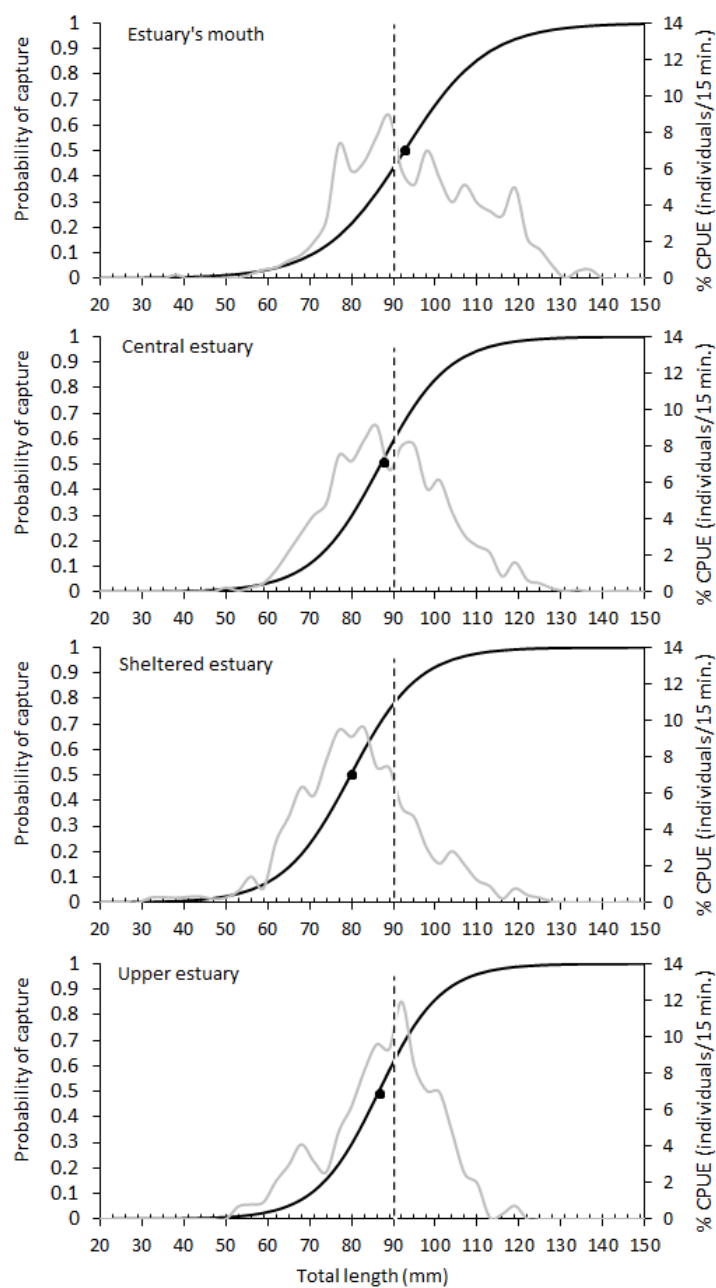


Figure 5. Probability of capture (dark line), where the point marks the size of the first capture (P50%), and CPUE percentage (light line) by size class of the pink shrimp captured with artisanal trawling in the Patos Lagoon estuary by region. The dashed line represents the shrimp at 90 mm TL.

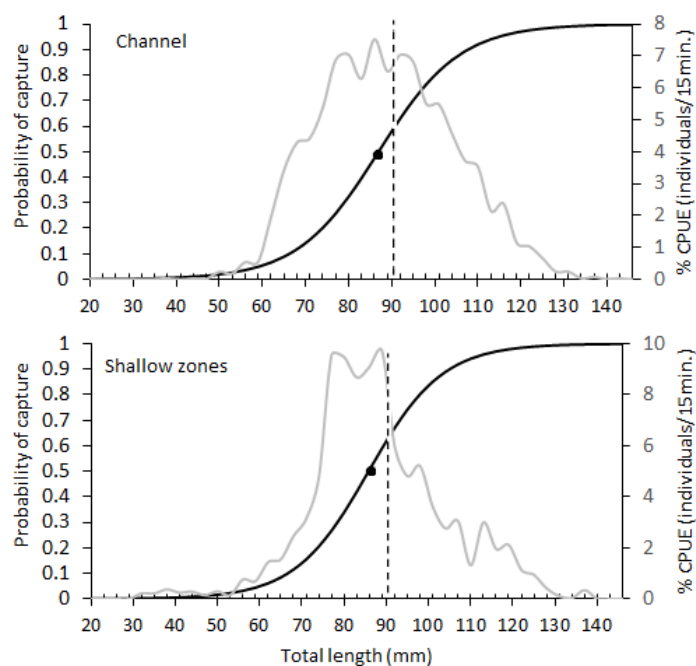


Figure 6. Probability of capture (dark line), where the point marks the size of the first capture (P50%), and CPUE percentage (light line) by size class of the pink shrimp captured with artisanal trawling in the Patos Lagoon estuary by depth. The dashed line represents the shrimp at 90 mm TL.

The adjusted model that explained the variability in the proportion of shrimp smaller than 90 mm TL incorporated the following factors: area ($df=3$, $F=8.2363$; $P<0.0001$), depth ($df=1$, $F=14.786$; $P=0.0002$) and month ($df=4$, $F=5.3562$, $P=0.0005$) (Table II). The multiple comparison test verified that trawls performed in the central and sheltered estuary captured a greater proportion of small shrimp (<90 mm TL) than those performed in the estuary mouth. The captures in shallow areas included greater proportions of small shrimp than those conducted in the channel areas. January was different from February and March, with a lower proportion of small shrimp captured (Table III).

Table II. Result of the selected model (cbind (<90 mm TL, >90 mm TL) ~ month+region+depth; family = quasi-binomial=logit)). Significant P values are marked with * when $P < 0.1$ and ** when $P < 0.05$.

Factor	Explanatory variables	Estimated	Standard error	t	P
	Intercept	-0.2406	0.3509	-0.6860	0.4944
Month (considering all years)	December	0.9292	0.5415	1.7160	0.0891*
	January	-0.2608	0.3456	-0.7540	0.4523
	February	0.5522	0.3404	1.6220	0.1078
	March	0.4316	0.3514	1.2280	0.2223
Region	Estuary mouth	-0.6601	0.2950	-2.2380	0.0274**
	Sheltered estuary	0.4373	0.2966	1.4740	0.1435
	Central estuary	0.0221	0.2540	0.0870	0.0930*
Depth	Shallow areas	0.8661	0.2189	3.9560	0.0001**

Table III. Tukey test result for each factor related to the model (cbind (<90 mm TL, >90 mm TL) ~ month+region+depth; family = quasi-binomial(logit)). Significant P values are marked with * when $P < 0.1$ and ** when $P < 0.05$.

Factor	Explanatory variables	Estimate d	Standard error	Z	P
Region	Estuary mouth - Upper estuary	-0.660	0.295	-2.238	0.110
	Sheltered estuary - Upper estuary	0.437	0.297	1.474	0.446
	Central estuary - Upper estuary	0.022	0.254	0.087	1.000
	Sheltered estuary - Estuary's mouth	1.097	0.219	5.005	<0.001*
	Central estuary - Estuary's mouth	0.682	0.216	3.162	0.0081*
	Central estuary - Sheltered estuary	-0.415	0.222	-1.873	0.234
Month (considering all years)	December – April	0.929	0.542	1.716	0.397
	January – April	-0.261	0.346	-0.754	0.937
	February – April	0.552	0.340	1.622	0.455
	March – April	0.432	0.351	1.228	0.714
	January – December	-1.190	0.469	-2.540	0.0721*
	February - December	-0.377	0.461	-0.818	0.917
	March – December	-0.498	0.461	-1.080	0.800
	January – February	-0.813	0.196	-4.154	< 0.001**
	March – February	-0.121	0.194	-0.622	0.968
	March – January	0.692	0.193	3.580	0.0026**
Depth	Shallow areas - Channel	0.866	0.219	3.956	< 0.001**

A statistically significant difference between the mean salinities over the three years was found ($p = 0.0000$) using the Kruskal-Wallis test. The 2012 salinity was different from those of 2011 and 2013 ($p = 0.0000$ for both), and 2011 was similar to 2013 ($p = 1.000$). The salinity in 2012 was higher in every month relative to the other years (see Fig. 7). Additionally, during the period from May to September, the salinity

declined in both 2011 and 2013. This pattern did not occur during 2012, which displayed a peak of salinity between June and August.

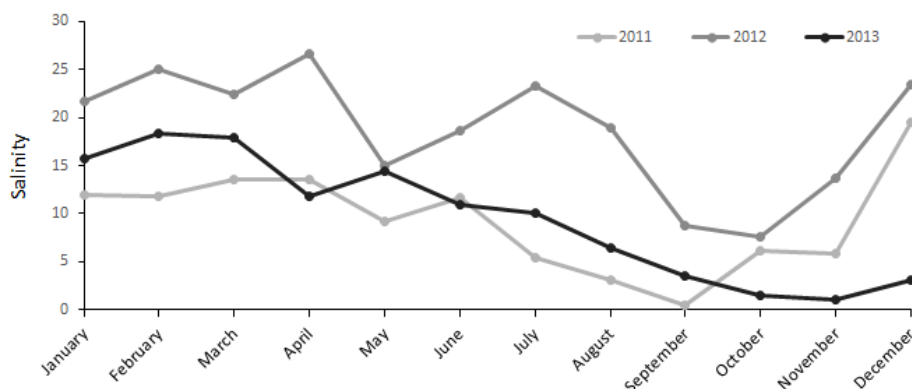


Figure 7. Monthly variation in the mean salinity of the Patos Lagoon estuary by years.

Discussion

The demand by fishermen for a floating fishing season relies on the argument that annual environmental variations occur, mainly related to the salinity of the estuary, which affect shrimp fisheries. Studies of this relationship show that harvests are more abundant in years with higher salinities (Castello & Möller 1978, Kalikoski *et al.* 2006, Möller *et al.* 2009, Pereira & D’Incao 2012). The differences in the proportions of small shrimp between years were not statistically significant for incorporation in the model that explains the variability in the proportion of individuals smaller than 90 mm TL. However, 2013 was the year with the greatest proportion of larger shrimp. The year was not included in the model because the region, depth and month had greater significance in explaining the variability of shrimp size than the year itself. Salinity was not statistically significant therefore was not included in the model. This differs to that observed by Noleto-Filho (2014) who found that the number of cohorts and modes correlated with salinity indicating the importance of this variable to the shrimp recruitment on the estuary. Therefore, as in 2012, the salinity remained high throughout the year, and the estuary conditions were positive for the entry of larvae in earlier months than the other years. By entering early, the shrimp are afforded more time to grow so that they can reach higher sizes over the fishing season.

The data allowed us to observe that there was a variability in the size structure of the shrimp population according to the month. The post-larvae entrance occurs mainly

between September and November, and it takes around four to five months to grow until 70-80 mm of total length, when they start the migration processes back to the sea (D’Incao 1984, 1991). It was expected that smaller shrimps should be caught in the early fishing season (December and January). However, January presented a non-standard pattern displaying mainly larger shrimp sizes. D’Incao (1991) suggest that the post larvae penetration can also occurs, in a less degree, during all year, and that some individuals can remain on the estuary until 10 months old. The presence of shrimps up to 145 mm total length found on this study at December and January is an evidence that this larger shrimps found on the beginning of season are in fact shrimps that remained over the estuary since the last season. This phenomenon is known by fishermen as off-season or “safrinha”. At the opening of the fishing season, when fyke-nets are allowed, the effort is intensified, which shows that the fishing effort should act to select the size of individuals in the population. The number of individuals per age decreases according to three factors: natural mortality, fishing mortality and migration (D’Incao 1983). Therefore, a greater capture effort prevents the shrimp reach older ages, decreasing its size capture (D’Incao 1984). The effect of fishing on the population of shrimp in the Patos Lagoon is intense, as few or nearly no individuals return to the sea (D’Incao 1990). Therefore, the periods when shrimp are able to return to the ocean are the months of January and December, which is allowed by reduced fishing efforts. However, it is very important to note that although shrimp sizes are larger during the off-season period, and environmental variations can anticipate their growth, individuals were captured with less than 90 mm TL in higher percentages than those permitted by law (MMA/SEAP 2004). Therefore, an early release of the fisheries would not be possible.

Fishermen also argued that trawl nets only catch larger shrimp when used in channel areas (Kalikoski *et al.* 2006). Despite our results corroborating this statement to some extent, it is important to note that the proportion of small individuals in the channel was high. Fishermen were free to choose the fishing spots, and not only channel areas were chosen. Shrimp were repeatedly captured in shallow areas, such as the surroundings of Marinheiros Island. This region is mainly characterized by shallow areas, with the greatest depths observed parallel to the city of Rio Grande (Souza *et al.* 2008). The capture of small-sized shrimp near Marinheiros Island corroborated the

nursery function of this region, as discussed by other authors (Ruas *et al.* 2014). Penaeids remain within estuaries during part of their life cycle and prefer to settle on shallow and calm regions, such as small inlets, migrating to open areas as they grow (Vance *et al.* 1998, Adnan *et al.* 2002). In those areas of the Patos Lagoon estuary, the shrimp were larger, especially in the lower estuary region. This area is characterized by a narrow, long channel, typical of strangled lagoons, which connects the estuary to the sea. As the shrimp grow to the age at which they migrate to the sea, they must pass through this channel, which explains the high catches of larger shrimp in this region. However, small shrimp were also captured in this location, and the prohibition based on the capture percentage by the legislation was not fulfilled. All areas showed higher percentages of smaller shrimp (< 90 mm TL) than those tolerated.

The percentage of shrimp smaller than 90 mm TL captured with fyke-nets nets in the estuary of Patos Lagoon has been studied, and values greater than those permitted by law were registered, with seasonal variations (Almeida & D'Incao 1999, Ruas *et al.* 2011). Almeida & D'Incao (1999) observed percentages between 40% and 48% during one fishing season in Saco da Mangueira, a nearby inlet at the channel of the estuary mouth. Furthermore, these same authors observed a decreasing variation between 85% at the beginning of the fishing season and 23% at the end of the season in Saco do Arraial, a shallow area near Marinheiros Island. Ruas *et al.* (2011) analyzed only Saco do Arraial and found 67.7% of small shrimp at the opening of the season. They also observed a decreasing tendency in that percentage in March and early April, when it increased (up to 98% of small shrimp) and decreased again at the end of the fishing season (36.4% in May). The percentage of small shrimp caught with fyke-nets nets was often higher than those caught while trawling. These differences may reflect the study area because the use of fyke-nets is restricted to shallow areas of the estuary. The model generated to explain the variability of the percentage of small shrimp in the estuary incorporated the area as a significant factor, and the region near Marinheiros Island, also used to evaluate fisheries with fyke-nets nets, showed the highest percentage of smaller shrimp captured. Furthermore, it must be considered that both that fishermen that use fyke-nets nets have techniques to decrease the selectivity of the nets, such as confection of nets with smaller mesh sizes than those allowed, or the use of overlapping meshes in baggers and rings with diameters smaller than usual (Ruas *et al.* 2011). The monthly

variability was also different between the two fishing gears. It is possible that because larger shrimp prefer open regions of the estuary, in particular the estuary mouth, and fyke-nets are used only in shallow areas, they are not good samplers of larger shrimp during the off-season.

The pink shrimp is in the list of overexploited or threatened by overexploitation species, according to Normative Instruction No. 5 (MMA 2004). Several studies have indicated that yields of this species have decreased over the recent years in Southeast and Southern Brazil (Valentini *et al.* 1991, D'Incao *et al.* 2002, Leite & Pretere 2006, Valentini *et al.* 2012). The data presented in this work show that otter trawls are able to capture large amounts of shrimp in smaller sizes than those allowed by law. D'Incao *et al.* (2002) showed that the negative effect of high fishing efforts within the estuary prevented the recruitment of shrimp to the adult stock, which significantly contributed to the maintenance of low yields of industrial fisheries. Therefore, it is important to maintain the fishing seasons based on a fixed schedule to allow part of the stock to be replenished and also to reinforce the fiscalization on number of nets/fishermen.

The data analyzed in this study do not show compliance with the legislation regarding minimal sizes of the shrimp caught in the Patos Lagoon estuary. The captures in shallow inlets were more likely to contain smaller shrimp and, therefore, to require greater supervision. It does not seem right that the premise for the release of this fishing gear is only based on the sizes of the captured shrimp. However, if there is an approval for this demand, it should be applied with certain cautions. The shrimp should be measured along the entire estuary because there is variability in the size structure in the different regions of the estuary. Studies demonstrated that using otter trawls to catch shrimp in tropical environments produced an average of 10 kg of by-catch for each kilogram of the target species (EJF 2003). Thus, the potential impact of the trawl on the ecosystem should also be taken into consideration.

Acknowledgments

We are grateful to the Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental - NEMA and Ministry of fisheries and aquaculture - MPA that brought the Project "Characterization, monitoring and qualification of trawl fisheries in Rio Grande do Sul"

enable this study. To the various fishermen from the Patos Lagoon estuary who agreed to participate and help on this study.

References

- Adnan, A. N., Lonergan, N., & Connolly, R. 2002. Variability of, and the influence of environmental factors on, the recruitment of post larval and juvenile *Penaeus merguensis* in the Matang mangroves of Malaysia. **Marine Biology**, 141: 241-251.
- Almeida, H. L. P. S. & D’Incao, F. 1999. Análise do esforço de pesca do camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) na Lagoa dos Patos, Brasil. **Atlântica**, 21: 77-92.
- Benedet, R. A., Dolci, D., D’Incao, F. 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Atlântica**, 32(1): 5-24.
- Castello, J. P. & Möller, O. O. 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). **Atlântica**, 3: 67-74.
- D’Incao, F. 1983. Estudo do crescimento e da mortalidade de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez-Farfante, 1967, na Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **MSc. Thesis**. UFRGS, Porto Alegre, Brazil, 122p.
- 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: 73-84.
- D’Incao, F. 1990. Mortalidade de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez Farfante, 1967 no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (Crustacea, Penaeidae). **Atlântica**, 12(2): 31-51.
- D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia da *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. **Atlântica**, 13(1): 159-169.
- D’Incao, F. & Reis, E. G. 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon estuary (Brazil). **Ocean and Coastal Management**, 45: 531-539.
- 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.

- EJF. 2003. **Squandering the Seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world?** Environmental Justice Foundation, London, 48p.
- Faraday, J. J. 2006. ***Extending the Linear Model With R: Generalized Linear, Mixed Effects and Nonparametric Regression Models***. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, 301 p.
- Garcia, S. & Le Reste, L. 1981. Lyfes cycles, dynamics, explotation and managemente of coastal penaeid shrimp stocks. **FAO Fisheries Technical Paper**, 203: 1-215.
- Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D. C., Abdalah, P., Castello, J. P. & Hellebrandt, D. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do Rio Grande do Sul. Pp. 157-180 *In*: Isaac, V. J., Martins, A. S., Haimovici, M., Andriguetto, J. M. **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**. Projeto RECOS: Uso e apropriação dos recursos costeiros. Grupo Temático: Modelo Gerencial da pesca. Belém: UFPA.
- Iwai, M. 1978. Desenvolvimento larval e pós-larval de *Penaeus (Melicertus) paulensis* Pérez Farfante, 1967 e o ciclo de vida dos camarões do gênero *Penaeus* da região centro-sul do Brasil. **MSc. Thesis**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 137p.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., Lavkulich, M.L., 2002. Fitting institutions and ecosystems: the case of artisanal fisheries management in the Patos lagoon. **Marine Policy**, 26(3):179-196.
- Kalikoski, D. C, Rocha, R. D. & Vasconcellos, M. 2006. Importância do conhecimento ecológico tradicional na gestão da pesca artesanal no estuário da Lagoa dos Patos, extremo sul do Brasil. **Ambiente e educação**, 11: 87-118.
- Kalikoski, D.C. & Vasconcellos, M. 2012. Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil: A methodology for assessment. **FAO Fisheries and Aquaculture Circular**, 1075, Rome. 190p
- Leite, N. O. & Petreire, M. 2006. Stock assessment and fishery management of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante, 1967 in southeastern Brazil (23° to 28° S). **Brazilian Journal of Biology**, 66(1B): 263-277.

- MMA. 2004. Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004. Brasília, Brazil.
- MMA/SEAP. 2004. Instrução Normativa Conjunta No. 3, de 09 de fevereiro 2004. Brasília, Brazil.
- Möller, O. O., Castelo, J. P. & Vaz, A. 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the Pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. **Estuaries and Coasts**, 32(4): 787-796.
- Neiva, G. S. 1966. Alguns aspectos sobre a biologia e a pesca do Camarão Rosa da região centro-sul do Brasil. **Revista Nacional da Pesca**, 7: 9-12.
- Nolêto-Filho, E. M. 2014. Variação interanual da composição de comprimento e crescimento juvenil do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) (Decapoda: Penaeidae) em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, sul do Brasil. Master's Thesis. Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, Brasil, 82 p.
- Pereira, N. & D'Incao, F. 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 92(7): 1451–1456.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Reis, E. G. & D'Incao, F. 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. **Ocean & Coastal Management**, 43: 585-595.
- Ruas, M. R., Dumont, L. F. C. & D'Incao, F. 2011. Avaliação do tamanho de captura e estimativa da abundância do camarão- rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante 1967) no entorno da Ilha dos Marinheiros, estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, 33(2): 161-172.
- Ruas, M. R., Rodrigues, M. A., Dumont, L. F. C. & D'Incao, F. 2014. Habitat selection of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus* in an estuary in southern Brazil: influence of salinity and seagrass meadows. **Nauplius**, 22(2): 113-125.

- Souza, S. R., Oliveira, A. O. & Hartmann, C. 2008. Utilização do Testemunhador Russian Peat Borer no Saco do Martins e Arraial , Estuário da Laguna dos Patos : RS , Brasil. **Gravel**, 6(1): 1-13.
- Sparre, P. & Venema, S. C. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. **FAO Fisheries Technical Paper**, 306/1. Rev. 2, Rome, 407 p.x
- Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues, L. F., Rebelo, J. E. & Rahn, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa (*P. brasiliensis* e *P. paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Atlântica**, 13(1) :143-157.
- Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues, L. F. & Dumont, L. F. 2012. Evolução da pescaria industrial de camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) na costa sudeste e sul do Brasil – 1968-1989. **Atlântica**, 34(2): 157-171.
- Vance, D. J., Haywood, M., Heales, D., Kenyon, R. & Loneragan, N. 1998. Seasonal and annual variation in abundance of postlarval and juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and environmental variation in two estuaries in tropical northeastern Australia: a six year study. **Marine Ecology Progress Series**, 163: 21-36.
- Vieira, J. P. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom traw fish assemblages from Patos Lake, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(1): 234-247

6.2 Anexo 2:

“Bycatch composition of an estuarine shrimp-trawl: focus on the impact upon the captured species assemblage”²

GABRIELA A. DE REZENDE^{1*}, ILEANA ORTEGA¹, LUIZ FELIPE C. DUMONT¹

¹Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto de Oceanografia, Av. Itália, Km 78, zipcode: 474, 96201- 900 Rio Grande, RS, Brazil.

*Corresponding author: g.a.rezende@gmail.com

Abstract: The pink shrimp fishery is among the most profitable fisheries resources. One of the most problematic fishing methods on terms of bycatch is shrimp trawling. We investigated species assemblage captured as bycatch from shrimp trawling over the Patos Lagoon estuary, and its relations with environmental conditions during four years. A four study was performed (2011-2014). In a partnership with the artisanal fishermen, were conducted a total of 173 trawls. We caught as bycatch 61 species, represented by 36 families (30 fishes, 5 crustaceans, and 1 mollusca). Few species dominated the capture, being the most affected *Micropogonias furnieri*, *Callinectes sapidus* and *Genidens barbatus*. Besides this few species dominance, were found a variability in the caught assemblage during two extreme years. A higher number of species were affected in a *La Niña* year. These event causes drought in the Southern Brazil, which favors the entrance of marine species, increasing the number of species caught as bycatch. In opposite, the high freshwater outflow favor the dominance of the main species. The main species caught were juveniles of fishery resources evidencing the impact of trawl nets in estuarine systems.

Key-Words: Bycatch, estuary, Patos Lagoon, Shrimp-trawl

Introduction

One of the most common problems related to trawl fisheries is bycatch, which is the part of the catch that is taken incidentally in addition to the target species. Bycatch is currently one of the most important topics in fisheries management, both from an economic and environmental point of view, usually because it includes species of

² Artigo submetido à avaliação na revista *Fisheries Research*

economic interest and threatened species (Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; Catchpole et al., 2011; Kelleher, 2005). Several studies describe the consequences of removing these species, resulting in shifts in the food web and ecosystem desequilibrium. In most shrimp trawl the weight of bycatch is proportionally higher than the weight of the shrimp (Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; Kelleher, 2005). The ongoing worldwide decrease in fishery production has drawn more attention to the problem of incidental fishing and bycatch.

Fisheries in many estuarine communities, especially in developing countries, are the communities' main source of income. The Patos Lagoon estuary in southern Brazil is the main nursery ground for the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis*, accounting for about 40% of the shrimp landed in the country (D'Incao et al., 2002). A large number of fishermen, about 3,600 from surrounding communities, target this species during the grow out phase, usually from late spring to summer (Kalikoski e Vasconcellos, 2012). The pink-shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery season is the most important economically for the artisanal fishermen, especially after the collapse of traditional fisheries, such as those targeting the catfish (*Genidens barbatus*) and the mullet (*Mugil liza*) (D'Incao, 1991; Reis & D'Incao, 2000; Kalikoski & Vasconcellos, 2012). In the region, the fishery is regulated by a sanction which only allows the use of passive fishing gears to catch pink shrimp (fyke nets - "saquinho" - and stow nets - "saco") (In N°3 - MMA/SEAP, 2004). However, fishermen defy the law by using trawl nets to improve their yields (Benedet et al., 2010; Kalikoski e Vasconcellos, 2012).

Estuaries are recognized for their various ecological and economical services, including their importance as nursery areas and productive fishing grounds. Among the associated anthropogenic impacts on these environments, the intense trawling for shrimp should be highlighted (Blaber, 2000).

Most studies that focus on the effects of trawling in the estuarine environment focus on the impact of trawling on the benthic community, associated sediment resuspension, mortality of the discards and alternatives for reducing the bycatch (e.g. Broadhurst et al., 2004; Costa and Netto, 2014; Dellapenna et al., 2006; Gamito and Cabral, 2003; Warnken, 2003). In contrast, only a few papers, concentrated in eastern Australia, describe and quantify the species captured as bycatch (e.g. Gray et al., 2003; Liggins and Kennelly, 1996; West and Walford, 2000). The lack of knowledge on the species

that make up bycatch, and the spacial and temporal variation of bycatch, hinders the understanding of biological and ecological effects of fisheries (Alverson et al., 1994; Hall et al., 2000; Hall e Mainprize, 2005).

Estuaries are known for their low species richness, which is associated with the stressful conditions and large and rapid environmental variations that species must endure in this environment (Lalli e Parsons, 2003; Pinet, 2003). It is usually assumed that abiotic factors, such as salinity and temperature, define the community structure and its distributional patterns (Day et al., 1989; Martino e Able, 2003). Long-term studies indicate that shallow water communities may face important shifts, driven by events of variable scale, such as ENSO, tides, or wind. It is therefore expected that species composition of shrimp trawling bycatch can vary greatly depending on large environmental variations, which has already been reported for fish distribution in estuaries (Garcia et al., 2003a, 2003b, 2001). In this sense, the effects of trawling in nursery areas, such as shallow-water estuaries are of particular concern.

Understanding bycatch composition and its variation over time is essential for ecological management. The Ecosystem Approach to Fisheries (EAF) reinforces that the impact that fisheries have on the ecosystem must be assessed in a more holistic way, combining the knowledge of discarded fauna and the main factors driving the discards. The present investigation investigates the inter-annual variability in the assemblage of bycatch by a shrimp-trawl fishery in a subtropical estuary.

Materials and Methods

Scientific trawls were conducted in the Patos Lagoon estuary, located in Rio Grande do Sul State, southern Brazil. Samples were taken from the estuarine mouth (32°09' S 52°05' W) to the upper estuarine region (31°43' S 52°08' W) (Figure 1). A total of four (2011 to 2014) shrimp fishing seasons were assessed.

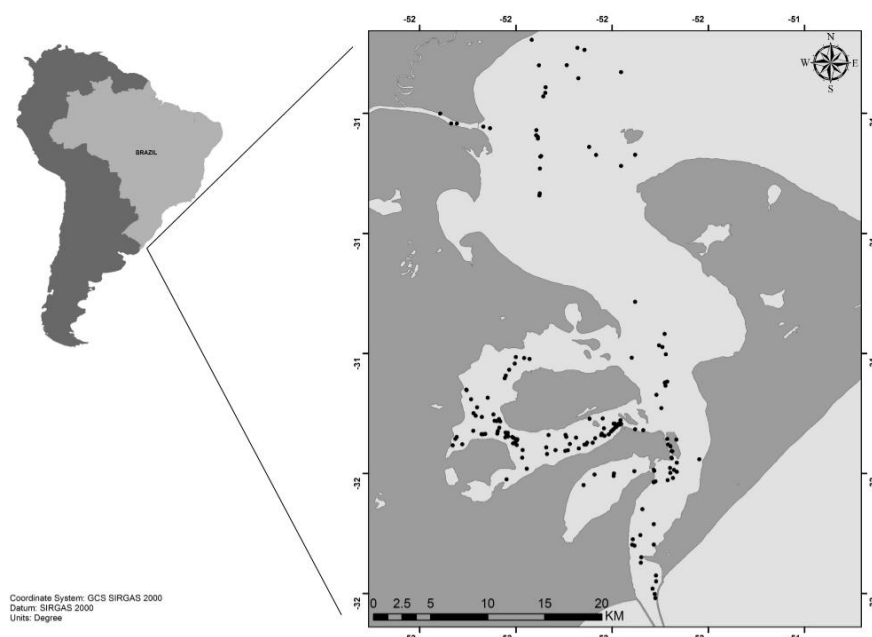


Fig. 1 Study area of Patos Lagoon estuary (South Brazil). Each point represents the location of a fishing haul.

Since the use of trawl gears is not permitted inside the estuary, a scientific observer was always onboard with a trawling fish license from the appropriate environmental authority (SISBIO - No. 28975-1). The trawling gears used were 12 mm between each opposite knot at the cod-end and were operated from 8 m long artisanal fish boats. In an attempt to replicate the impact of fisheries, the fishing grounds were selected at the recommendation of local fishermen, based on their experience in finding areas with the highest yield. The duration of the each trawl ranged from 5 to 35 minutes, with a mean time of 17 minutes ($\sigma=5$).

In each sampling site, the salinity and temperature at the estuarine floor and the geographical position were registered. All catch was brought to the laboratory, placed in plastic bags, properly labeled, and then frozen until processing. When the capture was too large, a subsample was used. The relative abundance index (CPUE) used was the number of individuals by 15 minutes of trawling.

The organisms were identified to the lowest possible taxonomic level according to Figueiredo & Menezes (1978), Buckup & Bond-Buckup (1999) and Fisher et al., (2011). Species were classified into habitat guilds: Estuarine-related - species that live their entire life cycle in the estuary or occur in large numbers in the estuary at certain times of the year; Marine vagrant - species from the marine environment that rarely occur in the estuary; Freshwater - species that are restricted to freshwater environments

and occasionally occur in the estuary. The individuals were measured (mm) in the following way: fishes – from the tip of the snout to the end of the caudal fin (total length – TL); shrimps - from the tip of the rostrum to the end of the telson (total length – TL); crabs – the distance between the tips of the posteriormost lateral carapace spines (carapace width – CW).

The patterns of species abundance and dominance were analyzed based on the relative frequency of occurrence (%F) and relative abundance in number (%CPUE N). Species with relative frequency of occurrence values equal to or greater than the average value of all species were considered frequent. Species with relative frequency of occurrence values smaller than the average value were rare. The same procedure was employed for the relative abundance in number values, resulting in higher abundant ($\%CPUE\ N \geq \text{average } \%CPUE\ N$) and lower abundant species ($\%CPUE \leq \text{average } \%CPUE\ N$). Based on these criteria, the species were placed into four groups: (1) higher abundant and frequent, (2) higher abundant and rare, (3) lower abundant and frequent and (4) lower abundant and rare (Garcia et al., 2006). Thus, we considered species as dominant when they were higher abundant and frequent in at least one of the sampled years.

Differences in the community composition among the years were tested using a distance-based permutational analysis of variance (PERMANOVA, Anderson, 2005) using Bray-curtis similarities of the square-root transformed data. The biological matrix included all species that represented at least 5% of the frequency of occurrence. Significance level was set at $p=0.05$. The year was considered a random factor, as we did not have a particular hypothesis associated with the sampled years. Routines in PERMANOVA, an add-on to Version 6 of the PRIMER computer program (Clarke e Gorley, 2006) were used to partition multivariate variability according to the full experimental design that then appropriately dealt with asymmetry. Similarity Percentage Analysis (SIMPER, Clarke, 1993) was used to identify the percentage contribution of each species (or taxon) to observed differences between years. The annual species' richness was estimated by using the species accumulation curves according to the number of individuals caught per sampling, differences will be considered according the overlap of the its respective confidence intervals (Colwell et al., 2004).

The CPUE of each size class was analyzed to assess the size composition of the main species caught by the fisheries. The size class, in which the probability of a fish been caught is 50%, is the size at first catch. Total length (TL mm) distributions, were fitted to a logistic model proposed by Sparre and Venema (1998).

Differences in the abiotic factors (salinity and temperature) were tested by a One-Way ANOVA (significance level of $p=0.05$). The relationship between the abundance (CPUE) of dominant species and environmental variables was analyzed by using a Pearson's Correlation test, with significance level of $p=0.05$. The data's presuppose of normality and homoscedasticity were verified by Cochran & Bartlett test and Kolmogorov-Smirnov test, respectively and were accepted.

Results

Temperature was similar among studied years, with the highest average value recorded in 2011 (25.0 ± 1.8 °C) and the lowest in 2014 (23.3 ± 4.5 °C), with no significant differences ($F= 2.16$, $df=3$, $p = 0.0941$) (Fig. 2). However, salinity presented significant variation over the years ($F= 20.64$, $df=3$, $p = 0.0000$), being higher in 2012 (21.9 ± 7.5) and lower in 2014 (8.6 ± 5.9) (Figure 2).

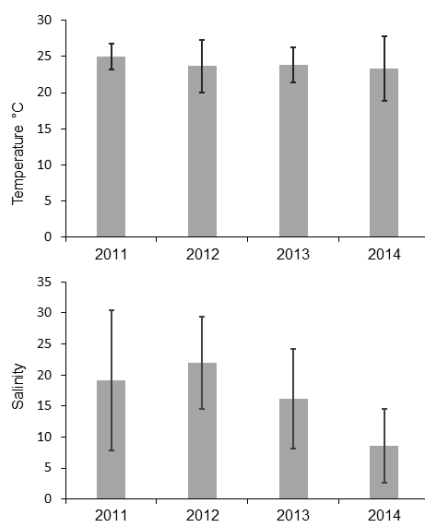


Fig. 2 Interannual variation in temperature and salinity. Vertical bars denote 0.95 interval of confidence.

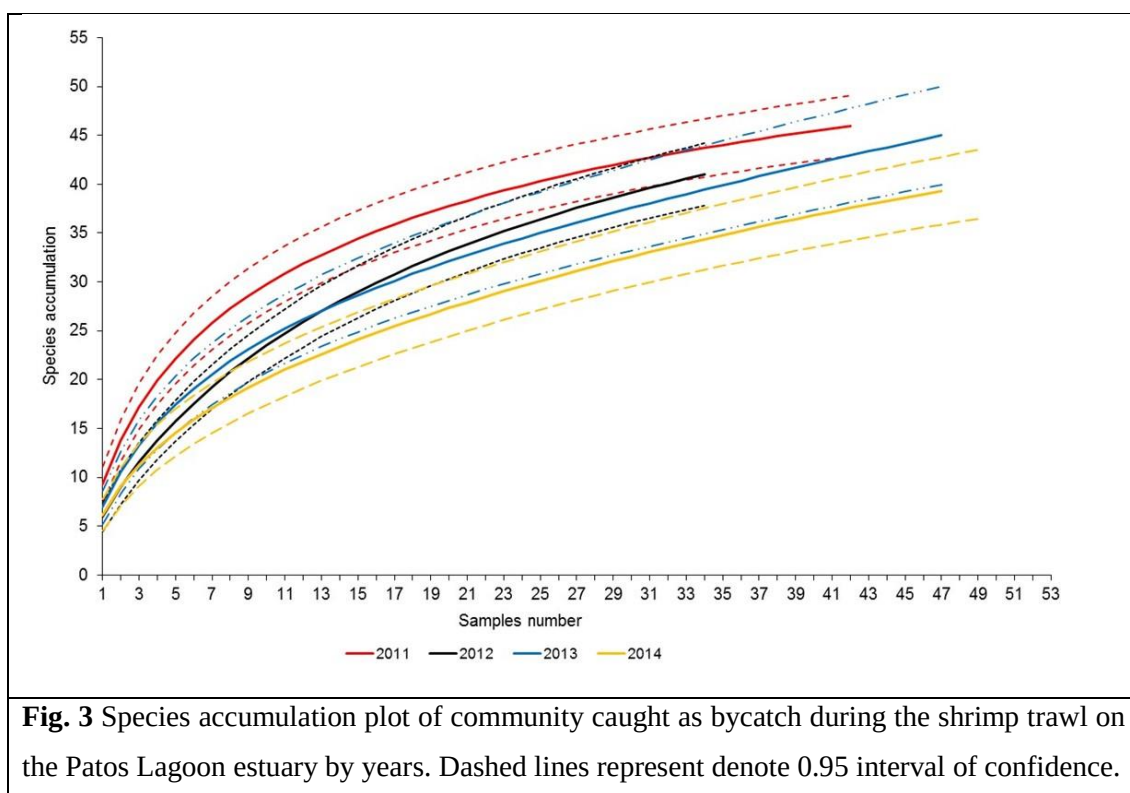
A total of 173 trawls were conducted during the 4 years of investigation (2011 = 42; 2012 = 34; 2013 = 47; 2014 = 50). A total of 32,835 individuals were caught, from 36 families (30 fishes, 5 crustaceans, and 1 mollusca) represented by 61 species (55 fishes, 5 crustaceans, and 1 mollusca) (Table 1). The average CPUE was 218.6 individual/15 min (2011 = 225.3 individual/15 min, 2012 = 81.95 individual/15 min, 2013 = 221.7 individual/15 min, 2014 = 302.9 individual/15 min).

According to the dominance analysis 11 species were considered dominant, represented by six estuarine related species (*Micropogonias furnieri*, *Callinectes sapidus*, *Genidens barbus*, *Lycengraulis grossidens*, *Catathyridium garmani*, *Brevortia pectinata*), one freshwater species (*Parapimelodus nigribarbis*) and five marine vagrant species (*Callinectes danae*, *Prionotus punctatus*, *Selene setapinnis*, *Peprilus paru*) (Table 1). The most abundant and frequent species were *M. furnieri* and *C. sapidus*; they were present in all sampled years and in the great majority of trawls (Table1). Of the remaining species, only *G. barbus* was considered dominant in more than one year (2011 and 2014). The year with highest number of dominant species was 2011 (n=6), all other years presented equal number of dominant species (n= 4). In all years, the estuarine guild presented the highest number of dominant species (n=6), followed by marine species (n=4) and freshwater species (n=1), respectively. Estuarine species were represented by a minimum of three dominant species during the four years sampled. Marine species had a at least one dominant species during the first three years and none during the last year. Freshwater species had only one dominant species, present in 2014 (Table 1).

Table 1 Values of relative abundance in number (% CPUE N), relative frequency of occurrence (% F) and dominance patterns for all the species caught as bycatch during the shrimp trawl fishery on the Patos Lagoon estuary, by years. Where: 1-abundant and frequent, 2-abundant and infrequent, 3-not abundant and frequent, 4-not abundant and infrequent.

Species/Guilds	2011		2012		2013		2014		2011	2012	2013	2014
	% CPUE	N	% F	% CPUE	N	% F	% CPUE	N	% F	Dominance		
Estuarine related												
Micropogonias furnieri	14.25	95.24	18.61	82.35	60.08	94.24	62.00	88.00	1	1	1	1
Callinectes sapidus	8.24	90.48	9.19	97.06	8.93	59.59	20.88	92.00	1	1	1	1
Genidens barbus	4.07	66.67	0.08	11.76	0.52	1.30	2.66	44.00	1	3	3	1
Catathyrudium garmani	1.25	69.05	0.18	8.82	0.47	1.32	0.18	20.00	1	3	3	3
Lycengraulis grossidens	0.31	35.71	0.42	29.41	1.69	2.85	0.12	16.00	3	3	1	3
Brevoortia pectinata	0.01	4.76	1.38	17.65	0.15	1.39	0.01	2.00	4	1	4	4
Paralichthys orbignyanus	0.13	23.81	0.47	44.12	0.41	6.71	0.56	56.00	3	3	3	3
Genidens genidens	0.43	28.57	0.00	0.00	0.28	1.27	1.18	30.00	3	4	3	3
Menticirrhus americanus			0.10	11.76	0.30	2.49	0.02	4.00		3	3	4
Genidens planifrons					0.24	0.37	0.02	4.00			3	4
Mugil sp.	0.02	7.14	0.16	5.88	0.01	0.25	0.10	18.00	4	4	4	3
Pogonias cromis	0.34	7.14					0.01	2.00	4			4
Platanichthys platana					0.65	0.31	0.02	6.00			4	4
Engraulidae	0.02	2.38					0.01	2.00	4			4
Cyrtograpsus angulatus	0.02	9.52	0.02	5.88	0.01	0.01			4	4	4	
Odontesthes argentinensis	0.01	2.38	0.07	2.94	0.02	0.09	0.01	2.00	4	4	4	4
Palaemonetes argentinus							0.29	4.00				4
Ramnogaster arcuata							0.01	2.00				4
Rhithropanopeus harrisii	0.11	2.38	0.02	2.94	0.02	0.00			4	4	4	
Freshwater												
Parapimelodus nigribarbis	0.18	26.19	0.01	2.94			3.49	16.00	3	4		1
Pimelodus maculatus	0.09	9.52					0.40	8.00	4			3
Astyanax fasciatus							0.01	2.00				4
Cyphocarax voga					0.14	1.96	0.00	2.00			4	4
Geophagus brasiliensis	0.02	2.38	0.04	2.94	0.03	0.09	0.07	8.00	4	4	4	4
Loricariichthys anus					0.01	0.06					4	
Pimelodus pintado					0.04	0.50	0.04	2.00			4	4
Marine vagrant												
Callinectes danae	0.44	42.86	0.74	23.53	0.30	1.00	0.13	20.00	3	1	3	3
Prionotus punctatus	0.13	21.43	0.20	11.76	1.59	2.56	0.02	4.00	3	3	1	4
Selene setapinnis	5.14	33.33	0.39	11.76	0.12	0.04	0.01	2.00	1	3	4	4
Peprilus paru	0.84	21.43	0.07	5.88	0.30	0.58			1	4	3	
Macrodon atricauda	0.62	7.14	0.01	2.94	0.06	0.06	0.01	2.00	2	4	4	4
Trichiurus lepturus	0.12	40.48	0.22	14.71	0.14	2.78	0.01	4.00	3	3	3	4
Menticirrhus littoralis	0.25	21.43	0.24	14.71	0.06	0.40	0.14	16.00	3	3	4	3
Loligo sp.	0.20	16.67	0.22	8.82	0.14	0.05			3	3	3	
Callinectes ornatus	0.51	21.43	0.03	5.88	0.08	0.05			3	4	3	
Lagocephalus laevigatus	0.05	16.67	0.03	5.88	0.00	0.01	0.02	4.00	3	4	4	4
Citharichthys spilopterus			0.09	8.82	0.01	0.02				3	4	
Stephanolepis hispidus			0.07	8.82						3		
Selene vomer			0.34	11.76			0.01	2.00		3		4
Pomatomus saltatrix	0.01	2.38	0.03	5.88	0.18	3.87	0.00	0.00	4	4	3	4
Trachinotus marginatus	0.07	11.90			0.48	3.66			4		3	
Chilomycterus spinosus	0.00	2.38					0.01	2.00	4			4
Diapterus rhombeus	0.00	0.00	0.02	2.94			0.01	2.00	4	4		4
Eucinostomus argenteus							0.01	2.00				4
Eucinostomus gula	0.00	2.38	0.02	2.94	0.02	0.10	0.09	4.00	4	4	4	4
Gobionellus oceanicus	0.01	4.76	0.03	5.88					4	4		
Libinia spinosa	0.01	4.76	0.02	2.94					4	4		
Paralorchurus brasiliensis	0.24	4.76	0.02	2.94	0.10	0.62	0.01	2.00	4	4	4	4
Peisos petrunkevitch					0.00	1.00					4	
Porichthys porosissimus	0.01	7.14			0.01	0.01			4		4	
Portunus spinimanus	0.01	2.38							4			
Percopris brasiliensis			0.01	2.94						4		
Stephanolepis setifer	0.02	9.52	0.01	2.94	0.01	0.06			4	4	4	
Urophycis brasiliensis	0.05	2.38			0.01	0.15			4		4	
Cynoscion jamaicensis			0.01	2.94						4		
Arenaeus cribrarius	0.03	7.14							4			
Artemesia longinaris	0.03	7.14	0.15	5.88					4	4		
Anchoa marinii	0.04	2.38	0.02	2.94	0.01	0.01			4	4	4	
Balistes capriscur	0.00	2.38	0.02	2.94					4	4		
Callinectes bocurti	0.01	4.76							4			
Symphurus jenyssii			0.02	2.94	0.00	0.02				4	4	
Stellifer rastrifer	0.03	9.52					0.01	2.00	4			4
Chloroscombrus chrysurus	0.49	11.90			0.17	0.04	0.01	2.00	4		4	4
Total number of species									-	-	-	-
N° of dominant species									-	-	-	-

The species accumulation curve for 2011 had the greatest slope and reached the highest number of species ($n=46$; table 1 and fig 3). The sharp slope at the beginning of this curve indicates a higher number of frequent species. Based on overlapping confidence intervals the years of 2011 and 2014 were statically different. The last year, 2014, presented a lower number of species ($n=39$) and a smoother curve, indicating a more homogeneous assemblage (table 1 and fig 3). The richness pattern observed for 2012 and 2013 was very similar, with both curves overlapping. These years presented intermediate richness in comparison to other years.



The community composition presented significant differences between years (PERMANOVA; $df=3$; pseudo- $F=5.7266$; P ($perm$)=0.001). The pair-wise test showed that only 2012 and 2013 presented similar community compositions. According to the SIMPER analysis, similarity within years was low but highest for 2014 (2011= 37.59; 2012= 44.39; 2013= 40.68; 2014= 49.36). Together *M. furnieri* and *C. sapidus* made up more than 90% of the similarity between years 2012 and 2014. However, for the years 2011 and 2013 these species, contributed with only 69.6% and 85.7%, respectively.

Between the years the average dissimilarity was higher than 50%, with the largest differences found for 2011 x 2012 (65.6%) and the smallest for 2012 x 2014 (57.71%). The main contribution to the differences between years was influenced by

three species, which were responsible for at least 50% of the dissimilarity: *M. furnieri*, *C. sapidus* and *G. barbus* (Table 2).

Table 2 - SIMPER analysis results for contributions with the most important taxa that contributed to community differences among the years (species with less than 5% in frequency of occurrence were excluded).

Group	Average dissimilarity	Species	Mean Abundance (1)	Mean Abundance (2)	Contrib%	Cum.%
2011(1) X 2012(2)	65.60	<i>Micropogonias furnieri</i>	7.03	5.14	22.42	22.42
		<i>Callinectes sapidus</i>	5.41	4.08	17.87	40.29
		<i>Genidens barbus</i>	3	0.15	10.53	50.82
		<i>Catathyridium garmani</i>	1.76	0.2	7.53	58.34
		<i>Selene setapinnis</i>	1.77	0.3	5.95	64.29
		<i>Callinectes danae</i>	0.9	0.55	4.56	68.85
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.71	0.52	3.81	72.66
		<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0.38	0.67	3.68	76.34
		<i>Trichiurus lepturus</i>	0.5	0.23	2.63	78.97
		<i>Callinectes ornatus</i>	0.63	0.06	2.44	81.41
		<i>Genidens genidens</i>	0.7	0	2.42	83.82
		<i>Brevortia pectinata</i>	0.06	0.6	2.39	86.21
		<i>Menticirrhus littoralis</i>	0.46	0.26	2.19	88.41
		<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0.46	0.03	2.07	90.47
2011(1) X 2013(2)	63.89	<i>Micropogonias furnieri</i>	7.03	8.05	24.59	24.59
		<i>Callinectes sapidus</i>	5.41	4.13	17	41.59
		<i>Genidens barbus</i>	3	0.61	10.21	51.8
		<i>Catathyridium garmani</i>	1.76	0.63	6.78	58.58
		<i>Selene setapinnis</i>	1.77	0.15	5.29	63.87
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.71	0.85	4.5	68.37
		<i>Callinectes danae</i>	0.9	0.47	4.17	72.54
		<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0.38	0.7	3.4	75.93
		<i>Genidens genidens</i>	0.7	0.25	2.93	78.86
		<i>Callinectes ornatus</i>	0.63	0.18	2.59	81.45
		<i>Trichiurus lepturus</i>	0.5	0.28	2.57	84.02
		<i>Peprilus paru</i>	0.58	0.26	2.14	86.16
		<i>Prionotus punctatus</i>	0.33	0.55	1.98	88.14
		<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0.46	0	1.87	90.01
2012(1) X 2013(2)	58.31	<i>Micropogonias furnieri</i>	5.14	8.05	32.83	32.83
		<i>Callinectes sapidus</i>	4.08	4.13	17.15	49.98
		<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0.67	0.7	5.59	55.57
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.52	0.85	5.32	60.9
		<i>Callinectes danae</i>	0.55	0.47	5.04	65.93
		<i>Catathyridium garmani</i>	0.2	0.63	4.37	70.31
		<i>Genidens barbus</i>	0.15	0.61	3.95	74.25
		<i>Brevortia pectinata</i>	0.6	0.18	3.82	78.07
		<i>Menticirrhus americanus</i>	0.16	0.48	3.19	81.25
		<i>Prionotus punctatus</i>	0.22	0.55	2.45	83.71
		<i>Loligo sp.</i>	0.2	0.22	2.35	86.06
		<i>Trichiurus lepturus</i>	0.23	0.28	2.25	88.31
		<i>Selene setapinnis</i>	0.3	0.15	2.1	90.41
2011(1) X 2014(2)	61.05	<i>Micropogonias furnieri</i>	7.03	11.12	28.1	28.1
		<i>Callinectes sapidus</i>	5.41	7.65	19.19	47.3
		<i>Genidens barbus</i>	3	1.51	10.14	57.44
		<i>Catathyridium garmani</i>	1.76	0.33	6.35	63.79
		<i>Selene setapinnis</i>	1.77	0.02	4.75	68.54
		<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0.38	0.91	3.83	72.36
		<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0.46	1.03	3.61	75.97
		<i>Genidens genidens</i>	0.7	0.78	3.41	79.39
		<i>Callinectes danae</i>	0.9	0.28	3.38	82.76
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.71	0.28	2.95	85.71
		<i>Trichiurus lepturus</i>	0.5	0.04	2.02	87.73
		<i>Callinectes ornatus</i>	0.63	0	1.99	89.73
		<i>Menticirrhus littoralis</i>	0.46	0.26	1.9	91.62
2012(1) X 2014(2)	57.71	<i>Micropogonias furnieri</i>	5.14	11.12	37.49	37.49
		<i>Callinectes sapidus</i>	4.08	7.65	22.77	60.26
		<i>Genidens barbus</i>	0.15	1.51	5.54	65.8
		<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0.67	0.91	5.38	71.18
		<i>Callinectes danae</i>	0.55	0.28	3.4	74.58

		<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.52	0.28	3.02	77.6
		<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0.03	1.03	2.96	80.56
		<i>Brevortia pectinata</i>	0.6	0.02	2.76	83.32
		<i>Genidens genidens</i>	0	0.78	2.37	85.69
		<i>Menticirrhus littoralis</i>	0.26	0.26	1.94	87.63
		<i>Mugil sp.</i>	0.15	0.24	1.71	89.34
		<i>Catathyridium garmani</i>	0.2	0.33	1.7	91.04
2013(1) X 2014(2)	58.27	<i>Micropogonias furnieri</i>	8.05	11.12	36.26	36.26
		<i>Callinectes sapidus</i>	4.13	7.65	21.66	57.92
		<i>Genidens barbus</i>	0.61	1.51	6.02	63.94
		<i>Paralichthys orbignyanus</i>	0.7	0.91	4.82	68.76
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.85	0.28	3.81	72.57
		<i>Catathyridium garmani</i>	0.63	0.33	3.38	75.95
		<i>Callinectes danae</i>	0.47	0.28	3.07	79.02
		<i>Genidens genidens</i>	0.25	0.78	3.01	82.02
		<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0.00	1.03	2.65	84.68
		<i>Menticirrhus americanus</i>	0.48	0.05	2.15	86.82
		<i>Prionotus punctatus</i>	0.55	0.1	1.59	88.41
		<i>Trichiurus lepturus</i>	0.28	0.04	1.38	89.79
		<i>Trachinotus marginatus</i>	0.35	0	1.34	91.13

Estuarine species appeared in almost 100% of catches. They were also the most abundant guild, presenting values of above 90% abundance, with an exception for 2011 when the number declined slightly (71.5%). Marine species were also an abundant group in samples, presenting values of above 70% occurrence during the first three years, and declining to 40% in the last year analyzed. Patterns of abundance in marine species were more pronounced during the first year, with a marked decline over the following three years. Freshwater species presented similar frequency of occurrence in 2011 and 2014 (28.4 and 30% respectively). However, the abundance in the same years was quite different: less than 1% in 2011 and 4% in 2014 (Fig. 4), emphasizing freshwater species as the least abundant guild.

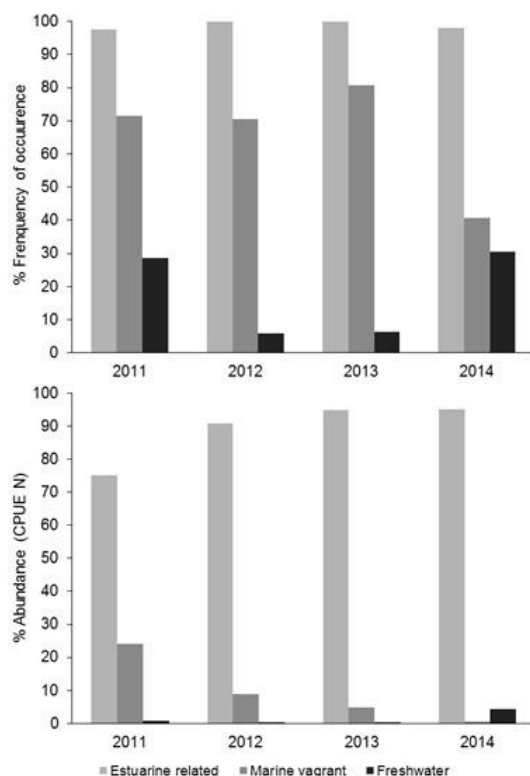


Fig. 4 Relative frequency of occurrence (%) and abundance (individuals/ 15 minutes) of the guilds of the species caught as bycatch during shrimp trawling on the Patos Lagoon estuary among studied years.

Some dominant species were significantly associated with salinity, while temperature did not affect the abundance of any dominant species in bycatch. Inverse correlations were obtained to *C. sapidus*, *G. barbus*, *M. furnieri* and *P. nigribarbis*; while direct correlations were found to *C. danae*, *P. paru* and *S. setapinnis* (Table 3).

Table 3 Pearson's correlations among dominant species and environmental variables. * indicates significant correlation ($p < 0.05$).

Species	Salinity	Temperature
<i>Brevoortia pectinate</i>	0.08	-0.13
<i>Callinectes danae</i>	0.21 *	-0.09
<i>Callinectes sapidus</i>	-0.40 *	0.04
<i>Genidens barbus</i>	-0.21 *	0.04
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.11	-0.12
<i>Micropogonias furnieri</i>	-0.25 *	0.01
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	-0.38 *	0.00
<i>Peprilus paru</i>	0.29 *	-0.03
<i>Prionotus punctatus</i>	0.06	0.02
<i>Selene setapinnis</i>	0.40 *	0.01
<i>Catathyridium garmani</i>	-0.13	0.12

The size structure was analyzed for the three more important species in the bycatch: *M. furnieri*, *C. sapidus* and *G. barbus*. For *M. furnieri*. The total length varied between 11 and 330 mm, and the size at first catch was 107.6 mm. For *C. sapidus*, the

total carapace varied between 6.4 and 166.7 mm, and the size at first catch was 84.7 mm. For *G. barbus*, the total length varied between 52 and 295 mm, and the size at first catch was 124.7 mm.

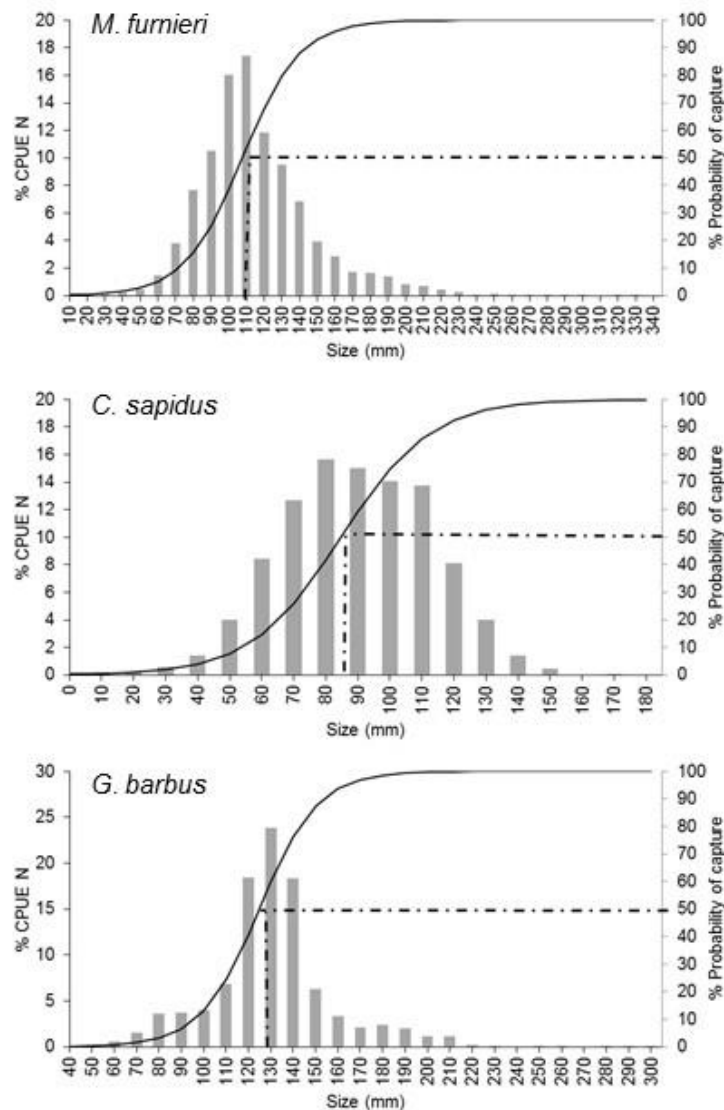


Fig. 5 Length histogram and probability of capture (dark line), in which the dashed line marks the size of the first capture (P50) of the main species that composes the bycatch of the shrimp trawl fishery on the Patos Lagoon estuary.

Discussion

Bycatch remains one of the most significant and complex issues in fishery management (Hall et al., 2000; Hall e Mainprize, 2005). Many authors have defined and examined the detrimental effects of trawling, on a regional and global scale, in terms of a reduction in biodiversity, shifts in community structure, disruption of the food web,

waste, profitability, user conflicts, and mortality of undersized target and nontarget species (Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; FAO, 1997; Hannah e Jones, 2007; Lewison et al., 2004; Soykan et al., 2008). However, there are few works that describe the bycatch for estuarine areas; those that do focus mainly on Australian waters (e.g.: Gray et al., 1990; Liggins and Kennelly, 1996; West and Walford, 2000). This study is the first description of bycatch composition of shrimp trawling inside estuaries in the South Atlantic.

Previous reports for the assemblage of Patos Lagoon estuary counted about 167 species of fishes and 17 species of decapod crustaceans (D’Incao e Dumont., 2010; Vieira, 2006; Vieira et al., 2010). From which, the shrimp trawling on the present study caught incidentally 55 species of fishes and 5 species of crustaceans, almost a third of the assemblage, reflecting the non-selectiveness of this fishing method. In an adjacent system to Patos Lagoon, a similar shrimp trawl captured 50 taxas as bycatch during the study period with elevated runoff that extended the estuary to coastal areas (Dumont e D’Incao, 2011). Shrimp trawling is permitted in some estuaries in Australia. In two studies 77 and 93 species were reported as shrimp bycatch (Gray et al., 1990; Liggins e Kennelly, 1996). The species richness of bycatch assemblage of shrimp-trawl is similar in different estuaries. Estuarine fishes are typically abundant but represent very few species, largely because of the stressful nature of their environment. Fish species with high physiological tolerances to environmental changes favor estuaries for their reproductive, spawning, and feeding activities (Pinet, 2003) .

The observation of a large amount of infrequent and not abundant species, of which only few dominate the capture, is also a recurrent pattern in shrimp bycatch (for South Atlantic see: Dumont & D’Incao, 2011; for North Atlantic see: Scott-Denton et al., 2015; for Australia see: Gray et al., 1990; Liggins and Kennelly, 1996; Tonks et al., 2008; for Caribbean Sea see: Escobar-Toledo et al., 2015). In most shrimp trawl fishes comprise the main bycatch (Alverson et al., 1994). There are some similarities in the families caught as shrimp bycatch in the present study and in other studies published worldwide; the families Scianidae and Ariidae are reported as the most ecologically important fishes captured as bycatch (Escobar-Toledo et al., 2015; Tonks et al., 2008; Vianna e Almeida, 2005).

The blue crab, *Callinectes sapidus*, is also considered important shrimp fishery bycatch in South Atlantic. Blue crabs are heavily affected by trawl fisheries along the Brazilian coast, and their economic use depends on local culture, the magnitude of other fisheries and the seasonality of the market (Graça-Lopes et al., 2002; Severino-Rodrigues et al., 2002; Branco & racasso, 2004; Dumont & D’Incao, 2011; Tudesco et al., 2012). These crabs are among the main species captured in the fyke-nets fishery in the Patos Lagoon estuary (Loebmann e Vieira, 2006; Vieira et al., 1996). They share the same habitat preferences with many penaeids shrimps with a marked preference for soft-bottoms, rich in organic matter (D’Incao e Dumont., 2010; Dall et al., 1990; Vieira et al., 2010). From the *Callinectes* species that inhabits the south Brazilian coast, *C. sapidus* is the most vulnerable, due to its complex life cycle: ovigerous females of *C. sapidus* spawn at sea while juveniles and males stay inside the estuary (Rodrigues e D’Incao, 2014). In this way, the shrimp trawl inside the estuary affects the species’ ability to complete their life cycle.

A general pattern for estuaries is that the species categorized as marine migrants (e.g. marine spawning species found predictably in large numbers in estuaries during certain periods of their life-cycle) are overwhelmingly dominant in terms of quantity and biomass. This emphasizes the importance of estuaries as feeding and refuge areas for marine fishes, often as juveniles but also as adults. Generally small estuarine species form a less dominant group in terms of biomass but are often numerically abundant. Strict marine and freshwater species occur accidentally, with an unexplained and infrequent use of estuaries. These guild categories frequently relate to salinity tolerances of the species, thus reflecting the physiologically stressful nature of transitional waters. They are usually restricted to the ends of the salinity continuum (seawater or freshwater) and generally occupy an estuary for only very short periods of time and in limited areas (Elliott et al., 2007; Lalli e Parsons, 2003).

Fishing in a habitat susceptible to extreme environmental variability, such as estuaries, result in bycatch composition that is driven mainly by environmental conditions. Therefore, despite a the existence of certain stable dominant species, mainly *M. furnieri* and *C. sapidus*, shifts in the bycatch composition do occur. Salinity is among the one of the most influential factors in determing faunal assemblages in estuarine ecosystems (Day et al., 1989; Gelwick et al., 2001; Martino & Able, 2003;

Barletta et al., 2005). Over the Patos Lagoon estuary ENSO events can have a direct effect on salinity, with high salinities (associated with droughts periods) during La Niña events, and low salinities (associated with an increase in rainfall) during the El Niño events (Garcia et al., 2003b, 2001; Odebrecht et al., 2005). Ecological studies have shown that estuarine species were the dominant group during both climatic events, whereas marine and freshwater species occurred in low abundance and low frequency. However, marine species were more abundant in the La Niña year, and freshwater species were more abundant during El Niño (Garcia et al., 2001), explaining the patterns found in our bycatch species assemblage.

During the years 2010 and 2011 a strong *La Niña* event was observed (www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostatusensoyears). And the highest number of marine species were captured during 2011, due to high salinities in the estuary, such as *Selene setapinnis*, *Peprilus paru* and *Macrodon atricauda*. La Niña events are characterized by large salinity variations (0-31) in the lower estuary (Odebrecht et al., 2005). This variability explains how all guilds were represented over the captures of 2011, which led to higher values of species. Conversely, the low salinity years (2014) resulted in a lower richness of species in bycatch, but a higher presence of freshwater species than in the other years. Studies have shown that freshwater species can reach the lower estuary during periods of elevated rainfall (Garcia, 2001; Garcia et al., 2003). Therefore, species such as *Parapimelodus nigribarbis* are distributed throughout a larger area, becoming susceptible to trawling. Populations of species from this guild are rarely found in abundance in estuaries and may present low resilience to elevated fishing efforts (Day et al., 1989).

The estuarine species had an advantage during low salinity conditions, explaining the elevated values in number of *M. furnieri* and *C. sapidus*. The highest abundances of *C. sapidus* were previously recorded during lower salinity periods, probably associated with the growth of the species and pursuit for areas that can provide protection against predators (Posey et al., 2005; Ruas et al., 2014). Also, *M. furnieri* tends to look for low-salinity regions in the estuary during part of their life. Bottom salinity has a significant influence on the spatial age-classes pattern, where the older age-class prefers the outer area (more saline) toward the mouth of estuary, while the

youngest individuals inhabit the inner area (fresher water) (Albuquerque et al., 2012; Araújo, 1988; Jaureguizar et al., 2003).

Nearshore estuarine and marine ecosystems have extremely high primary and secondary productivity and support a great abundance and diversity of fish and invertebrates. Because of their effects on the diversity and productivity of macrofauna, estuarine ecosystems serve many important functions in coastal waters, but are particularly important as nurseries (Beck et al., 2001). Juveniles are more prevalent in estuaries and more vulnerable to capture by trawls. Juveniles reach maturity at 294 mm TL for *M. furnieri*, 430 mm TL for *G. barbus* and 108-115 mm CL for *C. sapidus*, according to literature (Castello, 1986; Reis, 1986; Rodrigues e D’Incao, 2014), but much lower values were encountered in this work (107.6 mm, 124.7 mm, and 84.7 mm respectively). The capture of juveniles is harmful because trawls remove individuals that would one day reproduce and replace the population, which can result in overfishing of the demersal offshore stocks (King, 2013)

In southern Brazil, *M. furnieri* and *G. barbus* are important targets of artisanal fisheries that operate in estuarine and shallow coastal waters and recent studies show that these fisheries are likely very close to their sustainability threshold (Vieira & Haimovici, 1997; Haimovici et al., 2006; Vasconcellos & Haimovici, 2006; Velasco et al., 2007). The *G. barbus* population is especially vulnerable due to its complex life cycle, where adults are found scattered in coastal waters and enter estuaries during the reproductive season (Reis, 1986). Already, they have low fecundity, late maturity, oral incubation and slow growth (Baigún et al., 2012). Additionally, their restricted distribution in fresh or estuarine waters during the reproductive period means this species is critically threatened by trawl fishery (Stobutzki et al., 2001).

To conclude, higher captures of pink-shrimp in Patos Lagoon are related with years of higher salinity and strong South winds which facilitate the entrance of post-larvae into the estuary (Costa et al., 2008; D’Incao, 1991; Möller et al., 2009; Pereira e D’Incao, 2012). The consequence is that annual catches vary from year to year, either randomly or, more likely, following long-term oscillation, with higher catches during La Niña events (D’Incao e Dumont., 2010). In this way, when the year presents favorable conditions to the shrimp harvest, it will also present favorable conditions to the occurrence of more species in the estuary. Therefore, a higher number of species

will be vulnerable to capture. Additionally, if shrimp occurs in abundance, a greater number of boats will trawl over the estuary, which will generate a large amount of bycatch removal in years of high shrimp harvest.

The estuarine ecosystem is essential to successfully recruit and maintain the adult population that supports local traditional fisheries (Seeliger e Odebrecht, 2010). However, the biological importance of this sub-tropical estuary is affected by the trawl nets. To ensure the estuary functions as a healthy nursery, it is necessary to protect breeding populations and juveniles from incidental capture (Blaber, 2000). Data presented in this work shows that otter trawls capture many species as bycatch, emphasizing that they are low-selective fishing gears. In this way, efforts must be made to clarify to fishermen the importance of this the estuarine ecosystem, ecologically and economically, and the negative impact the trawl fishery can have.

Acknowledgements

We are grateful to the Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental - NEMA and Ministry of fisheries and aquaculture - MPA that through the Project “Characterization, monitoring and qualification of trawl fisheries in Rio Grande do Sul” that enabled this study. To the various fishermen from the Patos Lagoon estuary who agreed to participate and help on this study. This work was submitted as part of a Ph.D. thesis to the Biological Oceanography Pos-Graduation, Universidade de Rio Grande (FURG)—Brazil, and was supported by grants from Brazilian Ministry of Education (CAPES).

References

- Albuquerque, C.Q., Miekeley, N., Muelbert, J.H., Walther, B.D., Jaureguizar, A.J., 2012. Estuarine dependency in a marine fish evaluated with otolith chemistry. *Mar. Biol.* 159, 2229–2239.
- Alverson, D., Freeberg, M., Murawski, S., Pope, J., 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fish. Tech. Paper* 339, Rome.
- Alverson, D.L., Hughes, S.E., 1996. Bycatch: from emotion to effective natural resource management. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 443–462.
- Anderson, M.J., 2005. Permutational multivariate analysis of variance.

- Araújo, F.G., 1988. Distribuição, abundância relativa e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 5, 509–543.
- Baigún, C.R.M., Colautti, D., López, H.L., Van Damme, P.A., Reis, R.E., 2012. Application of extinction risk and conservation criteria for assessing fish species in the lower La Plata River basin, South America. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 22, 181–197.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.* 66, 45–72.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., Weinstein, M.P., 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *Bioscience* 51, 633.
- Benedet, R.A., Dolci, D., D’Incao, F., 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica* 32, 5–24.
- Blaber, S., 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 590–602.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., 2004. Ocorrência e abundância da carcinofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* Heller (Crustacea, Decapoda), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21, 295–301.
- Broadhurst, M.K., Millar, R.B., Kennelly, S.J., Macbeth, W.G., Young, D.J., Gray, C.A., 2004. Selectivity of conventional diamond- and novel square-mesh codends in an Australian estuarine penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 67, 183–194.
- Buckup, L., Bond-Buckup, G., 1999. Os crustáceos do Rio do Sul. UFRGS, Porto Alegre.
- Castello, J.P., 1986. Distribucion, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el estuário de la Lagoa dos Patos, Brasil. *physis* 44, 21–36.

- Catchpole, T.L., Enever, R., Maxwell, D.L., Armstrong, M.J., Reese, A., Revill, A.S., 2011. Constructing indices to detect temporal trends in discarding. *Fish. Res.* 107, 94–99.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure 117–143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E. Plymouth, UK.
- Colwell, R.K., Chang, X.M., Chang, J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85, 2717–2727.
- Costa, K.G., Netto, S. a., 2014. Effects of small-scale trawling on benthic communities of estuarine vegetated and non-vegetated habitats. *Biodivers. Conserv.* 23, 1041–1055.
- Costa, R.C., Lopes, M., Castilho, A.L., Fransozo, A., 2008. Abundance and distribution of juvenile pink shrimps *Farfantepenaeus* spp . in a mangrove estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State , southeastern Brazil 51–58.
- D’Incao, F., 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 13, 159–169.
- D’Incao, F., Dumont, L.F.C., 2010. A comunidade de crustáceos decápodes. in: *O Estuário Da Lagoa Dos Patos: Um Século de Transformações*. FURG, Rio Grande, pp. 117–124.
- D’Incao, F., Vallentini, H., Rodrigues, L.F., 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do brasil. 1965-1999. *Atlântica* 24, 103–116.
- Dall, W., Hill, B.J., Rothlisberg, P.C., Sharples, D.J., 1990. The biology of the Penaeidae. Southward, in: Blaxter, J.H.S., J., A. (Eds.), *Advances in Marine Biology*. Academic Press, San Diego, pp. 1–489.
- Day, J.W., Hall, C.A.S., M., K.W., Yañes-Arancibia, A., 1989. *Estuarine Ecology*. New York.
- Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W., 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 69, 519–530.
- Dumont, L.F.C., D’Incao, F., 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern

- Brazil: effects of different rainfall. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 91, 1059–1072.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A global review. *Fish Fish.* 8, 241–268.
- Escobar-Toledo, F., Zetina-Rejón, M.J., Duarte, L.O., 2015. Measuring the spatial and seasonal variability of community structure and diversity of fish by-catch from tropical shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Mar. Biol. Res.* 11, 528–539.
- FAO, 1997. Fisheries bycatch and discards, Direct.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei(1). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Fisher, L.G., Pereira, L.E.D., Vieira, J.P., 2011. Peixes estuarinos e crustáceos, 2º ed. Rio Grande.
- Gamito, R., Cabral, H., 2003. Mortality of brown-shrimp discards from the beam trawl fishery in the Tagus estuary, Portugal. *Fish. Res.* 63, 423–427.
- Garcia, A.M., Bemvenuti, M. a., Vieira, J.P., Marques, D.M.L.M., Burns, M.D.M., Moresco, A., Condini, M.V.L., 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4, 261–268.
- Garcia, A.M., Raseira, M.B., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M., 2003a. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environ. Biol. Fishes* 68, 215–228.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2003b. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 489–500.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J. Fish Biol.* 59, 1218–1238.
- Gelwick, F.P., Akin, S., Arrington, D.A., Winemiller, K.O., 2001. Fish Assemblage Structure in Relation to Environmental Variation in a Texas Gulf Coastal Wetland. *Estuaries* 24, 285–296.

- Graça-Lopes, R. da, Puzzi, A., Severino-Rodrigues, E., Bartolotto, A. dos S., Guerra, D.S.F., Figueiredo, K. torok B. de, 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. Bol. do Inst. Pesca 28, 189 – 194.
- Gray, C. a, Kennelly, S.J., Hodgson, K.E., 2003. Low levels of bycatch from estuarine prawn seining in New South Wales, Australia. Fish. Res. 64, 37–54.
- Gray, C., McDonall, V., Reid, D., 1990. By-catch from Prawn trawling in the Hawkesbury River, New South Wales: Species Composition, distribution and Abundance. Mar. Freshw. Res. 41, 13.
- Hall, M., Alverson, D., KI, M., 2000. By-Catch: Problems and Solutions. Mar. Pollut. Bull. 41, 204–219.
- 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 Fish. 6, 134–155.
- Hannah, R.W., Jones, S.A., 2007. Effectiveness of bycatch reduction devices (BRDs) in the ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl fishery. Fish. Res. 85, 217–225.
- Jaureguizar, A., Bava, J., Carozza, C., Lasta, C., 2003. Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. Mar. Ecol. Prog. Ser. 255, 271–282.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., 2012. Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil.
- Kelleher, K., 2005. Discards in the world's marine fisheries An update, Fish. Tech. Pap 470. FAO.
- King, M., 2013. Fisheries biology, assessment and management. John Wiley & Sons.
- Lalli, C.M., Parsons, T.R., 2003. Biological Oceanography: An Introduction, 2° ed. Butterworth-Heinemann.
- Lewison, R., Crowder, L., Read, a, Freeman, S., 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. Trends Ecol. Evol. 19, 598–604.
- Liggins, G.W., Kennelly, S.J., 1996. By-catch from prawn trawling in the Clarence River estuary, New South Wales, Australia. Fish. Res. 25, 347–367.
- Loebmann, D., Vieira, J.P., 2006. O impacto da pesca do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) nas

- assembléias de peixes e siris do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23, 1016–1028.
- Martino, E.J., Able, K.W., 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci. 56, 969–987.
- MMA/SEAP, 2004. Instrução Normativa Conjunta No. 3, de 09 de fevereiro 2004.
- Möller, O.O., Castello, J.P., Vaz, A.C., 2009. The Effect of River Discharge and Winds on the Interannual Variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* Production in Patos Lagoon. Estuaries and Coasts 32, 787–796.
- Odebrecht, C., Abreu, P.C., Möller, O.O., Niencheski, L.F., Proença, L.A., Torgan, L.C., 2005. Drought effects on pelagic properties in the shallow and turbid Patos Lagoon, Brazil. Estuaries 28, 675–685.
- Pereira, N., D’Incao, F., 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 92, 1451–1456.
- Pinet, P.R., 2003. Invitation to Oceanography. LLC.
- Posey, M.H., Alphin, T.D., Harwell, H., Allen, B., 2005. Importance of low salinity areas for juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus* Rathbun, in river-dominated estuaries of southeastern United States. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 319, 81–100.
- Reis, E.G., 1986. Reproduction and feeding habits of the marine sea catfish *Netuna barba* (Siluriformes, Ariidae) in the Estuary of Lagoa dos Patos. Atlântica 8, 35–55.
- Reis, E.G., D’Incao, F., 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil : an effort towards community-based management. Ocean Coast. Manag. 43, 585–595.
- Rodrigues, M.A., D’Incao, F., 2014. Biologia reprodutiva do siri-azul *Callinectes sapidus* no estuário da Lagoa dos Patos , RS, Brasil. Bol. do Inst. Pesca 40, 223–236.
- Ruas, V.M., Rodrigues, M.A., Dumont, L.F.C., D’Incao, F., 2014. Habitat selection of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus* in an estuary in southern Brazil : influence of salinity and submerged seagrass meadows. Nauplius 22, 113–125.

- Scott-denton, E., Cryer, P.A.T.F., Duffy, M.R., Gocke, J.P., Harrelson, M.R., Kinsella, D.L., Nance, J.M., Pulver, J.R., Smith, R.C., Williams, J.O.A., 2015. Characterization of the U.S. Gulf of Mexico and South Atlantic penaeid and rock shrimp fisheries based on observer data. *Mar. Fish. Rev.* 74, 1–27.
- Seeliger, U., Odebrecht, C., 2010. O Estuário da Lagoa dos Patos: Um Século de Transformações. FURG, Rio Grande.
- Severino-Rodrigues, E., Guerra, D.S.F., Graça-Lopes, R. da, 2002. Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus Kroyeri*) desembarcada na praia do perequê, estado de São Paulo, Brasil. *Bol* 28, 33–48.
- Soykan, C., Moore, J., Zydelis, R., Crowder, L., Safina, C., Lewison, R., 2008. Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. *Endanger. Species Res.* 5, 91–102.
- Sparre, P., Venema, S.C., 1998. Introduction to Tropical Fish Stock Assessment Part 1: Manual. FAO fisheries technical paper 306/1 Rev. 2, Rome.
- Stobutzki, I., Miller, M., Brewer, D., 2001. Sustainability of fishery bycatch: a process for assessing highly diverse and numerous bycatch. *Environ. Conserv.* 28, 167–181.
- Tonks, M.L., Griffiths, S.P., Heales, D.S., Brewer, D.T., Dell, Q., 2008. Species composition and temporal variation of prawn trawl bycatch in the Joseph Bonaparte Gulf, northwestern Australia. *Fish. Res.* 89, 276–293.
- Tudesco, C.C., Fernandes, L.P., Di Benedetto, A.P.M., 2012. Population structure of the crab *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Brachyura: Portunidae) bycatch in shrimp fishery in northern Rio de Janeiro state, Brazil. *Biota Neotrop.* 12, 93–98.
- Vasconcellos, M., Haimovici, M., 2006. Status of white croaker *Micropogonias furnieri* exploited in southern Brazil according to alternative hypotheses of stock discreteness. *Fish. Res.* 80, 196–202. doi:10.1016/j.fishres.2006.04.016
- Vianna, M., Almeida, T., 2005. Bony fish bycatch in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. *Brazilian Arch. Biol. Technol.* 48, 611–623.
- Vieira, J.P., 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia USA. *Rev. Bras. Zool.* 23, 234–247.

- Vieira, J.P., Garcia, A.M., Moraes, L., 2010. A assembleia de peixes, in: O Estuário Da Lagoa Dos Patos: Um Século de Transformações. pp. 79–90.
- Vieira, J.P., Vasconcellos, M.C., Silva, R.E.E., Fischer, L.G., 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Peneaus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 18, 123–142.
- Warnken, K., 2003. The effects of shrimp trawling on sediment oxygen consumption and the fluxes of trace metals and nutrients from estuarine sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 25–42.
- West, R.J., Walford, T.R., 2000. Estuarine fishes in two large eastern Australian coastal rivers: does prawn trawling influence fish community structure? *Fish. Manag. Ecol.* 7, 523–536.

6.3 Anexo 3 :

“Variability of the bycatch rate from an illegal artisanal shrimp-trawl”³

GABRIELA A. DE REZENDE^{1*}, MARIE-CHRISTINE RUFENER¹, VINICIUS
MENDES RUAS¹, LUIZ FELIPE C. DUMONT¹

¹Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto de Oceanografia, Av. Itália, Km 78, zipcode: 474, 96201- 900 Rio Grande, RS, Brazil.

*Corresponding author: g.a.rezende@gmail.com

Abstract

Shrimps trawl fisheries are known by being harmful due the high capture of bycatch. Several bycatch data are available to industrial shrimp fisheries. However, there is a lack of information about bycatch rates of artisanal shrimp trawl, especially when performed inside estuarine waters. This paper quantifies the bycatch of shrimp trawling, performed illegally by artisanal fishermen inside the Patos Lagoon estuary, and verifies its variability during a four-year study. In a partnership with the artisanal fishermen, a total of 173 trawls were conducted. The shrimp trawling bycatch in Patos Lagoon estuary consisted of 61 species, 45 of commercial importance. The species *Micropogonias furnieri* and *Callinectes sapidus* were the most abundant. The mean bycatch rate was 86.2 % for the entire period, which represents 6 kg of bycatch for each 1 kg shrimp caught. During periods of highest shrimp's CPUE, the bycatch rate was the lowest. However, periods with extreme differences in the bycatch rate presented similar bycatch abundances (average CPUE). Therefore, the bycatch rate alone is not a good indicator of the real impact caused by the fishery.

Key-Words: Discard, prawn, estuary, Patos Lagoon

1. INTRODUCTION

Estuaries have extreme biological importance related especially to their function as nursery areas for a wide variety of marine organisms. Among the several resources available in these ecosystems, fishes, crustaceans and mollusks are economically and

³ Artigo para submissão na revista *Fisheries Research*

socially valuable. They are, usually, easily accessible human food resource and have been extensively exploited worldwide (FAO, 2014). In developing countries, such fisheries often constitute the main source of both food and income for people living on the coast (Kalikoski e Vasconcellos, 2012). Therefore, understanding the processes affecting the estuarine ecosystem function, including the role of fishing in the broader context of human impacts, is necessary to develop sustainable resource exploration and conservation programs (Blaber, 2000).

One of the most common problems related to fisheries, especially trawl fisheries, is the capture of non-target species (bycatch), being currently one of the most important topics in fisheries management, both from economic and environmental points of view. Generally, in most shrimp trawls the proportion in weight of bycatch is higher than the weight of target species captured. It may threaten the viability or profitability of many fisheries, since a large amount of juvenile fish is caught along with shrimps (Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; Catchpole et al., 2011; Kelleher, 2005). The excessive removal of species results in shifts in food webs and in the ecosystem functioning (Hall et al., 2000; Pauly et al., 1998; Soykan et al., 2008). Also, intensive shrimp trawling may cause the erosion of the overall fish stock biomass (Blaber, 2000).

Most studies about the effects of trawling in the estuarine environment focus on the impact of trawling on the benthic community, associated sediment resuspension, mortality of the discards (e.g. Costa and Netto, 2014; Dellapenna et al., 2006; Gamito and Cabral, 2003; Warnken, 2003). In contrast, only a few papers, concentrated in eastern Australia, describe and quantify the species captured as bycatch (e.g. (Gray et al., 2003; Liggins e Kennelly, 1996; West e Walford, 2000). Although bycatch composition and abundance vary according season and climatic conditions, the size of the bycatch is related to population structure and recruitment. In this way, the use of small-mesh trawls for shrimp in many shallow estuarine areas has proved to affect the populations that uses these nursery areas. Furthermore, the impacts originated from the fisheries in estuarine areas are not distributed homogeneously, in such way that practices and gears used in developing countries are usually different from those in more developed or industrialized countries. Consequently, the range of species retained by fishers in developing countries tends to be much greater (Blaber, 2000).

To sum up, bycatch data are available for many industrial fleets, but unfortunately, for artisanal fisheries the data is punctual and scarce. Despite it is considered that small-scales shrimp fisheries has low bycatch rates than industrial fisheries, they are an exception when they are conducted with trawl nets, in which the bycatch rates can be equally high (Kelleher, 2005). The lack of basic information about technical, socio-economic and environmental conditions of the small-scales fisheries makes difficult to identify and evaluate the types of management interventions needed to sustain the resources and ecosystems (Kalikoski e Vasconcellos, 2012).

In this way, the Patos Lagoon estuary, in South Brazil, sustains a large fishing community, made up of about 3,600 fishermen distributed along the estuarine shores (Kalikoski e Vasconcellos, 2012). In this region, the pink-shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery is the most profitable and important resource for the artisanal fishermen since other fishery resources, with lower resilience (e.g. Ariidae species), have collapsed due to exceeding amount of fishing effort (D’Incao, 1991; Kalikoski e Vasconcellos, 2012; Reis e D’Incao, 2000). Fishery in Patos Lagoon estuary is regulated by a co-management institution (Forum of Patos Lagoon) and decisions are share among several members of the society, including fishermen, scientists and the private sector.

A Normative Instruction (MMA/SEAP, 2004) prohibit the use of trawl nets, allowing only passive fishing gears to catch pink shrimp (fyke nets - “saquinho” - and stow nets - “saco”). However, fishermen defy the law in order to obtain a better income by fishing with trawls, which is widely used across the estuary to catch pink shrimp (Benedet et al., 2010; Kalikoski e Vasconcellos, 2012). As a consequence of better yields obtained from trawling, fishermen request for the allowance of trawl fishing in the Patos Lagoon estuary, once they believe that the use of this gear results in a smaller impact than passive fyke-nets (Kalikoski et al., 2006). This co-management environment brings the fishermen to the decision table, increasing their commitment on collaborating with scientists as well as with law enforcement (Reis e D’Incao, 2000).

Bycatch rates are highly dependent on recruitment patterns and oceanographic conditions (Catchpole et al., 2011). Thus, it is important to stress that interannual comparison of bycatch composition in shrimp fisheries must be performed, providing a better understanding of the complex interactions regulating discards (Ambrose et al.,

2005; Dumont e D’Incao, 2011). In this sense, quantifying bycatch and its composition in this fishery may provide vital information to understand the impacts of fishing on this ecosystem as well as to support management enforcements. The goal of this study is to quantify the bycatch of shrimp trawling, performed illegally by artisanal fishermen inside the Patos Lagoon estuary and verify its variability during a four years study.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Field sampling and laboratory procedures

Sampling was performed on a monthly basis during the trawl fishery season (December-May), in four discrete years, from 2011 to 2014. The boat chosen was a typical artisanal otter trawler, a wooden boat, 8 meters long, 2.20 meters wide. The net used was also typical of this fleet, with 12 mm mesh size (opposing knots). Tow time ranged from few minutes to half hour, but duration of most of trawls was approximately 15 minutes. A researcher was included on board, bearing a sampling license (SISBIO-nº 28975-1) to avoid loss of information due to discards made by the fishermen at sea. Fishermen were not influenced by researchers to operate in a determined fishing site, neither to determine the duration of trawling, in order to describe the fishery bycatch as close as possible to the real state. The samples were not spatially random distributed, as the choice of fishing spots was subjected to the discretion of the fishermen. This approach was used so that the samples represent the local artisanal fisheries, thereby incorporating the fishermen’s knowledge about the pink shrimp behavior. Samples were taken from the estuarine mouth (32°09’ S 52°05’ W) to regions 50 km upstream (31°43’ S 52°08’ W) (Figure 1). For each fishing haul, the bottom salinity, temperature and the geographical position were registered. Fishing hauls were grouped according to two depth categories: (1) shallow areas (up to 2 m deep) and (2) channel areas (greater than 2 m deep)

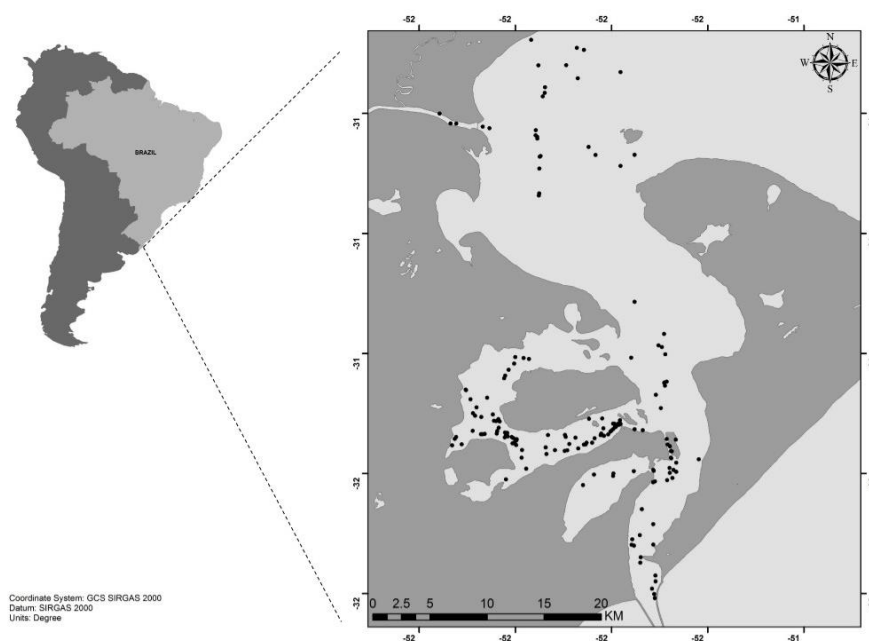


Fig. 1 Positions of trawlings (black dots) performed by artisanal fishermen targeting the pink shrimp *F. paulensis* in Patos Lagoon estuary (South Brazil).

The organisms were identified to the lowest possible taxonomic level, according to Figueiredo & Menezes (1978), Buckup & Bond-Buckup (1999) and Fisher et al. (2011). The individuals were weighted (g) and measured (mm) according the following way: fishes – from the tip of the snout to the end of the caudal fin (total length – TL); shrimps - from the tip of the rostrum to the end of the telson (total length – TL); crabs - distance between the tips of the posterior most lateral carapace spines (carapace width – CW).

When the capture was too much abundant a subsample were used, and then an extrapolation to real weight was done based on the ratio used to subsample. Abundance in weight was standardized as catch-per-unit-effort (CPUE= grams by 15 minutes of trawl) and was estimated for each trawl, either for shrimps as for bycatch. We stated the bycatch as proposed by Alverson et al. (1994), which defines bycatch as being all captured non-target organisms (including non-target species with commercial value - byproduct, non-target species with no commercial value - discard). To assess the bycatch rate we follow the formula:

$$Bycatch\ rate = \frac{Bycatch\ weight}{(Shrimp\ weight + Bycatch\ weight)} * 100$$

2.2. Statistical analysis

2.2.1. Data exploration

In order to access the effect of environmental factors on the changes over shrimps and bycatch CPUE's, as well as over the bycatch rate, we used extensions of linear regression models. All the analyses were performed through the software R version 3.0.1 (R Development Core Team, 2013). Before modeling the data themselves, we firstly applied an exploratory data analysis (EDA) through our database to uncover its underlying structure, detect possible outliers and to access statistical relations between our variables (Tukey, 1977; Zuur et al., 2010). Pair plots and Pearsons correlation coefficient ρ were used to check multicollinearity between all predictor variables. None variables with high degree of collinearity were detected (usually when $\rho > 0.80$).

2.2.2. Shrimp's and bycatch's CPUE models

Assuming that the shrimp's and bycatch's CPUE may change over years, months and may also be affected by the three main environmental factors registered in the present study (depth, salinity and temperature), we used Generalized Linear Models (GLM) (Nelder, J.A. & Wedderburn, 1972) to access which of these explanatory variables exercise some effect on the abundance (CPUE). GLMs extended the classical framework of linear models in sense that it allows that the response variable may be any member of the exponential probability distribution family (McCullagh, P. & Nelder, 1989), as expressed as:

$$\pi(y; \theta, \phi) = \exp\{\phi[y\theta - b(\theta) + c(y, \phi)]\}$$

Additionally, the GLMs describe the relation between the response variable Y_i ($i=1, \dots, n$) and the predictors x_i through a linear predictor $\eta = \sum_{j=1}^k x_j \beta_j$, where x_j are known functions for k predictor variables and β_j are unknown parameters to be estimated from the data. The linear predictor η is linked to the mean of the response $E(Y) = \mu$ by a known link function g , which is commonly expressed as $\eta = g(\mu)$.

Fisheries data like CPUE are often characterized by a highly positive asymmetrical distribution and with a large proportion of zero observations. Thus, data like those are usually modeled through a LogNormal or Gamma distribution (Dick, 2004). Since both distributions cannot contain null or negative values, we decided to add a constant relative to the first quartile value provided from CPUEs in order to overcome the null values existing in our dataset. Previous analysis indicated that a

Gamma distribution fitted better to both shrimp and bycatch CPUEs data. Thus, we decided to use it rather than the LogNormal distribution.

In our case the full model formulation for both cases can be described as follows:

$$Y_i \sim \text{Gamma}(\alpha, \beta); E(Y_i) = \frac{\alpha}{\beta} = \mu_i$$

$$\begin{aligned} \eta_i = & \beta_0 + \beta_1 \times \text{Year} \\ & + \beta_2 \times \text{Month} + \beta_3 \times \text{Depth} + \beta_4 \times \text{Salinity} + \beta_5 \times \text{Temperature} \\ & + \varepsilon \end{aligned}$$

$$\eta_i = \log(\mu_i)$$

Where Y_i are the $\log(\text{CPUE} + \text{constant})$ values for each sampling location i ; η_i is the linear predictor expressed in logarithmic scale; β_0 is the intercept; β_{1-5} are the regressor related to each explanatory variable and ε represent the error term.

2.2.3. Bycatch rate model

Having assumed that both, shrimp and bycatch, abundances may change in relation to the explanatory variables and, considering that the bycatch rate is the proportion of bycatch in the total capture (bycatch plus shrimp), we also assumed that it could vary over the same explanatory predictors as stated previously.

The proportion of bycatch is a continuous variable that take on values restricted in the interval (0,1). A natural candidate probability distribution for this situation would be the beta distribution. However, this kind of distribution doesn't belong to any member of the exponential family and thus we can't model it through a GLM. In 2004, Ferrari & Cribari-Neto introduced, for the first time, the beta regression models, which seems appropriate to model our bycatch rate (proportion).

The beta regression is based on an alternative parameterization of the beta density, which is usually expressed as defined by the parameterization proposed by Ferrari e Cribari-Neto (2004):

$$\pi(y; \mu, \phi) = \frac{\Gamma(\phi)}{\Gamma(\mu\phi)\Gamma((1-\mu)\phi)} y^{\mu\phi-1} (1-y)^{1-(\mu)\phi-1}, \quad 0 < y < 1$$

With $0 < \mu < 1$ and $\phi > 0$. The parameter ϕ is known as the precision parameter and in case where the mean μ is fixed, the larger ϕ the smaller the variance.

The definition of the beta regression model is quite the same as in GLMs, where the response mean ($E(Y_i) = \mu_i$) is linked to the explanatory variables by a linear predictor $\eta = g(\mu)$. The full model for the bycatch rate can be written as denoted for the CPUE models, changing only the model distribution to a beta distribution and setting the link function as log-log. The use of a log-log link function was chosen since this kind of function is appropriate in cases where the data has a lot of extreme maximum values (Cribari-Neto e Zeileis, 2009). All beta regression models were performed through the *betareg* R-package.

2.2.4. Model selection

Several GLMs and beta regressions were tested, where the variable selection was made by a manually stepwise forward entry. Considering that species may have optimal temperature and salinity values, we also included quadratic terms for these two variables as potential predictors as this could improve our model. At each model stage we computed two main measures of ‘‘goodness-of-fit’’: the Akaike’s Information Criterion (AIC) (Akaike, 1973) and the maximum likelihood pseudo R-square provided by the *pscl* R-package. Since the AIC accounts simultaneously for the number of parameters used in the model as the residual deviance, the smaller the value the better the model (Burnham and Anderson, 2002).

To detect models with equivalent goodness-of-fit capacity we used the Δi , which is the difference between the AIC of a model ‘‘i’’ and the lower AIC value found ($\Delta i = AIC_i - AIC_{low}$) (Burnham e Anderson, 2002). Models with Δi between 0 and 2 are classified as indistinguishable from the best model; Δi between 4 and 7 are models with lower predictive quality, and models with Δi greater than 10 can be discarded as being unimportant (Burnham e Anderson, 2002). When Δi presented values lower than 2 for more than one model, then the selection was made by adopting the parsimonious concept, in sense that we choose the most simple model and that also explains more of the model’s variance. In addition, diagnostic residual plots for each model was also considered as a fit measure of the specific model. Lastly, when significance for factors were detected in Gamma models, a posteriori comparisons of the significant factors were performed using the *multcomp* package - *GLHT* function,

which performs multiple comparisons of means (TukeyHSD function). These post-hoc analysis were not performed for the beta regression model because the model includes two parameters, mean and precision (Cribari-Neto e Zeileis, 2009).

3. RESULTS

The temperature values followed the seasonal variation pattern, with higher temperature values recorded in mid-summer (February: 25.9 ± 1.5 °C), decreasing in the early autumn and reaching lower values in May (18.1 ± 2.5 °C). The interannual pattern of temperature showed low variation, with highest mean value recorded in 2011 (25.0 ± 1.8 °C) and lowest in 2014 (23.3 ± 4.5 °C). The monthly variation of salinity showed an increase in average salinity from December (8.9 ± 7.5) to April (20.9 ± 9.3), and decreased in May (7.9 ± 3.4). The mean salinity value was higher in 2012 (21.9 ± 7.5) and lower in 2014 (8.6 ± 5.9) (Fig. 2). In spite of having a lower salinity value, in average, a large variation in salinity was detected during this 2011.

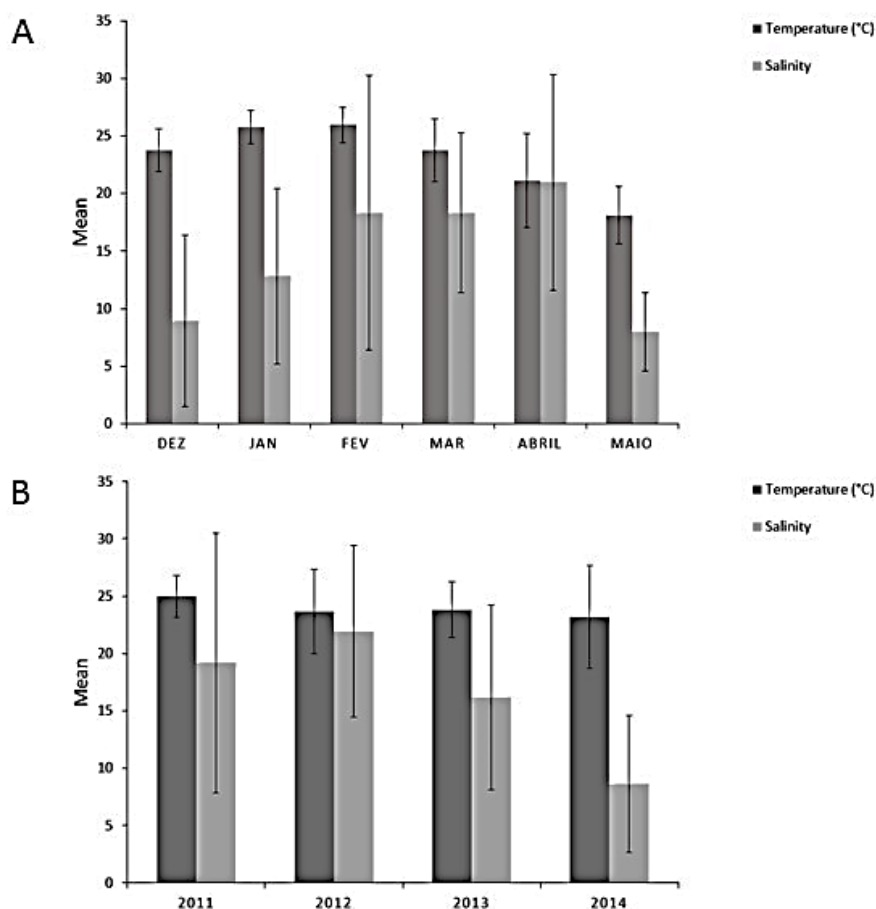


Fig. 2 Temporal variation in temperature and salinity, by months (A) and years (B).

Vertical bars denote the standard deviation.

The bycatch originated from shrimp trawling in Patos Lagoon estuary was composed by a total of 61 species (55 fishes, 5 crustaceans, and 1 mollusca) (Table 1). Among the bycatch species, 45 species were commercially important, representing approximately 73% of the total number of species captured (Table 1). Species such as *Micropogonias furnieri* and *Callinectes sapidus* were even more abundant than the target species, *Farfantepenaeus paulensis* (pink shrimp) itself. *Genidens barbatus* and *Paralichthys orbignyanus* were also important, as each species occurred in almost 40% of the captures and represented almost 3% of the weight (Table 1).

Table 1 Values of relative abundance in weight (% CPUE W) and frequency of occurrence (% F), for the species caught during the shrimp trawling on the Patos Lagoon estuary.

Species	Family	Fishery Resource	% CPUE W	% F
<i>Micropogonias furnieri</i>	Scianidae	x	36.97	89.6
<i>Callinectes sapidus</i>	Portunidae	x	34.16	94.8
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Peneidae	x	12.91	83.24
<i>Genidens barbatus</i>	Ariidae	x	3.00	39.88
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	Paralichthyidae	x	2.76	43.93
<i>Genidens genidens</i>	Ariidae	x	1.16	19.08
<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	x	0.97	19.65
<i>Mugil sp.</i>	Mugilidae	x	0.84	8.67
<i>Catathyridium garmani</i>	Achiridae		0.79	35.26
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	Pimeloidae	x	0.60	12.72
<i>Callinectes danae</i>	Portunidae	x	0.51	29.48
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Pomatomidae	x	0.45	4.62
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Engraulidae	x	0.45	28.32
<i>Trachinotus marginatus</i>	Carangidae	x	0.43	6.94
<i>Selene setapinnis</i>	Carangidae	x	0.43	13.29
<i>Prionotus punctatus</i>	Triglidae	x	0.38	14.45
<i>Pimelodus maculatus</i>	Pimeloidae	x	0.34	5.2
<i>Menticirrhus littoralis</i>	Scianidae	x	0.34	14.45
<i>Brevoortia pectinata</i>	Clupeidae	x	0.30	7.51
<i>Menticirrhus americanus</i>	Scianidae	x	0.29	12.14
<i>Pimelodus pintado</i>	Pimeloidae	x	0.28	1.73
<i>Peprilus paru</i>	Stromateidae	x	0.27	9.83
<i>Cyphocarax voga</i>	Curimatidae	x	0.22	1.73
<i>Pogonias cromis</i>	Scianidae	x	0.22	2.31
<i>Callinectes ornatus</i>	Portunidae	x	0.19	10.4
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Scianidae	x	0.14	4.05
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cichlidae	x	0.11	5.2
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Carangidae	x	0.05	4.62
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Tetraodontidae	x	0.05	6.94
<i>Genidens planifrons</i>	Ariidae	x	0.05	4.62
<i>Eucinostomus gula</i>	Gerreidae		0.04	3.47
<i>Platanichthys platana</i>	Clupeidae		0.04	2.31
<i>Odontesthes argentinensis</i>	Atherinopsidae	x	0.03	2.89
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Gobiidae		0.03	2.31
<i>Stellifer rastriifer</i>	Scianidae	x	0.02	2.89
<i>Macrodon atricauda</i>	Scianidae	x	0.02	3.47
<i>Urophycis brasiliensis</i>	Phycidae	x	0.02	1.73
<i>Selene vomer</i>	Carangidae	x	0.02	2.89

<i>Loligo sp.</i>	Loliginidae	x	0.02	9.25
<i>Chilomycterus spinosus</i>	Diodontidae		0.01	1.16
<i>Porichthys porosissimus</i>	Batrachoididae	x	0.01	2.31
<i>Stephanolepis setifer</i>	Monacantidae	x	0.01	3.47
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Monacantidae	x	0.01	1.73
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Paralichthyidae		0.01	2.31
<i>Anchoa marinii</i>	Engraulidae		0.01	1.73
<i>Loricariichthys anus</i>	Loricariidae	x	0.01	0.58
<i>Balistes capriscus</i>	Balistidae	x	0.01	1.16
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	Peneidae	x	0.00	0.58
<i>Callinectes bocurti</i>	Portunidae		0.00	1.16
<i>Symphurus jenynsii</i>	Cynoglossidae		0.00	1.16
<i>Arenaeus cribrarius</i>	Portunidae		0.00	1.73
<i>Engraulidae</i>	Engraulidae		0.00	1.16
<i>Artemesia longinaris</i>	Peneidae	x	0.00	3.47
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	Grapsidae		0.00	4.05
<i>Percophis brasiliensis</i>	Percophidae	x	0.00	0.58
<i>Diapterus rhombeus</i>	Gerreidae		0.00	1.16
<i>Libinia spinosa</i>	Majidae		0.00	1.73
<i>Palaemon argentinus</i>	Palaemonidae		0.00	1.16
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Gerreidae	x	0.00	0.58
<i>Astyanax fasciatus</i>	Characidae		0.00	0.58
<i>Portunus spinimanus</i>	Portunidae		0.00	0.58
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Scianidae	x	0.00	1.16
<i>Ramnogaster arcuata</i>	Clupeidae		0.00	0.58
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	Xanthidae		0.00	1.73
<i>Peisos petrunkevitch</i>	Sergestidae		0.00	0.58

During the four years sampled, a total of 768.22 kg of bycatch (mean CPUE = 5.01 kg/15 min) was caught, whereas shrimp catch summed 127.93 kg (mean CPUE = 0.742 kg/15 min). Thus, the mean bycatch rate/proportion estimated was 86.2 % for the entire period, which represents 6 kg of bycatch for each 1 kg shrimp caught.

Regarding the shrimp abundance models (CPUE in weight), the one that included the covariables month, year, and the quadratic terms for both salinity and temperature, presented the best fit (Table 2). According to this model, all covariables were statistically significant to explain the variation of shrimp's CPUE (Table 3). Thus, the quadratic terms indicate that the mean CPUE of the pink shrimp has a specific range of salinity, where the shrimp abundance is higher. The *post-hoc* analysis applied to test for differences between months and years indicated that January presented significant difference in the average CPUE among almost all other months, except to March. January and March were the months with highest mean CPUE of shrimps (1.784 and 0.915 kg/15 min, respectively) (Fig. 3). Comparison among the years indicated significant differences, except to 2011 and 2012. A decline in the average shrimp's CPUE over the years was also observed (2011= 1.772 kg/15 min; 2012 = 0.728 kg/15 min, 2013 = 0.510 kg/15 min; 2014 = 0.109 kg/15 min) (Fig. 3).

Table 2. Gamma models adjusted to explain the variation on the shrimp's CPUE. The values of Akaike's Information Criterion (AIC) and the difference between the value of a model "i" and the model with the lowest AIC value (ΔAIC) are shown. Selected model is presented in bold. Salt = salinity; Temp = temperature.

Model	Formula	Pseudo-R ²	AIC	Δi
Shrimp 1	Month	0.25	657.42	36.2
Shrimp 2	Month+Year	0.38	630.20	8.98
Shrimp 3	Month+Year+Sal	0.40	628.21	6.99
Shrimp 4	Month+Year+Sal+Depth	0.41	628.44	7.22
Shrimp 5	Month+Year+Sal+Depth+Temp	0.41	630.44	9.22
Shrimp 6	Month+Year+Sal+Sal ² +Depth	0.43	625.45	4.23
Shrimp 7	Month+Year+Sal+Depth+Temp+Temp ²	0.42	626.87	5.65
Shrimp 8	Month+Year+Sal+Sal ² +Depth+Temp+Temp ²	0.45	621.53	0.31
Shrimp 9	Month+Year+Sal+Sal²+Temp+Temp²	0.44	621.22	0

Table 3 Estimates of the explanatory variables of the selected Gamma model that explains the variation on the shrimp's CPUE (Model Shrimp 9). Significant values ($p < 0.05$) are indicated by "*". Std. Error = S standard error. Residual deviance was 18.944 on 158 degrees of freedom.

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
Intercept	4.7578	1.0820	4.397	0.0000*
Month: December	-0.0660	0.1156	-0.571	0.5686
Month: February	0.2196	0.1003	2.189	0.0301*
Month: January	0.4800	0.1028	4.666	0.0000*
Month: May	-0.3475	0.1437	-2.417	0.0167*
Month: March	0.2483	0.0948	2.617	0.0047*
Year: 2012	0.0124	0.0875	0.143	0.8867
Year: 2013	-0.2294	0.0801	-2.863	0.0047*
Year: 2014	-0.5315	0.0877	-6.058	0.0000*
Salinity	-0.0348	0.0126	-2.768	0.0063*
Salinity ²	0.0008	0.0003	2.410	0.0171*
Temperature	-0.2401	0.1002	-2.3940	0.0178*
Temperature ²	0.0060	0.0021	2.808	0.0056*

The model that presented the best fit to explain the variation on the bycatch's CPUE included the variables month and year, which were statistically significant (Table 4; Table 5). According to the post-hoc results, December presented the highest average CPUE (12.310 kg/15min) (table 5, fig 3). Over the remaining months the CPUEs were not significantly different (January = 4.475 kg/15min; February = 3.279 kg/15 min; March = 4.752 kg/15 min; April= 4.395 kg/15 min; May=1.700 kg/15 min). Regarding the interannual variation, the average bycatch's CPUE was similar between 2011 (5.841 kg/15 min) and 2014 (7.222 kg/15 min), which also presented the highest values. Also, 2012 (1.930 kg/15 min) and 2013 (4.451 kg/15 min) were similar, presenting the lowest catch indexes (Figure 3).

Table 4. Gamma models adjusted to explain the variation on the bycatch's CPUE. The values of Akaike's Information Criterion (AIC) and the difference between the values of a model "i" and the model with the lowest AIC value (ΔAIC) are shown. Selected model is presented in bold. Salt = salinity; Temp = temperature.

Model	Formula	Pseudo- R^2	AIC	Δi
Bycatch 1	Month	0.11	596.48	16.28
Bycatch 2	Month+Year	0.22	580.20	0
Bycatch 3	Month+Year+Sal	0.23	580.51	0.31
Bycatch 4	Month+Year+Sal+Depth	0.23	582.38	2.18
Bycatch 5	Month+Year+Sal+Depth+Temp	0.23	583.85	3.65
Bycatch 6	Month+Year+Sal+Sal ² +Depth	0.24	584.32	4.12
Bycatch 7	Month+Year+Sal+Depth+Temp+Temp ²	0.23	585.83	5.63
Bycatch 8	Month+Year++Sal+Sal ² +Depth+Temp+Temp ²	0.24	586.30	6.1

Table 5. Estimates of the explanatory variables of the selected Gamma model that explains the variation on the bycatch's CPUE (Model Bycatch 2). Significant values ($p < 0.05$) are indicated by "*". Std. Error = Standard error. Residual deviance of the model was 4.4355 on 162 degrees of freedom.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	2.1334	0.0360	59.1920	0.0000*
Month: December	0.1304	0.0437	2.979	0.0033*
Month: February	-0.0920	0.03769	-2.442	0.0156*
Month: January	-0.0050	0.0375	-1.135	0.0892
Month: May	-0.0880	0.0591	-1.489	0.1383
Month: March	-0.0284	0.0376	-0.7560	0.4509
Year: 2012	-0.1536	0.0365	-4.1990	0.0000*
Year: 2013	-0.1000	0.0338	-2.9650	0.0034*
Year: 2014	-0.0117	0.0347	-0.3380	0.7355

Ten models were tested to explain the variability of bycatch rate. Among them, the model with the best fit presented as covariables month, year, and the quadratic term of salinity (table 6). Bycatch rates were significantly smaller during January (77.4 %), February (79.2%) and March (84.6%) (Table 3, Fig. 2). Regarding the interannual variation, significantly higher bycatch rates were found during the year 2014 (97 %) (Table 7, Fig. 3). The significant quadratic term of salinity indicates that there may be a positive effect on the proportion of bycatch across one specific range of salinity.

Table 6. Beta regression models selected to explain the variation on the bycatch rate. The values of Akaike's Information Criterion (AIC) and the difference between the value of a model "i" and the model with the lowest AIC value (ΔAIC) are shown. Selected model is presented in bold. Salt = salinity; Temp = temperature.

	Model	Pseudo- R^2	AIC	Δi
Rate 1	Month	0.27	-874.19	24.81
Rate 2	Month+Year	0.35	-885.06	13.94
Rate 3	Month+Year+Depth	0.38	-885.26	13.74

Rate 4	Month+Year+Depth+Sal	0.38	-884.09	14.91
Rate 5	Month+Year+Depth+Sal +Temp	0.38	-882.10	16.90
Rate 6	Month+Year+Depth+Sal+Sal ²	0.42	-897.80	1.20
Rate 7	Month+Year+Sal+Sal²	0.39	-897.24	1.76
Rate 8	Month+Year+Depth+Sal+Temp+Temp ²	0.38	-882.09	16.91
Rate 9	Month+Year+Depth+Sal+Sal ² +Temp+Temp ²	0.42	-898.32	0.68
Rate 10	Month+Year+Sal+Sal ² +Temp+Temp ²	0.43	-899.00	0

Table 7. Estimates of the explanatory variables of the selected beta regression model that explains the variation on the bycatch rate (Model Rate 7). Significant values ($p < 0.05$) are indicated by “*”. Std. Error = S tandard error.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	1.2488	0.3553	3.5150	0.0004*
Month: December	0.5749	0.3071	1.8720	0.0612
Month: February	-0.7199	0.2483	-2.8990	0.0037*
Month: January	-1.0137	0.2520	-4.0230	0.0001*
Month: May	0.7412	0.4090	1.8120	0.0700
Month: March	-0.5310	0.2545	-2.0870	0.0369*
Year: 2012	-0.4116	0.2416	-1.7030	0.0885
Year: 2013	0.0243	0.2228	0.1090	0.9130
Year: 2014	0.8234	0.2367	3.4790	0.0005*
Salinity	0.1421	0.0351	4.0500	0.0001*
Salinity ²	-0.0037	0.0009	-3.8700	0.0001*

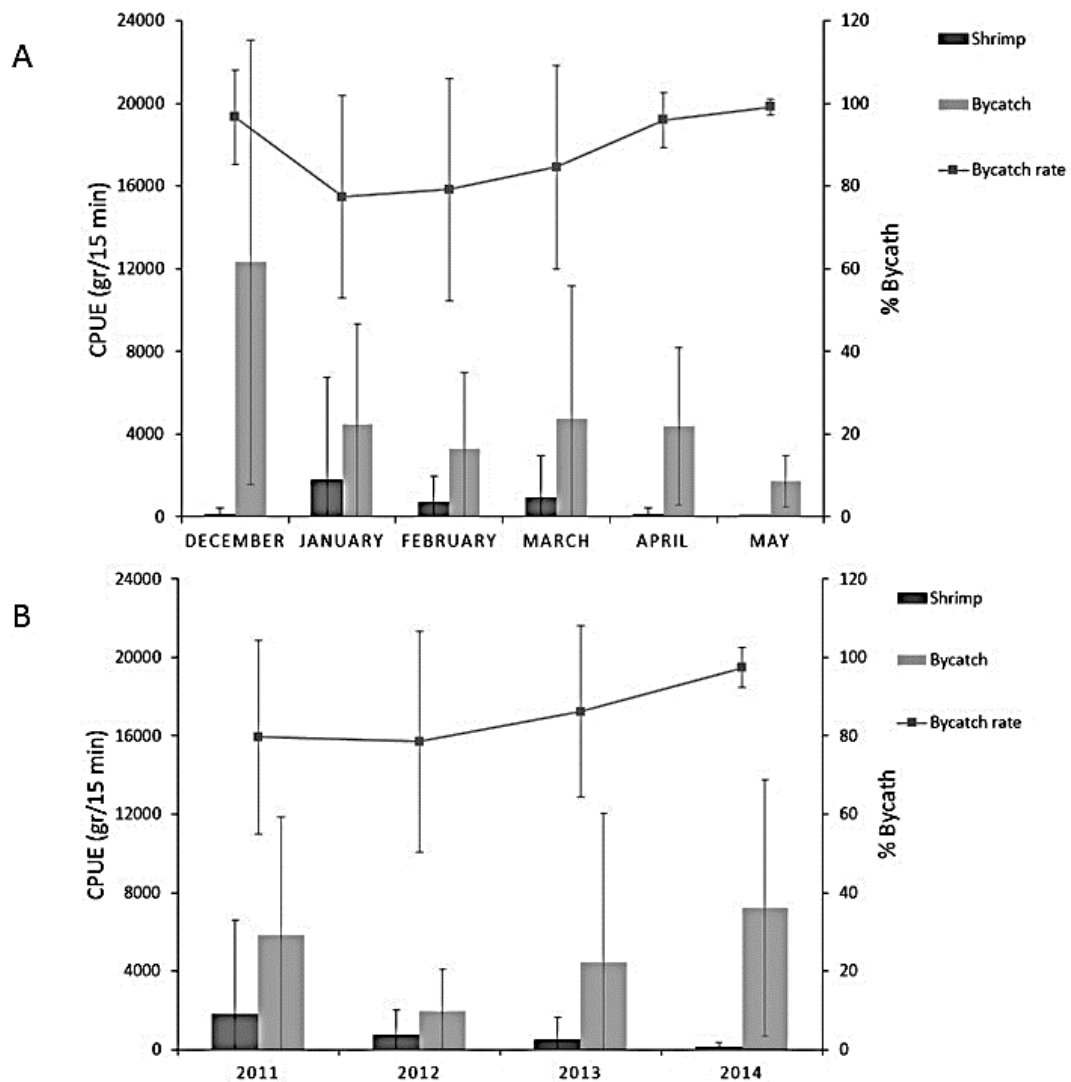


Fig 3. Bycatch rate, shrimp's and bycatch's CPUE (gr/15 min), during the shrimp trawl fishery on the Patos Lagoon estuary. Where: A – monthly trends; B – annual trends. Bars indicate the standard deviation.

4. DISCUSSION

Bycatch remains one of the most significant and complex issues in fishery management (Bellido et al., 2011). Many authors have defined and examined the detrimental effects of trawling on a regional and global scale, in terms of a reduction in biodiversity, shifts in community structure, disruption of the food web, waste, profitability, user conflicts, and mortality of undersized target and non-target species (Alverson et al., 1994; Hall et al., 2000; Kumar e Deepthi, 2006; Murawski, 2000; NRC, 2002)

Among the different types of fisheries, shrimp trawl possess the highest discard rate and alone account for more than 27% of total estimate bycatch (Alverson et al., 1994; Alverson e Hughes, 1996; Davies et al., 2009; Kelleher, 2005). Kelleher (2005), points that the global average bycatch rate for shrimp trawling is 65.6%. Remarkable variations in bycatch values have been reported for shrimp trawl in Brazil, ranging from 25.7% until 99.2% (Branco e Fracasso, 2004; Branco e Verani, 2006; Cattani et al., 2011; Dumont e D’Incao, 2011; Haimovici e Mendonça, 1996; Keunecke et al., 2007). When it comes to artisanal fisheries in Brazil, only two investigations are available. While Cattani et al. (2011) obtained a bycatch rate of 46.7%, Dumont & D’Incao (2011) found values of 72% during a dry period and 93% during a rainy period. Among the factors that may explain this variability, it is important to stress the gear type used, intensity of fishing effort, community composition and recruitment intensity (Catchpole et al., 2011). The present work estimated similar bycatch rates (86%) to the values found by Dumont & D’Incao (2011), probably because their investigation was performed on the coastal area surrounding Patos Lagoon estuary, where similar boats and gears were used.

Local fishermen require the allowance of trawling inside the estuary, alleging that “fyke-nets” causes a greater impact than trawl nets (Kalikoski et al., 2006). However, this investigation indicates that bycatch originated from fyke-nets (passive gear/fish trap) are significantly lower than the bycatch from trawling. Loebmann & Vieira, (2006), estimated that the bycatch of the fyke-nets used in another estuary in southern region of Brazil (Peixe Lagoon) accounted for 47% of the total capture. Vieira et al., (1996) estimated, for our same study area, that the bycatch of fyke-nets was only 33.3%.

In spite of being recognized as stressful environments, provided physical parameters are remarkably variable, the number of species caught is huge. Therefore, a great number of species can be caught, related to the interannual variation in estuarine salinity, that regulates the fish assemblage (Garcia et al., 2003) and may be associated to the medium-term range of the present investigation. The impact of fishing on ecosystems may take into consideration the diversity and richness of the species caught. The trawling for shrimps in Patos Lagoon estuary was able to catch 61 species, of which 73% are important fisheries resource that use the estuarine areas during the grow out

phase (Seeliger e Odebrecht, 2010). Therefore, the low selectivity of trawl nets, combined to the widespread trawling effort inside the estuary, is certainly reducing the fish and crustacean biomass of many overexploited stocks, including the blue crab (*C. sapidus*), the whitemouth croacker (*M. furnieri*) and sea-catfish (*G. barbatus*). The removal of these species as bycatch can contribute to the overfishing. It is likely that high levels of bycatch, in combination with other anthropogenic factors, played a significant part in the decline of fish stocks in Gulf of Mexico and North Atlantic (Diamond et al., 2000). The low quality or inexistent discard data from these fisheries may hamper the stock assessment, since it may result in the underestimation of exploitation rates and can lead to biased assessments and policy recommendations (Aarts e Poos, 2009).

The variability in the shrimp's and in bycatch's CPUE was accessed, since their amount influence the bycatch rate. The higher CPUE of shrimps recorded in January and March may be associated to different factors. The first peak in shrimp abundance is likely influenced by the shrimps that have been prisoned inside the estuary since the previous summer. A contingent of shrimps stays buried in muddy grounds from one fishing season to another, and when the temperature increases during the next summer, they come up from the sediment and become accessible for the trawlers. On the other hand, the peak recorded in March is related to the postlarvae recruitment that takes place in late spring. The postlarvae penetration is highly dependent on marine water intrusion and presents remarkable interannual variation (D'Incao, 1991). The subsequent decrease in shrimp abundance is related to the migration of pre-adults back to the ocean and posteriorly to the spawning stock. Additionally, the elevated fishing effort may result in biomass erosion causing the lower abundance values observed (D'Incao, 1991).

The interannual variation in shrimp abundance shows a clear relationship with large-scale atmospheric phenomenon of ENSO (El Niño Southern Oscillation) as previously stated by several authors (D'Incao e Dumont., 2010; Möller et al., 2009; Pereira e D'Incao, 2012). In this way, the strong freshwater discharge during elevated rainfall years, that prevails under El Niño events (Grimm et al., 1998), generates a physical barrier preventing the entrance of oceanic water, which will lead to a late penetration or even to the absence post-larvae recruitment (Möller et al., 2009; Pereira e

D’Incao, 2012). Conversely, La Niña events are characterized by drought periods, during which the salt wedge can reach greater distances (Odebrecht et al., 2005) and consequently facilitate the postlarval penetration.

Our results are in accordance with the previous investigations, since a strong *La Niña* event occurred during 2010-2011 (www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostusensoyears), which may explain the higher values in the shrimp recorded for 2011. In spite of not having a significant higher salinity values in 2011, the large variation on this parameter indicates that several pulses of marine water took place during that year. The significance of the quadratic term reinforces this statement, since it indicates that shrimps do not require higher levels of salinity to grow, but depend on marine intrusion to transport postlarvae inside the estuarine areas. However, the lower abundance recorded during 2014 is likely reflecting the high freshwater discharge, preventing postlarvae from entering the estuary (D’Incao, 1991; Möller et al., 2009).

Regarding the monthly variation in bycatch abundance, the higher value observed in December, may reflect the seasonal recruitment of several fish and crustacean species originated from the spring spawning (Seeliger e Odebrecht, 2010). However, the interpretation of this result must be carefully assessed, since a large dispersion in the abundance values was observed. The interannual pattern in bycatch abundance indicated that during 2011 and 2014 the amount of bycatch was significantly higher. The low precipitation and marine waters intrusion, associated with *La Niña* of 2011, facilitated the entrance of juveniles of marine species into the nursery grounds of the estuary (Garcia et al., 2001). As most fish species that occurs over the estuary are from marine origin, the marine water intrusions during this year may have resulted in the large abundance of bycatch (Day et al., 1989; Vieira et al., 2010). However, 2014 had the lowest values of salinity and yet a similar bycatch abundance. The reason for the equality in bycatch abundance, even under contrasting environmental conditions, may be explained by the recruitment success of estuarine resident species, such as the blue crab *Callinectes sapidus*. When abundance in numbers of blue crab is compared between 2011 and 2014, it becomes clear that a larger recruitment of this species took place during the lower salinity year (2014) (D’Incao e Dumont., 2010; Rezende et al., unpublished data). Therefore, the blue crab played an important role on bycatch

abundance during the lower salinity year, confirming that this species takes advantage of freshwater discharges to increase its population biomass (Posey et al., 2005; Ruas et al., 2014).

According our results, the abundance of shrimp and bycatch rate are inversely related. However, the relationship between bycatch abundance and bycatch rate were not so evident. It has become clear, when comparing the years of 2011 and 2014, which presented similar bycatch abundance and remarkable differences in the bycatch rate. In addition, these years presented marked differences in the shrimp abundance as well. Therefore, the bycatch rate isolated is not a good indicator of the real impact caused by the fishery. Since bycatch rate is a product of the relationship between shrimp and bycatch abundance, it has resulted in no significant interannual differences. Additionally, the same environmental conditions that resulted in the increase of shrimp catches causes the increase in the richness of species in the bycatch, since the estuarine fish assemblage is usually dominated by marine vagrant species (Rezende, unpublished data; Pereira & D’Incao, 2012, Garcia et. al., 2003). Even during years of high shrimp yields, and lower bycatch rates, the amount of bycatch is large. These indicates that lower bycatch rates do not necessarily means lower impact. Therefore, we strongly recommend the use of bycatch abundance to assess the fishing impact, especially in estuarine environments where fish assemblage is quite variable and dependent on constantly changing environmental.

5. REFERENCES

- Aarts, G., Poos, J.J., 2009. Comprehensive discard reconstruction and abundance estimation using flexible selectivity functions. *ICES J. Mar. Sci. J. du Cons.* 66,
- Alverson, D., Freeberg, M., Murawski, S., Pope, J., 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fish. Tech. Paper* 339, Rome.
- Alverson, D.L., Hughes, S.E., 1996. Bycatch: from emotion to effective natural resource management. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 443–462.
- Ambrose, E., Solarin, B., Isebor, C., Williams, A., 2005. Assessment of fish by-catch species from coastal artisanal shrimp beam trawl fisheries in Nigeria. *Fish. Res.* 71, 125–132.

- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia* 670, 317–333.
- Benedet, R.A., Dolci, D., D’Incao, F., 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica* 32, 5–24.
- Blaber, S., 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 590–602.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., 2004. Ocorrência e abundância da carcinofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* Heller (Crustacea, Decapoda), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21, 295–301.
- 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. *Rev. Bras. Zool.* 23, 381–391.
- Broadhurst, M.K., Millar, R.B., Kennelly, S.J., Macbeth, W.G., Young, D.J., Gray, C.A., 2004. Selectivity of conventional diamond- and novel square-mesh codends in an Australian estuarine penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 67, 183–194.
- Buckup, L., Bond-Buckup, G., 1999. Os crustáceos do Rio do Sul. UFRGS, Porto Alegre.
- Burnham, K., Anderson, D., 2002. Model selection and multimodel inference. in: A practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, p. 488.
- Catchpole, T.L., Enever, R., Maxwell, D.L., Armstrong, M.J., Reese, A., Revill, A.S., 2011. Constructing indices to detect temporal trends in discarding. *Fish. Res.* 107, 94–99.
- Cattani, A.P., Santos, L.D.O., Spach, H.L., Budel, B.R., 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. *Bol. do Inst. Pesca* 37, 247–260.
- Costa, K.G., Netto, S. a., 2014. Effects of small-scale trawling on benthic communities of estuarine vegetated and non-vegetated habitats. *Biodivers. Conserv.* 23, 1041–1055.

- Cribari-Neto, F., Zeileis, A., 2009. Beta regression in R. *J. Stat. Softw.* 34, 24.
- D’Incao, F., 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 13, 159–169.
- D’Incao, F., Dumont, L.F.C., 2010. A comunidade de crustáceos decápodes. In: O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. FURG, Rio Grande, p. 117–124.
- Davies, R.W.D., Cripps, S.J., Nickson, A., Porter, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Mar. Policy* 33, 661–672.
- Day, J.W., Hall, C.A.S., M., K.W., Yañes-Arancibia, A., 1989. *Estuarine Ecology*. New York.
- Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W., 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 69, 519–530.
- Diamond, S.L., Cowell, L.G., Crowder, L.B., 2000. Population effects of shrimp trawl bycatch on Atlantic croaker. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 2010–2021.
- Dick, E.J., 2004. Beyond “lognormal versus gamma”: Discrimination among error distributions for generalized linear models. *Fish. Res.* 70, 351–366.
- Dumont, L.F.C., D’Incao, F., 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 91, 1059–
- FAO, 2014. *The State of World Fisheries and Aquaculture*.
- Ferrari, S., Cribari-Neto, F., 2004. Beta regression for modelling rates and proportions. *J. Appl. Stat.* 31, 799–815.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1978. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei(1)*. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Fisher, L.G., Pereira, L.E.D., Vieira, J.P., 2011. *Peixes estuarinos e crustáceos*, 2° ed. Rio Grande.
- Gamito, R., Cabral, H., 2003. Mortality of brown-shrimp discards from the beam trawl fishery in the Tagus estuary, Portugal. *Fish. Res.* 63, 423–427.

- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2003. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 489–500.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J. Fish Biol.* 59, 1218–1238.
- Gray, C. a, Kennelly, S.J., Hodgson, K.E., 2003. Low levels of bycatch from estuarine prawn seining in New South Wales, Australia. *Fish. Res.* 64, 37–54.
- Grimm, A.M., Ferraz, S.E.T., Gomes, J., 1998. Precipitation Anomalies in Southern Brazil Associated with El Niño and La Niña Events. *J. Clim.* 11, 2863–2880.
- Haimovici, M., Mendonça, J.T., 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto e tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica* 18, 161–177.
- Hall, M., Alverson, D., KI, M., 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41, 204–219.
- Kalikoski, D.C., Rocha, R.D., Vasconcellos, M., 2006. Importância do conhecimento ecológico tradicional na gestão da pesca artesanal no estuário da Lagoa dos Patos, extremo sul do Brasil. *Ambient. Educ.* 11, 87–118.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., 2012. Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil.
- Kelleher, K., 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fish. Tech. Pap.* 470, Rome.
- Keunecke, K.A., Vianna, M., Fonseca, D.B., D'Incao, F., 2007. The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo, Brazil, with emphasis on crustaceans. *Nauplius* 15, 49–55.
- Kumar, A.B., Deepthi, G.R., 2006. Trawling and by-catch: Implications on marine ecosystem. *Curr. Sci.* 90, 922–931.
- Liggins, G.W., Kennelly, S.J., 1996. By-catch from prawn trawling in the Clarence River estuary, New South Wales, Australia. *Fish. Res.* 25, 347–367.
- Loebmann, D., Vieira, J.P., 2006. O impacto da pesca do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) nas assembléias de peixes e

- sis do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23, 1016–1028.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A., 1989. Generalized Linear Models. Chapman and Hall, London.
- MMA/SEAP, 2004. Instrução Normativa Conjunta No. 3, de 09 de fevereiro 2004.
- Möller, O.O., Castello, J.P., Vaz, A.C., 2009. The Effect of River Discharge and Winds on the Interannual Variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* Production in Patos Lagoon. Estuaries and Coasts 32, 787–796.
- Murawski, S., 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. ICES J. Mar. Sci. 57, 649–658.
- Nelder, J.A. & Wedderburn, R.W.M., 1972. Generalized linear Models. J. Roy. Stat. Soc. Ser. A. 135, 370–384.
- NRC, 2002. Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat, in: Committee on Ecosystem Effects of Fishing: Phase 1 -- Effects of Bottom Trawling on Seafloor Habitats, National Research Council. National Research Council, National Academy of Sciences, p. 137.
- Odebrecht, C., Abreu, P.C., Möller, O.O., Niencheski, L.F., Proença, L.A., Torgan, L.C., 2005. Drought effects on pelagic properties in the shallow and turbid Patos Lagoon, Brazil. Estuaries 28, 675–685.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. Science 279, 860–3.
- Pereira, N., D’Incao, F., 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 92, 1451–1456.
- Posey, M.H., Alphin, T.D., Harwell, H., Allen, B., 2005. Importance of low salinity areas for juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus* Rathbun, in river-dominated estuaries of southeastern United States. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 319, 81–100.
- Reis, E.G., D’Incao, F., 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil : an effort towards community-based management. Ocean Coast. Manag. 43, 585–595.

- Ruas, V.M., Rodrigues, M.A., Dumont, L.F.C., D’Incao, F., 2014. Habitat selection of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus* in an estuary in southern Brazil: influence of salinity and submerged seagrass meadows. *Nauplius* 22, 113–125.
- Seeliger, U., Odebrecht, C., 2010. O Estuário da Lagoa dos Patos: Um Século de Transformações. FURG, Rio Grande.
- Soykan, C., Moore, J., Zydels, R., Crowder, L., Safina, C., Lewison, R., 2008. Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. *Endanger. Species Res.* 5, 91–102.
- Tukey, J.W., 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Massachusetts.
- Vieira, J.P., Garcia, A.M., Moraes, L., 2010. A assembléia de peixes. in: *O Estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações*. p. 79–90.
- Vieira, J.P., Vasconcellos, M.C., Silva, R.E.E., Fischer, L.G., 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 18, 123–142.
- Warnken, K., 2003. The effects of shrimp trawling on sediment oxygen consumption and the fluxes of trace metals and nutrients from estuarine sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 25–42.
- West, R.J., Walford, T.R., 2000. Estuarine fishes in two large eastern Australian coastal rivers: does prawn trawling influence fish community structure? *Fish. Manag. Ecol.* 7, 523–536.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* 1, 3–14.

6.4 Anexo 4

“Descrição do impacto físico causado pelas pesca de arrasto de portas no estuário da Lagoa dos Patos –RS.”

RESUMO

O aumento da sensibilidade da comunidade científica internacional para a exploração dos recursos pesqueiros, promoveu o desenvolvimento de novas tecnologias para estudar o comportamento e o impacto das artes de pesca no fundo do mar. O sonar de varredura lateral, *sidescan*, foi utilizado para demonstrar os distúrbios físicos causados por arrasto de portas no estuário da Lagoa dos Patos. O estudo foi realizado no trecho que compreende a boca do estuário até as proximidades da cidade de Pelotas. As imagens foram coletadas durante os dias 25-26 de março de 2014 e 5 de maio de 2014. Foram descritas uma série de feições em forma de cicatrizes deixadas pelas redes de arrasto. As marcas observadas foram digitalizadas, o que permitiu a criar mapas de densidade de marcas de arrasto. Este estudo é apresenta o primeiro registro do efeito da pesca com redes de arrasto de portas sobre o fundo do estuário da Lagoa dos Patos.

INTRODUÇÃO

No estuário da Lagoa dos Patos (Região Sul do Brasil), o camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) tornou-se o principal recurso pesqueiro das comunidades artesanais, na medida em que outras pescarias foram colapsadas e o camarão manteve-se como um recurso economicamente viável (D’Incao e Reis, 2002; Reis e D’Incao, 2000). Apenas artes de pesca passivas (saquinho e saco) são permitidas para capturar a espécie na região (MMA/SEAP, 2004). Contudo, muitos pescadores utilizam redes de arrasto de porta em busca de melhores rendimentos.

Nos últimos tempos aumentou a preocupação e a sensibilidade da comunidade científica acerca dos impactos causados pela pesca de arrasto (Coggan et al., 2011; EJF,

2003; Jones, 1992; Rijnsdorp et al., 2015). Por ser um método de pesca em que uma rede é puxada através da água junto ao fundo, em que abertura horizontal da rede é assegurada pelas portas, que são relativamente pesadas, esse tipo de pesca possui dois principais efeitos sobre o ambiente. Sendo o primeiro, e mais estudado, a captura incidental, bycatch (Alverson et al., 1994; Davies et al., 2009; Hall et al., 2000). O segundo, é causado pelo contato de partes da arte de pesca (portas, tralha, saco) com o substrato, formando cicatrizes, ou marcas, no substrato (Friedlander et al., 1999; Jones, 1992; Lucchetti et al., 2012; Smith et al., 2007).

Entre os problemas secundário que essas as perturbações físicas causam podemos citar a ressuspensão dos sedimentos, que pode alterar processos químicos na interface sedimento-água (Dellapenna et al., 2006; Warnken, 2003) e, também, a possível diminuição da diversidade do ecossistema, pela remoção ou dispersão de organismo bentônicos (Collie et al., 2000; FAO, 2005). Ainda, ocorre a diminuição da complexidade do habitat, através da destruição de estruturas biogênicas como tocas e tubos (Prena et al., 1999).

Os arrastos de fundo tem efeitos no fundo que se assemelham a derrubada de florestas, quando comparamos com o ambiente terrestre (Watling e Norse, 1998). A falta de visualização dos efeitos causados pela rede de arrasto de fundo dificulta a conscientização dos seus impactos no ambiente (Watling e Norse, 1998). Fotos são costumeiramente utilizadas para demonstrar a quantidade de captura incidental que esta arte de pesca captura, mas visualizar os efeitos físicos no fundo demandam mais esforço.

O sonar de varredura lateral, *sidescan*, é uma ferramenta geofísica utilizada eficientemente para criar imagens do fundo marinho que se assemelham a uma fotografia aérea. O equipamento emite sinais acústico emitido de frequências altas (de 100 kHz a 1200 kHz), que se propagam na água até atingirem o fundo marinho e retornam imediatamente após a emissão, o que viabiliza a identificação não só da topografia da superfície, mas também das principais feições geológicas estruturais e dos tipos de fundos (Souza, 2006). Assim, este equipamento consegue visualizar as marcas de arrasto deixadas no sedimento, mostrando-as paralelas e equidistantes o que indubitavelmente refletem a ação de barcos de arrasto (Dellapenna et al., 2006; Demestre et al., 2015; Franceschini et al., 2002; Pasqualini et al., 2000; Smith, 2000;

Smith et al., 2007). Este trabalho tem por objetivo fazer a primeira descrição das marcas deixadas por barcos de arrasto no estuário da Lagoa dos Patos.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado no estuário da Lagoa dos Patos, no trecho que compreende a boca do estuário, localizado na barra de Rio Grande, até o estuário superior, nas proximidades da cidade de Pelotas. As observações foram coletadas a bordo da Lancha Oc. Larus, durante os dias 25-26 de março de 2014 e 5 de maio de 2014.

A navegação foi realizada com utilização de um Sistema de Posicionamento Global (GPS) da marca Novatel modelo Flex6_L1-Vbs, com antena GPS instalada em uma estrutura fixa, aproximadamente 3 metros acima da posição do peixe rebocado. Um computador foi utilizado para gerenciamento e armazenamento das informações adquiridas pelo o *sidescan*. A aquisição dos dados foi feita por um *sidescan* KLEIN 3000 (Communications Klein Associates, Inc.), com transdutor de 100 e 455 kHz. As varreduras laterais foram entre 50 e 100 metros para cada lado do transdutor. Os valores de frequência e comprimento de varredura foram determinados pelo pesquisador no momento do imageamento, de maneira a proporcionar a melhor resolução da imagem gerada.

A interpretação das imagens geradas pelo sonar foi realizada através do software SonarWiz5® (Chesapeake Technology). As imagens foram projetadas usando o DATUM de referência WGS 1984 com sistema de projeção UTM. A mudança da coloração ou da opacidade ajudaram na visualização das marcas de arrasto. As marcas identificadas em cada sonograma foram digitalizadas, e algumas imagens foram selecionadas para descrição.

Posteriormente, as digitalizações foram exportadas para um formato *shapefile* que foi importado para o software ArcGIS 10.2 (Esri). Através da ferramenta *Line density*, foram criados dois mapas de densidade das marcas de arrasto, um para os resultados obtidos durante março de 2014 e outro para maio de 2014. Esta ferramenta calcula a densidade de linhas, ao redor de uma célula raster a partir de um raio de busca. A densidade é calculada em unidades de comprimento por unidade de área. Foi estabelecido o tamanho da célula raster, estabeleceu-se tamanho de célula de 1 metro e

raio de busca de 300 metros. A partir dos valores gerados, definiu-se 10 intervalos de classes (quantiles).

RESULTADOS

Os mapas representados nas figuras 7 e 8, mostram o percurso que foi imageado pelo *sidescan*. Em março foi possível imagear dois trechos do estuário. Entre a praia do Graxo e São José do Norte e entre o canal de Pelotas e Canal do São Gonçalo (Figura 7). Em maio, devido a dificuldades técnicas só possível imagear a região entre o canal de Pelotas e Canal do São Gonçalo (Figura 8).

As imagens foram analisadas e selecionadas cuidadosamente visando as melhores imagens capturadas para a interpretação das mesmas. As imagens são geradas paralelas ao percurso do barco, e a faixa escura que se localiza no meio do sonograma representa a coluna d'água, onde a largura da faixa escura corresponde a profundidade do transdutor em relação ao fundo do estuário (aproximadamente 1,5 m). Contudo para o processamento das imagens foi utilizado o mecanismo de correção de alcance da imagem, que retira a faixa escura, juntando as imagens que estão separadas por essa faixa, permitindo o aperfeiçoamento da imagem a ser investigada.

Em alguns trechos do estuário não foram observadas evidências de impacto causado pelas redes de arrasto. Na Figura 14A é possível observar *riplemarks*, que são feições naturais causadas por processos ondulatórios. A Figura 14B mostra uma área em que o fundo apresenta-se homogêneo.

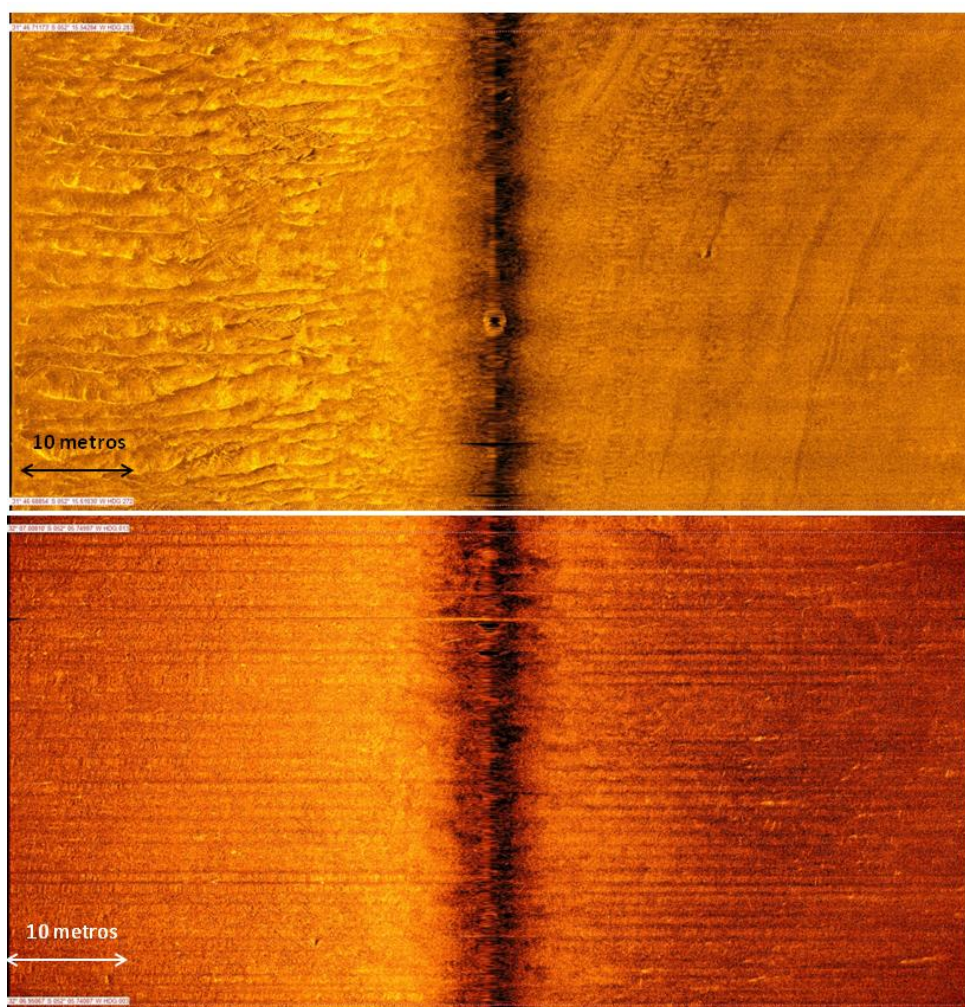


Figura 14. Trechos dos sonogramas realizados no estuário da Lagoa dos Patos mostrando um fundo sem impacto das redes de arrasto de portas. Observam-se *riplemarks* (A) e fundo homogêneo (B).

Os sonogramas também permitiram a visualização de diversas cicatrizes (marcas) no fundo do estuário, aqui vistas como feições microtopográficas geradas pelas portas das redes de arrasto (Figura 3). Observa-se que as marcas aparecem aos pares, ou mesmo como ranhuras aleatórias na superfície do sedimento. Algumas marcas apareciam de forma contínua no substrato, enquanto outras eram não contínuas, aparecendo na imagem como uma espécie de pontilhado. Isso pode ser devido o processo de desaparecimento da marca, ou ainda, devido a alguns saltos da porta durante o percurso de arrasto, processo que os pescadores denominam de “borboletear”.

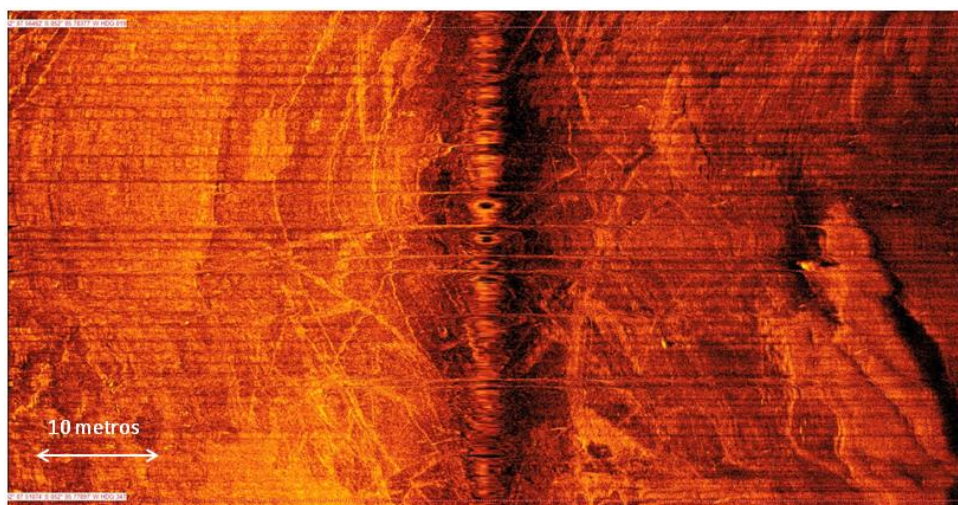


Figura 2. Trecho do fundo do estuário onde é possível observar o intenso impacto causado pelas redes de arrasto de porta.

Marcas novas foram possíveis de identificar devido ao seu padrão de corte-limpo e aos montes de sedimento acumulados na lateral da marca, como é possível observar nas figuras 3 e 5. Algumas imagens mostram marcas mais antigas que parecem estar em processo de desaparecimento. Seu padrão é mais suave, em determinadas partes da imagem torna-se difícil visualizar as marcas (Figura 2). Em algumas, observa-se um padrão retilíneo (Figura 3), enquanto outras aparecem curvas (Figura 4), muitas vezes mostrando o percurso serpentino realizado pelo pescador.

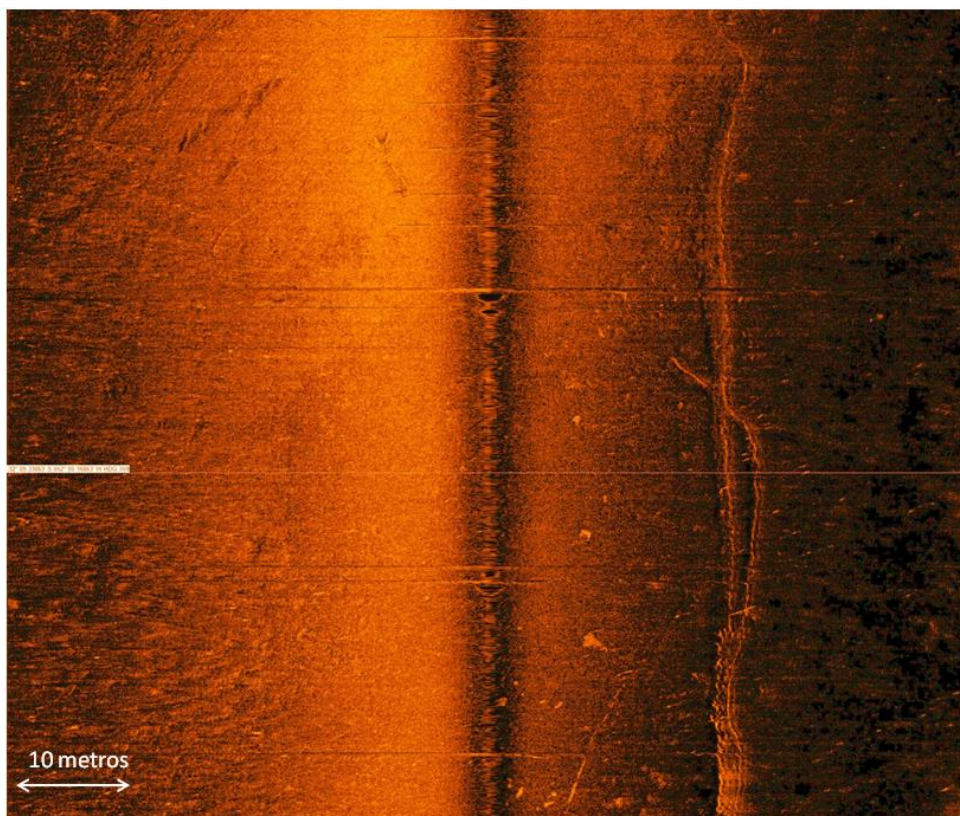


Figura 3. Marca de arrasto observada em percurso retilíneo.

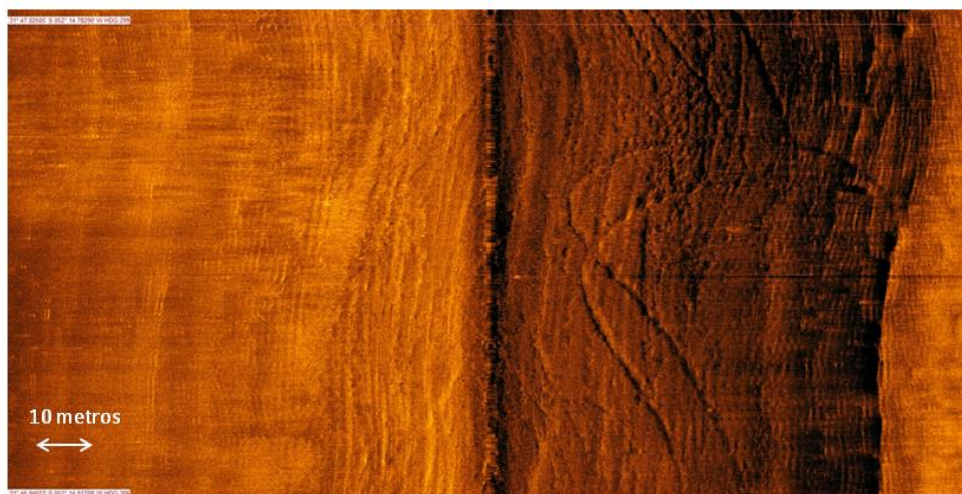


Figura 4. Marca de arrasto mostrando um percurso em curva.

Também pode-se observar a diferença de padrão entre as marcas em relação ao substrato. Elas são mais suaves em regiões de maior reflectância (Figura 5), que correspondem a sedimentos mais finos, e mais evidentes em regiões de menor reflectância (Figura 6), que correspondem a sedimentos mais grossos.

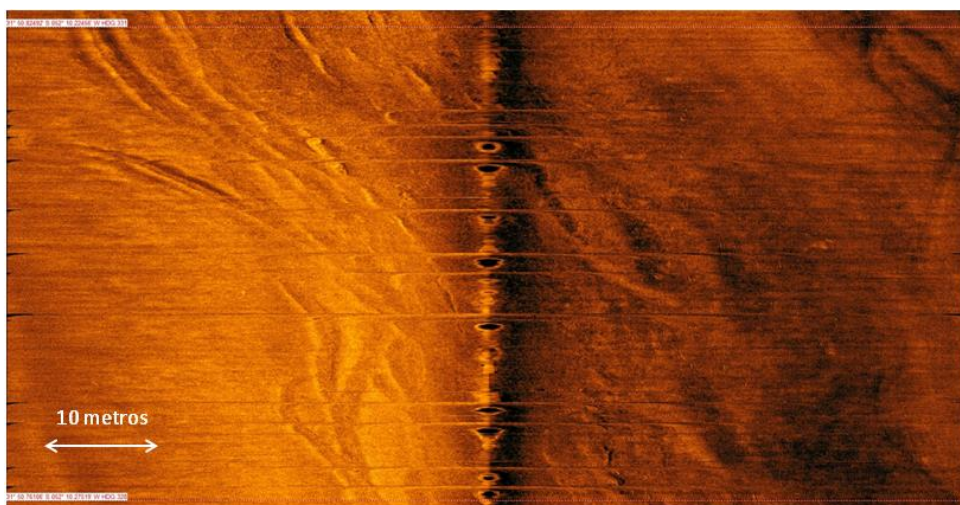


Figura 5. As marcas são mais suaves em fundo com maior reflectância, que correspondem a sedimentos mais grossos.

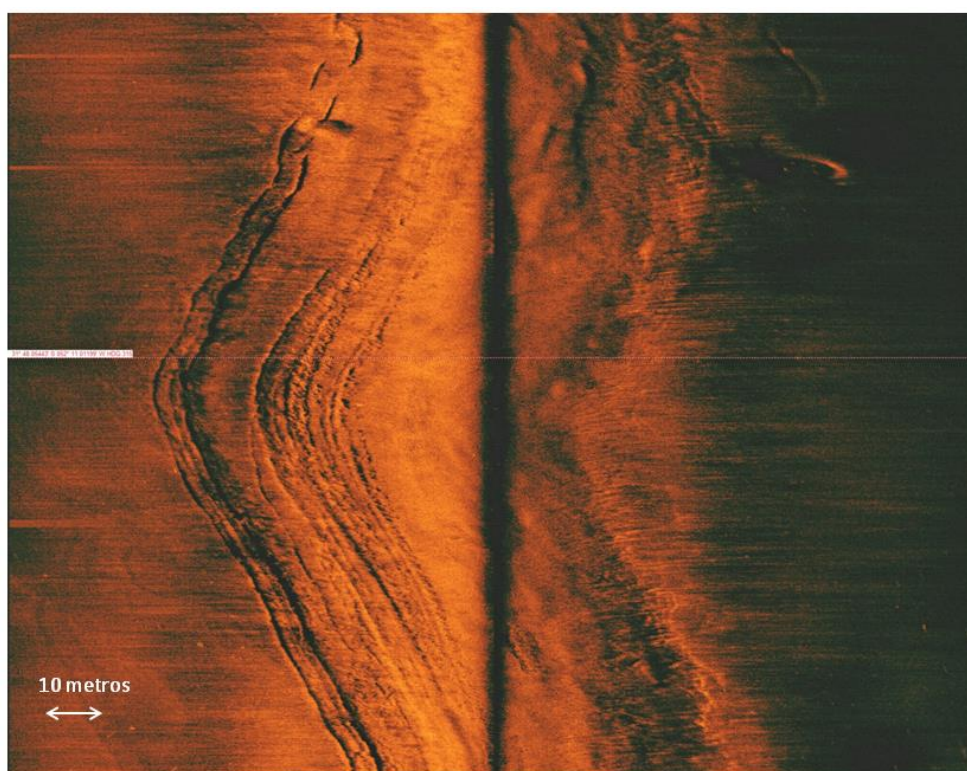


Figura 6. As marcas são mais fortes em fundos de menor reflectância, que correspondem a sedimentos mais finos.

Os mapas de densidade de marcas de arrasto mostram as zonas de maior ou menor intensidade de arrasto. Áreas arrastadas e não arrastadas são possíveis de serem

observadas, assim como foi possível visualizar que o impacto do arrasto ocorre em manchas. Também sugere-se que deva ocorrer uma variação temporal, já que observa-se que regiões que não estavam impactadas em março foram consideradas como muito impactadas em maio (Figura 7; Figura 8).

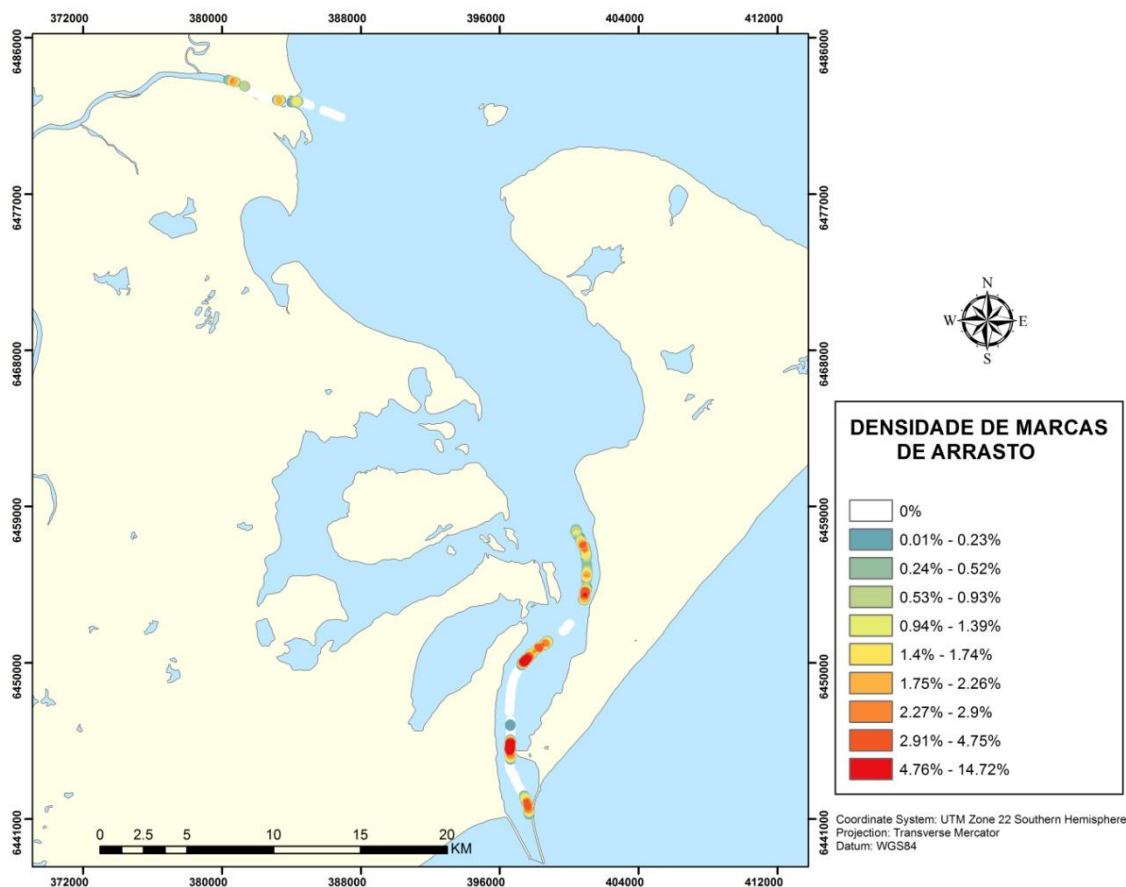


Figura 7: Mapa de densidade de marcas de arrasto, em março de 2014.

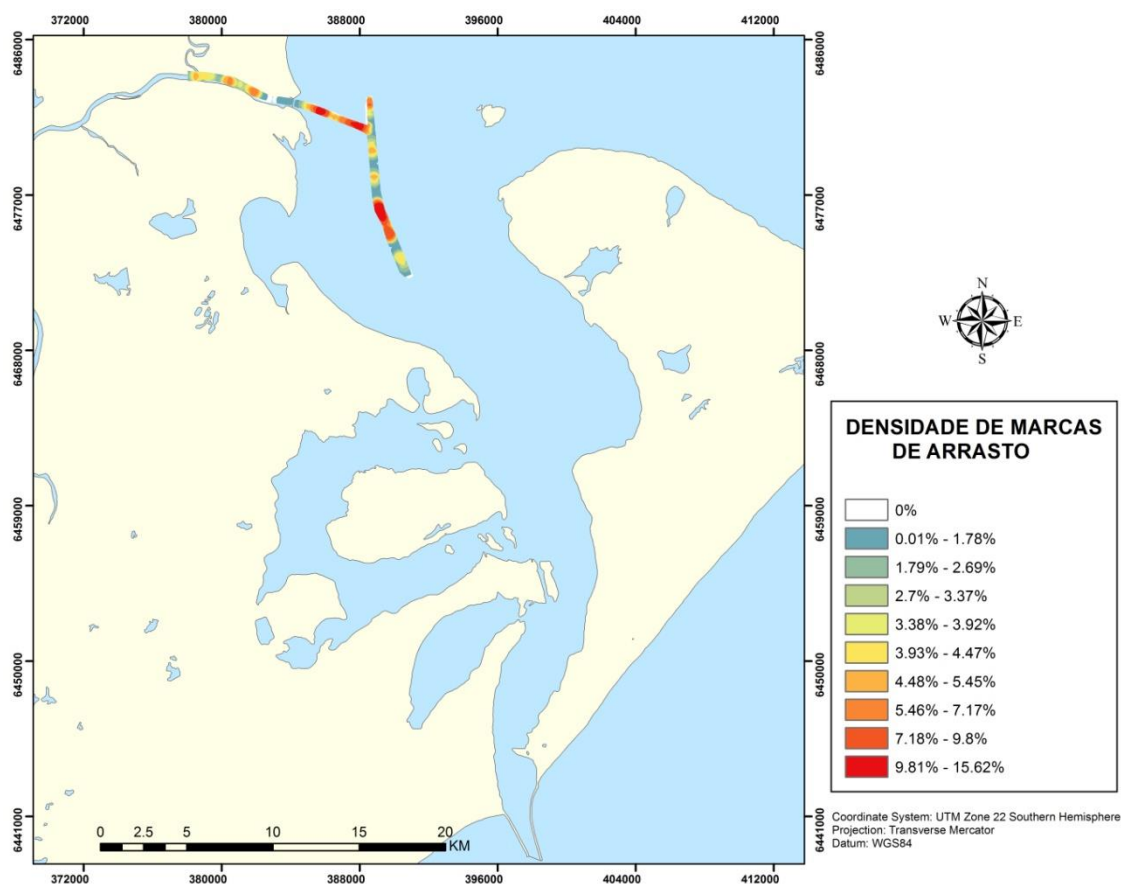


Figura 8: Mapa de densidade de marcas de arrasto, em maio de 2014.

DISCUSSÃO

A interpretação dos dados apresentados em um sonograma é realizada através da interpretação dos contrastes e padrões texturais apresentados na imagem. Texturas lisas são interpretadas como sedimentos finos (Souza, 2006), sendo este o padrão encontrado nas imagens registradas. De maneira geral o sedimento do estuário da Lagoa dos Patos é composto por grãos argilo-sílticos nos canais e enseadas rasas, e arenosos nas margens e partes rasas dos grandes bancos (Calliari et al., 2010).

Os efeitos físicos causados no fundo dependem de uma série de fatores, relacionados com o peso da arte de pesca, velocidade de arrasto, natureza do fundo e força relativa da correnteza de fundo (Jones, 1992). As marcas deixadas pelo arrasto no estuário da Lagoa dos Patos parecem ser causadas, principalmente, pelas portas. Isso corrobora com informações prévias disponíveis, que afirmam que o efeito físico mais perceptível deixado pelas redes de arrasto é causado pelas portas, que geram cicatrizes profundas no sedimento, já as outras partes da rede deixam apenas marcas suaves no

sedimento (Lucchetti et al., 2012; Schwinghamer et al., 1998; Smith et al., 2007). Contudo, as tralhas e correntes da rede são capazes de remobilizar o sedimento, alterando sua composição, além de danificar as estruturas biogênicas de espécies infaunais (Rijnsdorp et al., 2015).

A reflectância causa variação na intensidades das tonalidades do registro do sonograma, tendo relação com as características dos grãos dos sedimentos. De maneira geral pode-se dizer que tonalidades mais escuras correspondem a rochas, cascalhos e sedimentos de grão fino a lamosos, e que tonalidades mais claras estão associadas a fundos de areia (Wewetzer et al., 1999). As marcas apareceram mais suaves nas imagens com reflectância mais alta, enquanto nas regiões de baixa reflectância as marcas foram mais evidentes. Estudos prévios afirmam que a profundidade das marcas é maior em fundos de lamosos do que em fundos de areia (Jones, 1992; Lucchetti et al., 2012; Tuck et al., 1998). Assim, sugere-se que em regiões do estuário que predominam sedimentos lamosos as portas penetram mais do que em regiões de sedimentos arenosos.

As marcas recentes forma consideradas como aquelas que possuem maior contraste reflectivo e incisões mais nítidas, enquanto marcas mais antigas foram as que possuíram bordas mais suaves, tendo sido mais afetadas por correntes, sedimentação e bioturbação. A persistência das marcas dependem do tipo do sedimento e da hidrodinâmica local (Coggan et al., 2011). Sendo maior em regiões de menor hidrodinâmica e sedimentos lamosos, nestas condições marcas de arrasto ainda foram encontradas distinguíveis dezoito meses mais tarde (Krost, 1990). Já para regiões de alta hidrodinâmica e sedimentos arenosos, a durabilidade das marcas não alcançou 5 meses (Humborstad et al., 2004). O estuário da Lagoa dos Patos é um ambiente de alta hidrodinâmica, onde o vento e a descarga de água doce são principais forçantes da circulação no local, aumentando a corrente e consequentemente remobilizando o sedimento (Calliari et al., 2009; Hartmann e Harkot, 1990). Essas características facilitam que ocorra o retorno à configuração originais do fundo.

Não possível determinar com precisão a duração das marcas, e portanto a frequência com que cada região foi arrastada. Contudo, Marques (1997) afirma que a tendência geral no estuário da Lagoa dos Patos, é iniciar a pesca de camarões nos sacos, e depois espalhar-se para as regiões mais internas do estuário e manter a safra até seu término nas regiões acima da Ilha da Torotama. Os mapas densidade de marcas de

arrasto mostram um aumento na intensidade de pesca para a região de Pelotas, acima da Torotama, de março para maio, quando o período de pesca está no fim. Assim, é possível que ocorra uma variação espaço-temporal da dinâmica da frota pesqueira, na procura por melhores rendimentos.

Através dos mapas também foi possível observar que muitos lugares apresentam pelo menos algum grau de pesca de arrasto. Benedet (2006), assim como Kalikoski & Vasconcellos (2012), sugerem que o arrasto de portas é que a pesca de arrasto de portas ocorre de maneira espacialmente ampla ao longo da Lagoa dos Patos. Os locais preferenciais seriam sobre fundos moles (de lama ou areia), com pouca vegetação e em profundidades que variam de 1,5 a 14 m (Benedet, 2006). Nossos resultados mostram que zonas muito arrastadas são intercaladas com zonas de nenhum arrasto.

Ainda, foi possível observar que as zonas de maior intensidade de arrasto ocorrem em manchas, intercaladas com regiões de menor ou nenhuma densidade de pesca. Esse padrão já foi observado em outros estudos para a pesca de arrasto de fundo (Piet, 2000; Ragnarsson e Steingrímsson, 2003; Smith et al., 2007; Tanner, 2003). Em conversas com pescadores locais, eles comentam que quando localizam cardumes de camarão avisam outros pescadores. Já foi presenciado aglomerações de barcos atuando repetidamente sobre uma mesma área, o que causaria zonas de maior impacto.

Friedlander e colaboradores (1999), encontraram uma relação quadrática entre as marcas de arrastos observadas com auxílio do *sidescan* e o esforço de pesca reportado pelos barcos. Smith e colaboradores (2007), também conseguiram uma boa sobreposição dos resultados quando foram comparados as densidade de marcas de arrasto observadas através de imagens de vídeo e comas obtidas com o *sidescan*. Assim, através do mapeamento geo-acústico do sedimento este método geofísico possui alto potencial para identificar os locais de arrasto e avaliar a intensidade da pesca. Este estudo é apresenta o primeiro registro do efeito da pesca com redes de arrasto de portas sobre o fundo do estuário da Lagoa dos Patos. A partir dos resultados obtidos foi possível apresentar uma metodologia para estimar a intensidade da pesca de arrasto com o uso deste aparelho.

Sabe-se que a pesca de arrasto de portas ocorre durante o dia e a noite (Benedet, 2006), e, que os pescadores cortam os cabos da rede com a aproximação da fiscalização (observação pessoal). Assim, a visualização dos barcos e a certeza de que estão

arrastando torna-se difícil. Dessa forma, a estimativa da intensidade de pesca pela simples contagem dos barcos arrastando torna-se tendenciosa. O uso do *sidescan* diminui essa tendência por permitir estimar o histórico da intensidade da pesca de arrasto de portas em uma determinada área pela visualização das marcas deixadas pelos barcos que operaram durante ambos os períodos (dia e noite). Contudo, para se obter um padrão de intensidade de pesca mais confiável é sugerido que uma maior área do estuário seja analisada. Ainda, repetições do imageamento de uma mesma área no tempo podem levar a esclarecimento da persistência das marcas, assim como da variação espacial da intensidade de pesca de arrasto no estuário. Deficiências na fiscalização levam a falta de adesão dos pescadores às regras. Muitos fatores contribuem para isso, entre eles a carência de estrutura e recursos humanos necessários para executar a fiscalização de maneira efetiva (Kalikoski e Vasconcellos, 2012). Neste ponto, determinar as áreas em que ocorre maior intensidade de pesca torna-se importante para otimizar o processo.

A pesca de arrasto necessita ser adequadamente manejada para minimizar seus impactos, que incluem a sobreexploração de recursos e a degradação de habitats (Thrush et al 2010). Um significativo impacto desta pescaria é sobre a fauna bentônica, causando a redução da abundância, biomassa e diversidade das espécies, e, conseqüentemente, mudanças na estrutura da comunidade (Hemersen *et al.*, 2003; Blyth *et al.*, 2004; Engel & Kvitek, 2008). Desta forma, a pesca de arrasto é reconhecida como uma das perturbações antrópicas mais prejudiciais em comunidades bentônicas costeiras (Engel & Kvitek, 2008). Estas comunidades, nas áreas que são intensamente utilizadas para pesca de arrasto, tendem a ser menos complexas, ter menor biomassa e produção que em comunidades sem este impacto (Blyth *et al.*, 2004; Mangano *et al.*, 2013, 2014).

A comunidade bentônica é importante nas redes tróficas dos ambientes estuarinos e marinhos, e seu entendimento permite conhecer, indiretamente, o potencial produtivo de uma determinada região (Kennish, 1986; Gray & Elliot, 2009). As associações de macroinvertebrados bentônicos, ou macrobentos, correspondem geralmente a espécies de moluscos, poliquetas e crustáceos, entre outros grupos (Gray & Elliot, 2009), muitos dos quais servem de alimento para espécies megabentônicas de importância comercial na Lagoa dos Patos, como os linguados, camarões e siris. Apesar

da importância desse grupo, o impacto do arrasto sobre estas comunidades ainda não foi demonstrado. Portanto, o entendimento das respostas das comunidades bentônicas ao impacto da pesca de arrasto é essencial para um manejo mais adequado das atividades pesqueiras (Lokkeborg, 2005).

REFERÊNCIAS

- Alverson, D., Freeberg, M., Murawski, S., Pope, J., 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Paper 339, Rome.
- Benedet, R.A., 2006. Pesca artesanal do camarão-rosa: artes de pesca e comércio no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. FURG.
- Blyth, R.; Kaiser, M.J.; Edwards-Jones, G., Hart P.J.B., 2004. Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. *Journal of Applied Ecology* 41: 951–961.
- Calliari, L.J., Cunha, R.P., Antiqueira, J.A.F., 2010. Geomorfologia e dinâmica sedimentar, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Orgs.), *O Estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações*. FURG, p. 31–39.
- Calliari, L.J., Winterwerp, J.C., Fernandes, E., Cuchiara, D., Vinzon, S.B., Sperle, M., Holland, K.T., 2009. Fine grain sediment transport and deposition in the Patos Lagoon–Cassino beach sedimentary system. *Cont. Shelf Res.* 29, 515–529.
- Coggan, R.A., Smith, C.J., Atkinson, R.J.A., K.-N.Papadopoulou, Stevenson, T.D.I., Moore, P.G., I.D.Tuck, 2011. Comparison of rapid methodologies for quantifying environmental impacts of otter trawls. DG XIV Study Proj. No. 98/017 Study Proj. Support Common Fish. Policy Call Propos. XIV – C1 D 86, 39–44.
- Collie, J., Escanero, G.A., Valentine, P.C., 2000. Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 987–1001.
- D’Incao, F., Reis, E.G., 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon estuary (Brazil). *Ocean Coast. Manag.* 45, 531–539.
- Davies, R.W.D., Cripps, S.J., Nickson, a., Porter, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Mar. Policy* 33, 661–672.
- Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W., 2006. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 69, 519–530.

- Demestre, M., Muntadas, A., de Juan, S., Mitilineou, C., Sartor, P., Mas, J., Kavadas, S., Martín, J., 2015. The need for fine-scale assessment of trawl fishing effort to inform on an ecosystem approach to fisheries: Exploring three data sources in Mediterranean trawling grounds. *Mar. Policy* 62, 134–143.
- EJF, 2003. Squandering the seas: how shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world.
- Engel, J., Kvitek, R., 2008. Effects of Otter Trawling on a Benthic Community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conservation Biology* 12(6): 1204–1214
- FAO, 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities, FAO Fisheries Technical Paper.
- Franceschini, G., Raicevich, S., Giovanardi, O., Pranovi, F., 2002. The use of Side Scan Sonar as a tool in Coastal Zone Management. *Littoral* 11–14.
- Friedlander, A.M., Boehlert, G.W., Field, M.E., Mason, J.E., Gardner, J. V, Dartnell, P., 1999. Sidescan-sonar mapping of benthic trawl marks on the shelf and slope off Eureka , California. *Fish. Bull.* 97, 786–801.
- Gray, J.S., Elliott M., 2009. *Ecology of Marine Sediments: Science to management*, Oxford: OUP. 260 pp.
- Hall, M., Alverson, D., KI, M., 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41, 204–219.
- Hartmann, C., Harkot, P.F.C., 1990. Influência do Canal São Gonçalo no aporte de sedimentos para o estuário da Laguna dos Patos - RS. *Rev. Bras. Geociências* 20, 329–332.
- Humborstad, O., Nøttestad, L., Løkkeborg, S., Rapp, H.T., 2004. RoxAnn bottom classification system, sidescan sonar and video-sledge: spatial resolution and their use in assessing trawling impacts. *ICES J. Mar. Sci.* 61, 53–63.
- Hemersen, J.M., Collie J.S., Valentine P.C., 2003. Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* 260: 97–108.
- Jones, J.B., 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: A review. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 26, 59–67.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., 2012. Case study of the technical, socio-economic

- and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil.
- Kennish, M.J. 1986. Ecology of estuaries. Vol I. Physical and chemical aspects. CRC Press. Boca Raton, Florida. 264pp.
- Krost, P., 1990. The impact of otter-trawl fishery on nutrient release from the sediment and macrofauna of Kieler Bucht (Western Baltic). *Berichte aus dem Inst. für Meereskd. an der Christ. Kiel* 200, 167.
- Lucchetti, A., Virgili, M., Carlo, F. De, Sala, A., 2012. Assessment of fishing gear impact and performance using Sidescan sonar technology. *Fish.* 1049–1054.
- Lokkeborg, S., 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. *FAO Fisheries, Technical Paper* 472 pp.
- Mangano, M.C.; Kaiser, M.J.; Porporato, E.M.D., Spanò N., 2013. Evidence of trawl disturbance on mega-epibenthic communities in the Southern Tyrrhenian Sea. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*475:101–117.
- Mangano, M.C.; Kaiser M.J.; Porporato, E.M.D.; Lambert, G.I.; Rinelli, P. Spanò N., 2014. Infaunal community responses to a gradient of trawling disturbance and along-term Fishery Exclusion Zone in the Southern Tyrrhenian Sea. *Continental Shelf Research* 76: 25–35.
- Marques, W.M., 1997. Estimativa da rejeição da pesca do camarão-rosa *Penaeus paulensis* com “aviãozinho” no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. *FURG. MMA/SEAP*, 2004. Instrução Normativa Conjunta No. 3, de 09 de fevereiro 2004.
- Pasqualini, V., Clabaut, P., Pergent, G., Benyoussef, L., Pergent-Martini, C., 2000. Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *Int. J. Remote Sens.* 21, 367–378.
- Piet, G., 2000. A quantitative evaluation of the impact of beam trawling on benthic fauna in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1332–1339.
- Prena, J., Rowell, T.W., Gordon Jr, D.C., Gilkinson, K.D., Vass, W.P., McKeown, D.L., 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181, 107–124.
- Ragnarsson, S.Á., Steingrímsson, S.A., 2003. Spatial distribution of otter trawl effort in Icelandic waters: comparison of measures of effort and implications for benthic

- community effects of trawling activities. *ICES J. Mar. Sci.* 60, 1200–1215.
- Reis, E.G., D’Incao, F., 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil : an effort towards community-based management. *Ocean Coast. Manag.* 43, 585–595.
- Rijnsdorp, A.D., Bastardie, F., Bolam, S.G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O.R., Hamon, K.G., Hiddink, J.G., Hintzen, N.T., Ivanovic, A., A.Kenny, Laffargue, P., Nielsen, J.R., G.O’Neill, F., Piet, G.J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., Denderen, P.D. van, Kooten, T. van, Zengin, M., 2015. Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES J. Mar. Sci.* 15.
- Schwinghamer, P., Gordon, D.C., Rowell, T.W., Prena, J., McKeown, D.L., Sonnichsen, G., Guigne, J.Y., 1998. Effects of Experimental Otter Trawling on Surficial Sediment Properties of a Sandy-Bottom Ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Conserv. Biol.* 12, 1215–1222.
- Smith, C., 2000. Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1340–1351.
- Smith, C.J., Banks, a. C., Papadopoulou, K.-N., 2007. Improving the quantitative estimation of trawling impacts from sidescan-sonar and underwater-video imagery. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1692–1701.
- Souza, L.A.P. de, 2006. Revisão crítica da aplicabilidade dos métodos geofísicos na investigação de áreas submersas rasas. USP.
- Tanner, J.E., 2003. The influence of prawn trawling on sessile benthic assemblages in Gulf St. Vincent, South Australia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 517–526.
- Tuck, I., Hall, S., Robertson, M., Armstrong, E., Basford, D., 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162, 227–242.
- Warnken, K., 2003. The effects of shrimp trawling on sediment oxygen consumption and the fluxes of trace metals and nutrients from estuarine sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57, 25–42.
- Watling, L., Norse, E.A., 1998. Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conserv. Biol.* 12, 1180–1197.
- Wewetzer, S.F.K., Duck, R.W., McManus, J., 1999. Side-scan sonar mapping of

bedforms in the middle Tay Estuary, Scotland. *Int. J. Remote Sens.* 20, 511–522.