



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Composição, abundância e diversidade da
ictiofauna de sangradouros litorâneos: influência
do gradiente límnico-marinho e variações sazonais.**

Rodrigo Ferreira Bastos

Orientador: Dr. Alexandre Miranda Garcia

Rio Grande
2012



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Composição, abundância e diversidade da ictiofauna de
sangradouros litorâneos: influência do gradiente límnico-marinho
e variações sazonais.**

Aluno: Rodrigo Ferreira Bastos

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2012

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço minha família. Aos meus pais, Jorge Augusto da Silveira Bastos e Maria Madalena Nascimento Ferreira, que sempre me incentivaram e serviram de exemplo e inspiração, tal como “operários” da educação pública deste país que são, de que investir esforços na educação pode mudar a realidade de qualquer pessoa. Além deles, agradeço a minha madrasta, Adriana Dias Silveira, também incentivadora e fonte de inspiração, por me darem dois amigos eternos, meus irmãos.

Aos meus irmãos, Rafael Ferreira Bastos e João Vitor da Silveira Bastos agradeço pelos inúmeros momentos de felicidade e descontração, com nossa amizade fraternal e companheirismo que há de ser para a vida toda. Não menos importante, agradeço à minha companheira de toda hora, amor da minha vida, Raquel Moraes de Brum. Sem você com certeza teria sido tudo muito mais difícil. Te Amo! Agradeço à ela também por carregar consigo uma nova parte da minha família. A minha sogra, Rosana Saggioni Moraes, grande incentivadora do meu enriquecimento literário, e meu cunhado, Pedro Moraes dos Santos, meu mais novo irmão.

Aos inúmeros “irmãos” por opção, meus colegas e amigos, desde aqueles que acompanharam todos os passos da minha trajetória acadêmica até aqueles que nem sequer sabem o que faço, mas juntos contribuíram com momentos de descontração e felicidade! Valeu “gurizada”!

Á meu orientador e amigo, Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia, pela oportunidade e confiança no desenvolvimento deste trabalho, sempre iluminando os horizontes e estimulando a auto-crítica, por meio dos ensinamentos, conselhos, reflexões e exemplo de conduta profissional e pessoal.

Ao professor Dr. João Paes Vieira por abrir as portas da ictiologia e por servir de exemplo de ictiólogo, além de estar sempre disposto à “pelear” pelo que fosse preciso. Além

dele, aos profs. Drs. Daniel Loebmann e Nelson Ferreira Fontoura pelas contribuições para a versão final desta dissertação.

Aos colegas do laboratório de Ictiologia do IO-FURG, Priscila Lombardi, Priscila Moura, Renatinha, Malu, Débora, Valéria, Micheli, Ana, Sônia, Cindy, Paula, Bruna, Stéfanie, Léo, Fábio, Mauro, Lula, Gian, Burns, Fabiano, Gilson e Maurício, pelas diversas formas de contribuição que cada um deu a este e outros trabalhos...Valeu ictiospício!

Ao Prof. Dr. Lauro Julio Calliari e o oceanólogo Fernando Calmon pela disponibilização dos dados do programa Argus e auxílio no seu processamento.

Á Capes e ao projeto REUNI, pela concessão de bolsa de mestrado, indispensável para a concretização desta etapa da minha formação.

RESUMO

Sangradouros são pequenos riachos que rompem o cordão de dunas frontais em direção à zona de arrebenção marinha. Estes sistemas ocorrem ao longo dos 620 Km da costa do estado do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. O objetivo dessa dissertação foi investigar os padrões de composição de espécies, abundância e diversidade da ictiofauna de sangradouros. As relações entre as mudanças sazonais na estrutura da assembléia e fatores ambientais também foram analisadas. A salinidade, precipitação, direção e intensidade dos ventos e a temperatura foram os principais fatores estruturantes da assembléia de peixes nos sangradouros. Durante as coletas, não foi registrada a formação de um gradiente de salinidade ao longo do eixo marinho-límnico. Entretanto existem evidências de que esse gradiente ocorra durante eventos de ressaca, quando o mar avança sobre os sangradouros. Mesmo na ausência do gradiente de salinidade, foi possível observar que ao longo do período estudado as espécies marinhas foram mais abundantes em zonas próximas da conexão do sangradouro com o mar, enquanto espécies de água doce primárias foram mais abundantes em locais distantes da conexão com o mar. As espécies de água doce secundárias, que possuem tolerância à salinidade, não apresentaram diferenças na abundância entre os locais. Embora de curta duração (1-2 dias), os eventos de ressaca foram frequentes ao longo do período estudado, principalmente durante o outono e inverno. Esse período coincidiu com uma grande descarga de água doce advinda da precipitação, principalmente no inverno, que intensificou a descarga dos sangradouros e dificultou a entrada de espécies marinhas. A ocorrência de espécies marinhas dentro dos sangradouros se deu principalmente no outono e verão. A tainha *Mugil liza* e o barrigudinho *Jenynsia multidentata* foram as espécies mais frequentes e abundantes nos sangradouros. A tainha foi mais abundante e atingiu maiores tamanhos dentro dos sangradouros do que na zona de arrebenção marinha. Isso sugere a hipótese que juvenis da tainha usam os sangradouros por um curto período como área de crescimento e, após atingir um tamanho de aproximadamente 100 mm, eles retornam para o mar em busca de grandes estuários para continuar seu desenvolvimento.

Palavras chave: arroios costeiros, distúrbios, berçário.

ABSTRACT

Coastal washouts are small creeks that burst out the foredunes ridges in direction to the marine surf-zone. These systems occur along the 620 Km of the Rio Grande do Sul state coastline, in southern Brazil. The aim of this dissertation was investigated the species composition, abundance and diversity patterns of the ichthyofauna in coastal washouts. The relationships between seasonal changes in fish assemblage structure and environmental factors were also analyzed. Salinity, rainfall, wind's intensity and direction and temperature seemed to be the most important environmental factors structuring the fish assemblage in coastal washouts. During samples was not recorded the formation of a salinity gradient along the marine-freshwater axis of the coastal washout. However, there is evidence that such salinity gradient occur during storm surges, when the sea advances over the coastal washouts. Even in the absence of this gradient, it was possible to observe throughout the study period that marine species were more abundant in the sampling site nearear the connection of the washout with the sea, whereas primary freshwater species were most abundant in the site located further away the sea connection. Secondary freshwater species, which have some degree of salinity tolerance, did not showed difference in abundance between sites. Although short lived (1-2 days), storm surge events occurred frequently over the studied period, especially during autumn and winter. This period coincided with an intense freshwater outflow triggered by rainfall, especially in winter, which intensified freshwater discharge out of the washouts and hindered the entrance of marine species. The occurrence of marine species inside coastal washouts was mainly during fall and summer. The mullet *Mugil liza* and the livebearer *Jenynsia multidentata* were the most frequent and abundant fish species in the coastal washouts. The mullet was more abundant and reach greater sizes inside the coastal washouts than in the marine surf-zone. This suggests the hypothesis that mullet juveniles uses coastal washouts for a short period as a growth area and, after reaching a size of approximately 100 mm, they return to the sea in search of large estuaries to continue its development.

Key words: coastal streams, disturbance, nursery.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS.....	ix
INTRODUÇÃO	10
OBJETIVOS	15
HIPÓTESES.....	16
MATERIAL E MÉTODOS	
Área de estudo.....	17
Amostragem.....	17
Análise dos dados.....	19
RESULTADOS	
Variáveis ambientais	22
Padrões espaciais e temporais da ictiofauna	24
Correlação entre fatores abióticos e bióticos	27
DISCUSSÃO	28
FIGURAS	34
TABELAS.....	41
BIBLIOGRAFIA.....	45
ANEXOS	51

Anexo 1 – Artigo a ser submetido a revista científica com corpo editorial:

“Coastal washouts as marine-freshwater ecotones for fish assemblages in southern Brazil: with notes on austral distribution limits of marine and freshwater endangered species”.....52

Anexo 2 – Lista da produção do discente durante o período do curso.....72

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1.** Região sul do RS (a) com os sangradouros estudados (S1, S2, S3) (a, b) e os locais de coleta (c), na praia (M), na região de desague, próximo ao mar (A), e na região de pós dunas (B), distante do mar.34
- Fig. 2.** Variação sazonal (Out, Inv, Pri, Ver) nos valores médios (\pm I.C.=95%) das variáveis ambientais. Os dados de temperatura da água, salinidade, largura e profundidade foram mensurados nos dois locais (A e B) amostrados nos sangradouros, enquanto que a precipitação e intensidade dos ventos (L, SE, SO) foram obtidos na Estação Meteorológica da FURG (barras brancas). Os dados coletados na região marinha adjacente estão representados por círculos abertos.35
- Fig. 3.** Distâncias (m) da linha de praia em relação ao marco Argus, durante o período analisado. As fotos ilustram a menor (A) e a maior (B) distância da linha de praia registradas para o período analisado, as quais correspondem aos maiores recuos e avanços do mar, respectivamente. C) Variabilidade dos avanços e recuos do mar sobre as dunas ao longo de período estudado. Imagens (A e B) disponibilizadas pelo coordenador do sistema Argus praia do Cassino, Dr. Lauro Julio Calliari.36
- Fig. 4.** Valores médios (\pm I.C. = 95%) do \log_{10} das abundâncias (x) das guildas ecológicas (Doce Primários - DP, Doce Secundários - DS, Marinhos - MA), por estação do ano (Out, Inv, Pri, Ver) em cada local amostrado no interior dos sangradouros estudados (A = círculo aberto e linha contínua; B = quadrado fechado e linha tracejada).....37
- Fig. 5.** Valores da captura por unidade de esforço por classe de comprimento total \log_{10} transformada ($\log_{10}(\text{CPUE-CC} + 1)$) para cada estação do ano, local interior (A e B) dos sangradouros e cada guilda (MA, DS e DP). Dada a baixa abundância dos indivíduos maiores que 105 mm ($\text{CPUE} < 0,01$), estão representadas apenas as classes de comprimento total (CC) predominantes (5-105 mm CT). Para maiores detalhamento das guildas vide M&M.38
- Fig. 6.** Valores da captura por unidade de esforço por classe de comprimento total \log_{10} transformada ($\log_{10}(\text{CPUE-CC} + 1)$) da tainha *Mugil liza*, por estação do ano e local de coleta. Para maiores detalhamento das guildas vide M&M.39

Fig. 7. Ordenação das espécies e amostras em relação aos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC). A associação de cada espécie/amostra com os eixos é representada pelo score (plotado) e as correlações entre as variáveis ambientais e os eixos, são representadas pelo comprimento e ângulo dos vetores. a) Associação entre as amostras (cada ponto representa uma amostra feita num mês em cada sangradouro e cada local) e as variáveis ambientais. b) Cada triângulo representa os scores para os dois primeiros eixos de cada espécie (*ASTEIG* - *Astyanax eigenmanniorum*; *ASTFAS* - *Astyanax fasciatus*; *AUSFAC* - *Australoheros acaroides*; *AUSMIN* - *Austrolebias minuano*; *CHARAC* - *Characidium rachovii*; *CHEINT* - *Cheirodon interruptus*; *CICPOR* - *Cichlasoma portalegrense*; *CNEDEC* - *Cnesterodom decemmaculatus*; *CORPAL* - *Corydoras paleatus*; *CRELEP* - *Crenicichla lepidota*; *EUCMEL* - *Eucinostomus melanopterus*; *HEPSYM* - *Heptapterus sympterygium*; *HOPMAL* - *Hoplias aff. Malabaricus*; *HYPBIF* - *Hyphessobrycon bifasciatus*; *HYPBOU* - *Hyphessobrycon boulengeri*; *HYPLUE* - *Hyphessobrycon luetkenii*; *JENMUL* - *Jenynsia multidentata*; *MIMINE* - *Mimagoniates inequalis*; *MUGCUR* - *Mugil curema*; *MUGGAI* - *Mugil gaimardianus*; *MUGLIZ* - *Mugil liza*; *OLIJEN* - *Oligosarcus jenynsii*; *PHACAU* - *Phalloceros caudimaculatus*; *PIM AUS* - *Pimelodella australis*).40

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Número de indivíduos capturados por unidade de esforço (CPUE) de cada espécie na região marinha (M) e nos dois locais de coleta (A, B) de cada sangradouro estudado por estação do ano (Outono, OUT; Inverno, INV; Primavera, PRI; Verão, VER). * = CPUE < 0,005.41
- Tabela 2.** Dominância das espécies de peixes capturadas na região marinha (M) e nos dois locais de coleta (A, B) de cada sangradouro estudado por estação do ano (Outono, OUT; Inverno, INV; Primavera, PRI; Verão, VER). 1 = Abundante e frequente; 2= Abundante e infrequente; 3= Pouco abundante e frequente; 4= Pouco abundante e infrequente. Vide Material e Métodos para detalhes de classificação destas categorias de dominância.42
- Tabela 3.** Resultados da análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) para as abundâncias de cada guilda de uso de habitat (Doce primários, DP; Doce secundários, DS; Marinhos, MA) por local (A e B) e por estação do ano (Outono, OUT; Inverno, INV; Primavera, PRI; Verão, VER). * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$44
- Tabela 4.** Resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada sobre a matriz de variáveis ambientais e espécies de peixes mais abundantes. Vide M&M para maiores detalhes.44

INTRODUÇÃO

A zona costeira do estado do Rio Grande do Sul (RS) possui uma grande diversidade de sistemas aquáticos altamente produtivos (Seeliger & Odebrecht, 2010), contemplando grandes e pequenas lagoas costeiras, estuários permanentes e intermitentes, praias arenosas marinhas e límnicas além de grandes sistemas de brejos e pântanos (banhados). Os estudos prévios sobre a diversidade e padrões de abundância da ictiofauna na região sul do estado tem sido conduzidos ao longo das últimas três décadas na zona de arrebenção da praia do Balneário Cassino (Cunha, 1981; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Lana, 2005; Lima & Vieira, 2009) e no estuário da Lagoa dos Patos (Chao *et al.*, 1982; Vieira & Castello, 1996; Garcia, 1999; Ramos & Vieira, 2001; Garcia *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2010). Outros ambientes costeiros da região tem sido estudados, tais como o canal São Gonçalo e a lagoa Mirim (Burns *et al.*, 2006), lagoa Mangueira (Artioli *et al.*, 2009), lagoa das Flores, Nicola e banhado do Taim (Garcia *et al.*, 2006), riachos costeiros (Tagliani, 1994) e áreas alagadas (Volcan, 2005; Porciúncula *et al.*, 2006; Quintela *et al.*, 2007).

Contudo, não existe nenhum trabalho sobre a ictiofauna dos inúmeros sangradouros que interconectam os sistemas límnicos litorâneos com a zona de arrebenção marinha adjacente. Os sangradouros são riachos que rompem o cordão de dunas frontais e desaguam na zona de arrebenção marinha. Estes sistemas se distribuem ao longo de toda a costa gaúcha (Pereira Da Silva, 1998; Figueiredo & Calliari, 2006), sendo formados nas lagoas e banhados sazonais, localizados atrás do sistema de dunas frontais. Figueiredo & Calliari (2005), destacam o importante papel dos sangradouros para a drenagem da costa, já que são poucas as grandes descargas fluviolagunares ao longo dela.

A distribuição dos sangradouros ao longo da costa é variável, pois alguns destes sistemas são formados após grandes volumes de precipitações e tendem a ser mais ou menos numerosos, influenciados por características climatológicas e geográficas. Na região sul da costa gaúcha, Pereira da Silva (1995) registrou entre 2 e 22 sangradouros a cada 10 Km. Durante os meses de maior precipitação e menores taxas de evaporação, eles são mais numerosos, enquanto nos meses secos, se apresentam em menor número (Pereira da Silva, 1998). Da mesma maneira, as áreas próximas a balneários urbanizados possuem maior concentração devido à canalização artificial da água da chuva. Por outro lado, áreas próximas de grandes descargas fluviolagunares possuem menos sangradouros pela drenagem natural dos grandes ambientes aquáticos que deságuam no mar (Calliari & Pereira da Silva, 1998; Pereira da Silva, 1998).

A alta variabilidade do número de sangradouros que rompem o cordão de dunas e desaguardam no mar se dá pela formação e desaparecimento de sangradouros efêmeros e intermitentes. Os efêmeros são aqueles formados rapidamente após chuvas torrenciais, e assim como surgem, desaparecem (Figueiredo & Calliari, 2006). Já os intermitentes são aqueles que durante o período mais chuvoso (inverno) estão conectados com o mar, ao passo que em períodos secos (verão) perdem a conexão e podem secar (Figueiredo & Calliari, 2006). Apesar da variabilidade destes tipos de sangradouros no tempo e espaço, existem sangradouros permanentes ao longo da costa, que possuem a ligação com o mar durante todo o ano (Dr. Lauro Julio Calliari, comunicação pessoal).

Os sangradouros podem oferecer condições para espécies límnicas, estuarinas e marinhas, já que são ambientes de conexão entre a área continental e a área marinha, caracterizando-os como ecótonos. Estes sistemas podem funcionar como pequenos estuários ou boca de riachos. Nos estuários, rios e riachos Sul-Africanos, a diversidade de espécies marinhas é maior em baías estuarinas e estuários permanentemente conectados com o mar, enquanto a diversidade de espécies de água doce é maior em bocas de rios (Whitfield, 1999). Além do tipo de estuário, Whitfield (1999) mostrou que a salinidade, temperatura, fluxo de descarga, turbidez, característica da desembocadura (e.g. aberta ou fechada), oxigênio dissolvido, heterogeneidade ambiental, zoogeografia, sazonalidade e tamanho da bacia de drenagem, são os principais fatores ambientais que influenciam as assembléias de peixes Sul-africanos.

Vorwerk (2003) sugere que a característica da desembocadura (conectada ou desconectada) de pequenos estuários, rios e riachos na sua ligação com o mar é o principal estruturador das assembléias de peixes, sendo os permanentemente conectados os que possuem a maior diversidade de peixes. Entretanto, mesmo banhados e lagoas sem conexão direta com mar, mas situados próximos ao cordão de dunas frontais, podem sofrer influência marinha. Lagoas costeiras sem contato direto com o mar podem abrigar espécies estuarinas e marinhas. Indivíduos adultos do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* e do bagre *Genidens genidens* foram encontrados na lagoa Cabiúnas, no Rio de Janeiro (Sanchez-Botero *et al.*, 2008). Esta lagoa não possui ligação com o mar o que levou os autores a sugerir que eventos de tempestades com grandes ondas que ultrapassassem o cordão de dunas carregariam essas espécies para a lagoa.

Alguns eventos extremos como chuvas torrenciais aumentam a descarga e a correnteza na conexão dos sangradouros com o mar, ao passo que eventos de ressaca no mar com fortes ventos e grandes ondas fazem-no invadir a região de pós-dunas, principalmente em pontos

onde o cordão de dunas frontais é naturalmente inexistente devido à erosão causada ao longo do curso dos sangradouros. Na região da Lagoa dos Patos as chuvas são marcadamente sazonais, com maiores valores de precipitação durante os meses de inverno e primavera, o que dificulta a entrada de espécies do mar em direção ao estuário (Castello & Moller, 1978). As direções do vento que aumentam a entrada de água salgada no estuário são L e SE, enquanto os fortes ventos de SO promovem as ressacas na área marinha adjacente à área de estudo (Castello, 1985; Costa *et al.*, 1988; Saraiva *et al.*, 2003). A ação do *spray* marinho depende principalmente da direção da costa, intensidade e direção dos ventos e distância da linha de praia média (Boyce, 1954). A orientação da costa na região de estudo faz com que os ventos que aumentam a influência do *spray* marinho são os mesmos que aumentam a entrada de água salgada no estuário.

Assim como outros tipos de riachos, os sangradouros podem ser fortemente influenciados pelo regime hídrico. Os distúrbios hídricos, tais como nível de água, alagamento de margens, velocidade de corrente e descarga, são apontados por vários autores como os principais fatores atuantes sobre as características das assembléias de peixes de rios e riachos (Harrel, 1978; Mattheews 1986; Bain *et al.*, 1988; Capone & Kushlan 1991), e também considerados importantes em estuários (Garcia *et al.*, 2001; Garcia *et al.*, 2003a; Garcia *et al.*, 2003b). Assim, é plausível supor que a variabilidade destes dois fatores (precipitação e vento) poderia aumentar ou diminuir a influência marinha sobre a composição da ictiofauna dos sangradouros.

As espécies escolhem os ambientes com as características ambientais que são por elas preferidas e/ou toleradas (Wootton, 1999). Segundo Winemiller *et al.*, (2008) as espécies de peixes frequentes em riachos costeiros que drenam diretamente para o mar são aquelas que possuem certo grau de tolerância a salinidade, tais como as espécies de água doce secundárias (*sensu* Myers, 1938) ou estuarinas. Estes riachos podem possuir baixa riqueza de espécies de peixes por consequência da limitação de dispersão imposta pelas barreiras ambientais (água doce / água salgada) (Winemiller *et al.*, 2008). Desse modo, é possível supor que nos sangradouros as espécies marinhas e estuarinas provavelmente ocupam e são mais abundantes na região próxima a conexão com o mar. De maneira oposta, as espécies de água doce primária (*sensu* Myers, 1938) devem ocupar áreas abrigadas e menos influenciadas pela salinidade do mar, conduzida pela intrusão marinha e pelo *spray* marinho na região de pós dunas.

Além disso, a composição da assembléia de peixes dos sangradouros poderia ser influenciada pela ictiofauna de ambientes adjacentes ao sistema. Os estudos conduzidos na

zona de arrebentação da praia do Cassino mostraram que a ictiofauna é composta por cerca de 35 espécies e dominada numericamente por juvenis da tainha *Mugil liza* e do pampo *Trachinotus marginatus* (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Raseira, 2003; Lana, 2005). Apesar do grande número de espécies registradas para o estuário da Lagoa dos Patos (Chao *et al.*, 1982), cerca de 20 espécies estuarinas residentes e dependentes compõem tradicionalmente a ictiofauna do estuário, que é dominada pelo peixe-rei *A. brasiliensis*, as tainhas *M. liza* e *M. curema* e o barrigudinho *Jenynsia multidentata* (Ramos & Vieira, 2001; Garcia *et al.*, 2004). O banhado do Taim e lagoas adjacentes possuem uma grande diversidade de peixes de água doce. Garcia *et al.*, (2006) listaram 64 espécies e 24 famílias de peixes para o sistema. Assim, pode-se supor que as espécies dominantes, no estuário e na zona de arrebentação, poderiam ser as dominantes nas zonas dos sangradouros próximas a conexão com o mar, enquanto as zonas distantes da conexão poderiam abrigar uma alta diversidade de espécies límnicas.

Seeliger *et al.*, (2004) ilustram a presença de pequenos peixes (lambaris e barrigudinhos) nos sangradouros e banhados atrás das dunas frontais, e argumentam que estes organismos parecem ser sustentados pela grande quantidade de macrófitas enraizadas e flutuantes que abrigam grande quantidade de recursos alimentares. Os mesmos autores citam que não é raro encontrar juvenis de tainhas e siris subindo os sangradouros quando estes estão conectados com o mar. Assim, além de abrigar uma ampla flora e fauna aquática, os sangradouros podem servir como área de crescimento para espécies comercialmente importantes, já que estão presentes em grande quantidade e ampla distribuição ao longo da costa gaúcha.

O modelo de reprodução e recrutamento da tainha *M. liza* (Vieira & Scalabrin 1991; Vieira, 1991) indica os estuários, principalmente o estuário da Lagoa dos Patos, como área de berçário da espécie. Segundo esse modelo, a espécie cresce nas áreas rasas do estuário e após a sua maturação sexual migra para o ambiente marinho, entre o final do verão e o outono, para se reproduzir. Após os eventos de desova em alto mar, os juvenis retornam para recrutar nos estuários, entre o inverno e o verão, sendo carregados pelas correntes de águas salgadas, frias e densas que entram sob a pluma de água doce da Lagoa dos Patos (Vieira & Scalabrin, 1991). Este modelo de entrada dos juvenis no estuário, e a indicação de que o estuário da Lagoa dos Patos é o maior local de recrutamento da espécie, parece ser o principal modo de recrutamento da espécie. Entretanto, Gillanders *et al.*, (2003) chamam a atenção para o fato de que os erros mais comuns associados a identificação de áreas de berçário, por meio de métodos de avaliação de distribuição, abundância e estrutura de tamanho, são a falta de amostragem de outros tipos de habitats em que os juvenis ocorrem. Rosenfeld *et al.*, (2002)

destacam que apesar dos pequenos riachos contribuírem em grande proporção como áreas de crescimento de juvenis, eles são negligenciados em planos de manejo e conservação pela ausência destes em mapas topográficos. Logo, a avaliação da abundância e estrutura de tamanho da tainha *M. liza* nos sangradouros e áreas adjacentes poderia mostrar se os sangradouros também são habitats importantes para os juvenis da espécie.

Outro fator que justifica a necessidade de estudar a ictiofauna dos sangradouros é a crescente expansão urbana e a conseqüente pressão antrópica que vem ocorrendo no litoral gaúcho, especialmente na metade sul. A cidade do Rio Grande, em particular, vem recebendo grandes investimentos econômicos como o aumento da movimentação do Porto, a instalação do Pólo Naval, a obra de prolongamento dos molhes e dragagem de aprofundamento do canal da barra do Rio Grande (PAC). Também estão previstos grandes investimentos na área do turismo e educação na região, com a futura instalação do Oceanário Brasil (Ministério do planejamento, orçamento e gestão) em área de brejos localizada imediatamente após o cordão de dunas no balneário Cassino.

Tais pressões demográficas e a decorrente expansão das áreas urbanas e portuárias, e a intensificação das atividades costeiras, poderão amplificar os atuais impactos antrópicos na região do Rio Grande, com influências importantes aos seus ecossistemas, como as lagoas costeiras, zona de arrebenção de praias marinhas, as dunas costeiras e as suas áreas alagadas adjacentes. Entretanto, com exceção dos trabalhos a respeito da geologia e dinâmica dos sangradouros (Pereira da Silva, 1995; Pereira da Silva, 1998; Figueiredo & Calliari, 2005; Figueiredo & Calliari, 2006) e de trabalhos sobre poluição (Baumgarten *et al.*, 2007) e macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas (Albertoni & Palma-Silva, 2006) de sangradouros antropizados na região urbanizada do balneário Cassino, não existem outros estudos sobre estes sistemas.

OBJETIVOS

Objetivo Geral:

- I)** Caracterizar a ictiofauna de sangradouros permanentes localizados ao sul do Balneário Cassino, Rio Grande (RS);

Objetivos Específicos:

- I)** Analisar a composição da assembléia de peixes de sangradouros permanentes do litoral sul do RS, bem como sua diversidade e variações sazonais (vide Anexo 1).
- II)** Analisar a variação espacial e temporal na estrutura da assembléia de peixes de sangradouros permanentes, em termos de composição de espécies, padrões de abundância, tamanho corporal e suas variações espaciais e temporais.
- III)** Investigar as possíveis relações entre fatores abióticos (por exemplo, temperatura, salinidade, profundidade, direção e intensidade dos ventos, precipitação) e as variações espaciais e temporais na estrutura da assembléia de peixes dos sangradouros permanentes.

HIPÓTESES

- a.** As espécies marinhas encontradas dentro dos sangradouros são mais abundantes nos locais próximos a conexão com o mar;
- b.** As espécies de água doce primárias encontradas dentro dos sangradouros são mais abundantes nos locais distantes da conexão com o mar;
- c.** As espécies de água doce secundárias encontradas dentro dos sangradouros não apresentam diferenças nas abundâncias entre os locais próximo e distantes do mar.
- d.** Os sangradouros podem atuar como habitats de crescimento para os juvenis da tainha *Mugil liza*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo compreende a parte sul do litoral do Rio Grande do Sul, que possui seu limite norte no molhe Oeste da barra do Rio Grande e estende-se até o arroio Chuí, o ponto mais austral da costa brasileira. Três sangradouros permanentes foram estudados, aqui chamados de S1 (32°17'23,5" S; 52°15'39,2" O), S2 (32°21'34,9" S; 52°18'39,9" O) e S3 (32°23'14,7" S; 52°19'26,7" O) (Fig. 1a). Em cada sangradouro foram escolhidas duas áreas distintas, aqui chamadas de locais A e B (Fig. 1b) para avaliar a diferença espacial na composição, abundância e estrutura de tamanho da assembléia de peixes. A primeira área (local A) está localizada no início da barreira de dunas frontais, sofrendo maior influência do ambiente marinho adjacente. A segunda área (local B) é localizada na região próxima aos banhados de água doce, comuns nessa região, e com menor influência marinha. Adicionalmente, foram feitas coletas na zona de arrebentação adjacente a cada sangradouro (local M) (Fig. 1c) no intuito de verificar a composição, abundância e estrutura de tamanho das espécies presentes ao longo do ano.

Amostragem

As coletas foram realizadas mensalmente, nos locais A e B de cada um dos três sangradouros (S1, S2 e S3), entre abril de 2010 e março de 2011. Foram utilizados três tipos de amostradores diferentes, visando capturar o maior número e diversidade de espécies, sendo que o esforço amostral foi o mesmo em cada local amostrado. Em cada ponto de amostragem foram realizados três arrastos de praia paralelos as margens do sangradouro, com uma rede tipo picaré (9 m de comprimento, malha multifilamento, 13 mm nas asas e 5 mm num pano central sem saco). A área estimada de cada arrasto foi de 40 m². Também foram realizados três arrastos com uma rede tipo *beam trawl*, sendo que cada arrasto teve uma área varrida de aproximadamente 8 m². A rede empregada possui uma estrutura rígida em formato quadrado (0,8 m x 0,8 m) de cano PVC acoplado a um saco em malha multifilamento de 5 mm entre nós adjacentes. Além das redes de arrasto, foram feitas coletas com puça (39 cm de diâmetro, malha 5 mm multifilamento), o qual foi operado por 15 minutos em cada local (A e B). Devido a dificuldade de padronização de amostragem com puça entre diferentes operadores, todas coletas foram realizadas pelo mesmo operador.

De modo complementar, foram realizadas três amostras mensais com a rede picaré na zona de arrebentação adjacente a cada sangradouro, para que se tivesse uma estimativa da composição e abundância das espécies de peixes na região marinha (M), bem como verificar a possível ocorrência de espécies de água doce na região. Devido a ausência de coletas nos meses de outono (abril-junho), na região adjacente a cada sangradouro, foram utilizadas amostras realizadas com a mesma rede e nos mesmos meses, pelo programa PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – Sítio estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente) em um ponto na zona de arrebentação marinha próxima a Estação Marinha de Aquicultura (EMA), distante 11 km ao norte do S1 (Fig. 1a).

Amostras com grande quantidade de espécimes foram sub-amostradas ainda em campo, e o restante da amostra devolvida ao ambiente, considerando sempre que a sub-amostra fosse representativa e proporcional as diferentes espécies e classes de tamanho capturadas. O tamanho proporcional da sub-amostra foi considerado e posteriormente incorporado no valor de abundância real da amostra inteira (e.g., sub-amostra = $\frac{1}{4}$ da amostra inteira, logo: sub-amostra x 4 = amostra inteira). Todos os espécimes capturados foram fixados em campo com formaldeído 4% e levados ao laboratório. No laboratório os espécimes foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com auxílio de livros e artigos com chaves de identificação de peixes da região (Menezes & Figueiredo, 1985; Buckup & Malabarba, 1983; Bemvenuti & Moresco, 2005; Fisher *et al.*, 2011) além da ajuda de especialistas dos laboratórios de ictiologia da UFRGS e da PUC-RS.

Posteriormente a identificação, os espécimes foram agrupados por espécie, sendo os indivíduos contados e medidos (comprimento total - CT). Todos espécimes capturados foram contados (N), ao passo que foram medidos (CT, mm) até cerca de 50 espécimes de cada espécie por amostra, considerando proporcionalmente as diferentes classes de tamanho presentes na amostra.

Concomitantemente com a coleta dos peixes, em cada local amostrado foi feita uma caracterização ambiental nos pontos interiores aos sangradouros. A largura foi mensurada no ponto de menor largura do trecho amostrado, e a profundidade foi registrada “n” vezes, numa área onde a profundidade fosse representativa da profundidade predominante no trecho, sendo a média das “n” medidas computada. Também foram mensuradas a temperatura e a salinidade em cada local (A, B e M) e em cada sangradouro.

Dados diários de direção predominante e intensidade dos ventos que podem promover a influência e o avanço do mar em direção às dunas e sangradouros (SE, L e SO), e de precipitação pluviométrica, foram obtidos na estação meteorológica da FURG. Além disso,

para se ter uma estimativa do nível real de avanço do mar sobre os sangradouros, foram utilizados mosaicos (*merge*) de imagens do tipo *timex* do sistema Argus de monitoramento da praia do Cassino (Holland *et al.*, 1997).

O sistema Argus consiste de quatro câmeras de vídeo instaladas sobre uma torre de 14 m de altura, cujas imagens sobrepostas (mosaico) monitoram uma extensão aproximada de 300 m ao longo da linha de praia e 600 metros perpendiculares a costa. As imagens *timex* são resultantes da média de 600 *snapshots* capturadas a cada segundo, durante 10 minutos, de hora em hora, durante as horas de luz dos dias, por cada câmera. A média da intensidade do brilho de cada pixel correspondente, nas 600 imagens adquiridas, é calculada, gerando uma imagem de longa exposição (*timex*) no espectro visível (vermelho-verde-azul) (Guedes *et al.*, 2009).

Foram utilizadas 3643 mosaicos das imagens *timex*, desde cerca de 30 dias antes da primeira coleta (29/03/2010) até 12/02/2011. As imagens foram cedidas pelo coordenador do sistema Argus praia do Cassino, Dr. Lauro Julio Calliari. As *snapshots* precisam ser tratadas para a obtenção das *timex* e posterior geração dos mosaicos, não sendo possível utilizar as imagens do período restante (13/02/11 – 29/03/11) devido a indisponibilidade das imagens tratadas durante este período. As imagens disponíveis permitiram calcular a distância da linha de praia até um marco fixo no interior das dunas (marco Argus) (Guedes *et al.*, 2009). Essa distância da linha de praia serviu para observar as horas, dias e em que períodos (Out, Inv, Pri, Ver) o mar esteve mais próximo das dunas, e assim sendo, mais próximo dos sangradouros.

Análise dos Dados

A abundância e os padrões de dominância das espécies foram analisados a partir da frequência de ocorrência percentual (FO%) e contribuição numérica percentual (PN%) das espécies ao longo do período estudado para os três sangradouros e seus diferentes locais de amostragem (M, A e B). Para determinar o padrão de dominância das espécies entre os locais amostrados, incluindo a zona de arrebentação, foi utilizada a combinação de PN% e a frequência de ocorrência (FO%) e os valores de PN% e FO% foram comparados com suas respectivas médias (μ PN% e μ FO%) (Loebmann & Vieira, 2005; Garcia *et al.*, 2006).

Foram consideradas espécies abundantes aquelas que apresentaram abundância maior que a abundância média das espécies (PN% > μ PN%) em determinada situação (e.g., local de amostragem – M, A, B; e diferentes estações do ano – out, inv, pri, ver). Da mesma forma, as

espécies consideradas frequentes numa determinada situação, foram aquelas que ocorreram mais vezes que a média de ocorrência das espécies naquela situação ($FO\% > \mu FO\%$). Por outro lado, espécies com valores inferiores as médias foram consideradas pouco abundantes ($PN\% < \mu PN\%$) e infrequentes ($FO\% < \mu FO\%$), respectivamente. Seguindo esses critérios, as espécies foram classificadas a partir dos seus valores de $FO\%$ e $PN\%$ em: Abundantes e frequentes ($PN\% > \mu PN\%$ e $FO\% > \mu FO\%$), abundantes e infrequentes ($PN\% > \mu PN\%$ e $FO\% < \mu FO\%$), pouco abundantes e frequentes ($PN\% < \mu PN\%$ e $FO\% > \mu FO\%$), pouco abundantes e infrequentes, $PN\% < \mu PN\%$ e $FO\% < \mu FO\%$.

Com base na identidade taxonômica das espécies e informações sobre a biologia e ecologia destas para a região (Chao *et al.*, 1985; Garcia *et al.*, 2004), as espécies de peixes foram classificadas em três diferentes guildas de uso de habitat. A guilda das espécies de água doce primárias (DP) reuniu as espécies pertencentes as famílias quase que exclusivas de ambientes de água doce (Helfman *et al.*, 2009). Estas famílias são aquelas que evolutivamente perderam a capacidade de suportar a salinidade (Myers, 1938). A guilda das espécies de água doce secundárias (DS) reuniu as espécies pertencentes às famílias geralmente restritas à água doce, mas que toleram a água salgada, devido ao seu menor tempo de evolução entre a condição marinha e a de água doce. Por fim, as espécies pertencentes às famílias marinhas, ou que possuem algum estágio do ciclo de vida desenvolvido no ambiente marinho formaram a guilda das espécies marinhas (MA).

Para avaliar possíveis diferenças na estrutura de tamanho da ictiofauna, foi analisada a variação da abundância por classe de comprimento total (CT) com base no cálculo da CPUE-CC (Captura Por Unidade de Esforço por Classe de Comprimento total) (Vieira, 1991). A CPUE-CC, para cada classe de comprimento total (intervalos de 5mm), de cada espécie/guilda foi obtida pela fórmula:

$$CPUE-CC = \sum FP(CC)/f$$

Sendo:

$$FP \text{ (Fator de Ponderação)} = N/n$$

Onde:

N = número de indivíduos capturados na amostra;

n = o número de indivíduos medidos na amostra;

f = o esforço de coleta.

Possíveis diferenças entre as variáveis ambientais ou padrões de abundância das guildas, foram avaliados entre os locais (A-B) e estações do ano (out, inv, pri, ver). Análises multivariadas (escalonamento multidimensional não métrico – MDS e análise de cluster) foram previamente realizadas e confirmaram a similaridade na composição de espécies e padrões de abundância da ictiofauna, permitindo assim que as amostras mensais fossem agrupadas por estação do ano, assim como os sangradouros (S1, S2 e S3) fossem agrupados por local de coleta (A e B). Desse modo, nas análises posteriores os sangradouros foram considerados réplicas de um sangradouro permanentemente conectado com o mar, e suas amostras foram consideradas conjuntamente durante as análises das variações nas dominância das espécies e abundância das guildas entre locais (M, A e B) e estações do ano (out, inv, pri e ver).

Para testar a hipótese da diferença na abundância das guildas entre os locais (A e B) e estações do ano (out, inv, pri e ver) foram realizados testes paramétricos (ANOVA) de duas vias, respeitando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade, os quais foram avaliados pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e de Cochran, respectivamente (Zar, 1996). Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não foram atendidos, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995).

A relação entre os fatores abióticos e a composição e a abundância (CPUE) das espécies nos sangradouros (A e B) foi investigada por meio de análise de gradiente por método direto (Análise de Correspondência Canônica - ACC) (Ter Braak, 1986). A ACC é uma técnica estatística multivariada que permite relacionar de modo direto a ocorrência das espécies e amostras com as variáveis ambientais, detectando os padrões de variação das espécies/amostras que podem ser melhores explicadas pela matriz de dados abióticos (Leps & Smilauer 2003). Como resultado, a técnica gera um diagrama de ordenação mostrando a variação na composição das espécies/amostras em função dos parâmetros ambientais e também indica, de modo aproximado, a distribuição de cada espécie/amostra ao longo da amplitude de variação de cada variável ambiental. Para tanto, a análise utiliza duas matrizes de entrada, uma de dados biológicos (abundância das espécies) e outra de dados abióticos (variáveis ambientais mensuradas) (Ter Braak, 1986).

A matriz das espécies foi composta pelas espécies mais abundantes ($CPUE\% > 0,05$), o que resultou numa matriz de 24 espécies. As variáveis ambientais mensuradas em cada local de coleta (A e B) dos três sangradouros (S1, S2 e S3), além das variáveis mensuradas na estação meteorológica da FURG (Precipitação, intensidade e direção predominante do vento – L, SE e SO) foram utilizadas na matriz ambiental.

Para avaliar possíveis efeitos cumulativos e de curto prazo, os dados diários de precipitação e da intensidade de cada direção de vento, potencialmente promotor da influência marinha (SE, L e SO) foram transformados em diversas variáveis. Cada variável incorporou o acúmulo (no caso da precipitação) ou a média (no caso dos ventos) de diferentes número de dias anteriores as datas de coleta. Para cada uma das quatro variáveis (precipitação, vento SE, vento L e vento SO) registradas diariamente, foram geradas sete variáveis, aqui chamadas de “variáveis dia”, que agruparam a média/acúmulo de um, três, cinco, 10, 15, 20 e 30 dias anteriores a data de coleta. Assim foram formadas as 28 “variáveis dia”: 1) precipitação: um, três, cinco, 10, 15, 20 e 30 dias; 2) vento SE: um, três, cinco, 10, 15, 20 e 30 dias; 3) vento L: um, três, cinco, 10, 15, 20 e 30 dias; 4) vento SO: um, três, cinco, 10, 15, 20 e 30 dias.

Testes de permutação de Monte Carlo foram empregados para testar a significância estatística das relações encontradas entre as variáveis ambientais e as espécies/amostras (Carmona *et al.*, 1990, Garcia *et al.*, 2003a). As variáveis ambientais que apresentaram relações não significativas ($p > 0,05$) foram excluídas das etapas seguintes da análise. No caso das “variáveis dia”, a variável dia de cada uma das quatro variáveis originalmente mensuradas (precipitação, vento SE, vento L, vento SO) que apresentou a maior relação (menor valor de “p”) foi mantida na análise, sendo as variáveis dia, de cada variável original, com menores relações (maiores valores de “p”) descartadas.

RESULTADOS

Variáveis ambientais

As médias dos valores mensurados para cada variável ambiental estão expressas na Fig. 2. As variáveis ambientais que caracterizam os sangradouros quanto ao seu tamanho (largura e profundidade) mostraram uma marcada variação sazonal. A largura variou de 0,5 m (janeiro) até 30 m (julho) e a profundidade de 0,05 m até 0,4 m. Esses valores indicam a menor largura no trecho amostrado e a profundidade média do trecho, tendo sido registrados valores extremos de 100 m de largura e 1,8 m de profundidade. Durante o inverno os sangradouros foram maiores (mais largos e mais profundos) do que nas outras estações do ano. Tanto a profundidade média ($F=8,66$; $p < 0,01$), quanto a largura ($F=10,34$; $p < 0,01$), apresentaram diferenças significativas entre as estações do ano, com médias maiores no inverno do que nas outras estações (Tukey; $p < 0,01$). Quanto a variabilidade espacial, apesar

de geralmente o local B apresentar profundidades maiores que o local A, não houveram diferenças significativas na profundidade entre os locais A e B ($F=1,54$; $p=0,22$). Já a largura, apresentou diferenças espaciais ($F=5,21$; $p<0,05$), sendo significativamente maior no local de desagüe na praia (A) do que no local distante do mar (B) (Tukey; $p<0,05$). Essa diferença se manteve ao longo das estações do ano, já que não houve interação entre local e estação ($F=0,3$; $p=0,83$) (Fig. 2).

A média da intensidade dos ventos de SE e L, durante os 30 dias anteriores às amostragens apresentaram diferenças entre as estações (SE: $H= 39,89$, $p<0,01$ e L: $H= 35,91$, $p<0,01$) com maiores intensidades no verão, sendo que as médias foram significativamente menores no inverno do que nas outras estações (Mann–Whitney; $p<0,01$) (Fig. 2). A média da intensidade do vento SO, durante os três dias anteriores às amostragens, também apresentou diferenças significativas entre as estações ($H= 8,16$; $p<0,05$) (Fig. 2). A média mais elevada no outono ocorreu devido a média de abril (2,11m/s), já que em maio e junho não foi registrado o vento SO durante os três dias anteriores a coleta. Apesar da média ter sido maior no outono, a diferença não foi estatisticamente significativa (Mann–Whitney; $p>0,05$).

A precipitação acumulada nos 30 dias anteriores às amostragens apresentou dois períodos distintos ao longo do ano: Menores valores no período quente (primavera e verão) e maiores valores no período frio (outono e inverno) ($H= 39,89$; $p<0,01$) (Fig. 2), sendo que a primavera foi a estação com valor médio significativamente menor que as demais estações (Mann–Whitney; $p<0,01$). O padrão da precipitação foi inversamente relacionado a temperatura da água (Fig. 2), que apresentou valores significativamente menores no período chuvoso (outono e inverno) e maiores no período seco (primavera e verão) (Mann–Whitney; $p<0,01$).

Quando comparada com a região marinha adjacente, que apresentou valores médios de salinidade sempre acima de 25ppm, a salinidade se mostrou sempre mais baixa no interior dos sangradouros, variando apenas entre 0 e 2 ppm (Fig. 2). Essa baixa amplitude de salinidade no interior dos sangradouros não apresentou diferenças significativas entre os locais A e B ($F=0,77$; $p=0,38$). Porém, foi possível observar diferenças entre as estações do ano, com salinidades significativamente maiores no outono (Tukey; $p<0,01$) e inverno (Tukey; $p<0,05$) do que no verão, sendo a primavera uma estação com valores intermediários, sem diferenças entre as outras estações (Tukey, $p>0,05$). Já nos pontos marinhos adjacentes a cada sangradouro, a salinidade variou entre 8 ppm (julho/inverno) e 38 ppm (março/verão) (Fig. 2), apresentando valores significativamente maiores no verão do que nas outras estações (Tukey; $p<0,05$). Adicionalmente, foi registrada a salinidade em um sangradouro próximo a estação de

coleta EMA, durante um evento de ressaca (01/12/2011), em que o mar invadiu as dunas e sangradouros, durante o qual foi registrado um gradiente espacial de salinidade, com maior valor no mar (35 ppm) intermediário no local A (26 ppm) e menor no local B (21 ppm).

De maneira geral, houveram diferenças nas distâncias de linha de praia entre as estações do ano. As distâncias da linha de praia variaram entre 115,75 e 267,37 metros de distância do marco Argus, localizado no interior das dunas. O período com menores distâncias, ou seja, em que o mar esteve mais frequentemente próximo das dunas e sangradouros, foi o inverno, seguido por distâncias intermediárias no outono e primavera e maiores distâncias no verão (Fig. 3).

Padrões espaciais e temporais da ictiofauna

Foram coletados durante o período estudado nos três sangradouros (S1, S2 e S3) e áreas marinhas adjacentes 50.093 indivíduos de 52 espécies pertencentes a 23 famílias e 9 ordens (Anexo 1). O número de indivíduos capturados por unidade de esforço (CPUE) para cada local e estação estão expressos na Tabela 1, e o padrão de dominância está expresso na Tabela 2. Na zona de arrebentação marinha (local M), as espécies com maiores valores de CPUE foram as tainhas, *Mugil liza* e *Mugil curema*, além do pampo *Trachinotus marginatus*, que juntas representaram 85,45% das capturas. Oito espécies foram registradas no mar (M) durante o outono, enquanto apenas três foram registradas no inverno. Já na primavera, houve um aumento para 13 espécies chegando no verão com um registro de 16 espécies. A única espécie dominante ao longo de todo o ano na região marinha foi a tainha *M. liza* (Tabela 2). Nos locais amostrados no interior dos sangradouros (A e B), apenas o barrigudinho *Jenynsia multidentata* e a tainha *M. liza* foram dominantes em todas as estações do ano e locais de coleta, perfazendo juntos 58,36% do total de peixes capturados no interior (A e B) dos sangradouros. Outras sete espécies foram dominantes em pelo menos uma situação (Tabela 1 e 2).

De maneira geral, foi possível observar que as espécies da guilda dos marinhos (MA) apresentaram uma redução gradual na sua dominância e ocorrência, desde a região marinha (M), passando pelo local no interior do sangradouro próximo a região de desague na praia (A) até o local mais afastado do mar, e próximo aos banhados localizados na região pós-dunas (B). Além desse padrão espacial, também observou-se um padrão sazonal, com maior ocorrência de espécies marinhas dentro dos sangradouros (A e B) no verão e outono. A

exceção foi a tainha (*M. liza*) que permaneceu dominante ao longo de todo o gradiente espaço-temporal (Tabela 2).

Em contraste, as guildas dos peixes de água doce mais tolerantes à salinidade (Água Doce Secundários - DS), e a guilda dos peixes de água doce menos tolerantes à salinidade (Água Doce Primários - DP), tiveram ocorrência restrita aos sangradouros (locais A e B). As únicas exceções foram duas espécies de peixes da guilda DS, os barrigudinhos *J. multidentata* e *Phalloceros caudimaculatus*, que foram capturados em baixo número (4 e 2 indivíduos, respectivamente) na região marinha adjacente (Tabela 1).

A guilda MA e DP apresentaram diferenças significativas entre os locais A e B ao longo de todas as estações do ano (Tabela 3, Fig. 4), porém com padrões opostos. Os peixes da guilda MA foram mais abundantes no local próximo ao mar (A) e menos abundantes no local mais afastado, próximo aos banhados (B). De maneira inversa, os peixes da guilda DP foram mais abundantes no local B do que no A (Fig. 4, Tabela 3). Já os peixes de água doce que toleram valores intermediários de salinidade (DS) não apresentaram diferenças significativas entre os dois locais (Tabela 3).

Em relação a variação sazonal, a guilda DP apresentou maiores abundâncias na primavera e verão e menores no outono e inverno, sendo que na primavera ocorreu um pico na abundância que superou significativamente a abundância do verão (Tabela 3). Para a guilda MA, o outono foi um período intermediário entre os meses de primavera/verão e o inverno, não apresentando diferença significativa com as outras estações do ano. No inverno a guilda MA apresentou abundâncias significativamente menores que as de primavera e verão (Tabela 3). Já a guilda DS manteve praticamente a mesma abundância ao longo do período, diferindo apenas no verão com maiores abundâncias (Tabela 3).

O comprimento total (CT) das espécies estudadas variou entre 3 e 260mm. A Captura por Unidade de Esforço por Classes de Comprimento (CPUE-CC), mostrou a dominância das classes de comprimento entre 15 e 40mm (Fig. 5), sendo que a classe de comprimento entre 20 e 25 mm foi a mais abundante em todos os locais (A e B) dos sangradouros, com CPUE médio de 25,5. Essa classe foi dominada pelas espécies mais abundantes, a tainha *M. liza* (CPUE-CC=12,36) e o barrigudinho *J. multidentata* (CPUE-CC=7,02).

Houveram mudanças nas abundâncias das guildas por classe de comprimento entre as estações do ano e os locais. De maneira geral, o local A foi o que apresentou maior amplitude de tamanho de todas as guildas. Os marinhos (MA), além de serem mais abundantes no local A, em todas as classes, também tiveram uma maior amplitude de comprimentos nesse local (Fig. 5). Além disso, foi possível observar um aumento gradual no tamanho dos indivíduos da

guilda ao longo do ano. No outono houve um grande pico de abundância na classe de 25mm. Já no verão, a abundância ficou dividida em várias classes maiores (25-60mm) (Fig. 5).

Para a guilda DP, ocorreu uma maior variação no tamanho entre as estações do ano. Durante os meses de outono, as classes menores (<30mm) foram quase ausentes das amostragens, sendo a baixa abundância da guilda DP bem distribuída entre classes intermediárias (30-70mm). Já na primavera houve um pico de abundância da guilda DP que superou as outras guildas, principalmente no local B, onde as classes 30 e 35 mm foram as mais abundantes. No verão, apesar de haver uma queda na abundância dessa guilda, houve um aumento na abundância das classes de 40 a 70 mm, mostrando um aumento no tamanho dos indivíduos durante o período (Fig. 5). Já a guilda DS não apresentou grandes variações sazonais, sendo que o local A apresentou a maior amplitude de tamanhos, com exceção do verão, onde ocorreu uma inversão no padrão, com maiores abundâncias e comprimentos no local B (Fig. 5).

A tainha *M. liza*, como citado anteriormente, foi abundante em todas as estações e locais, permitindo uma comparação da CPUE-CC entre todos locais e estações do ano, considerando um mesmo método de captura (rede picaré) (Fig. 6). A espécie apresentou um comprimento total entre 15 e 130 mm e a classe de maior abundância foi a de 25 mm. A CPUE no mar (M) das classes menores e iguais a 25 mm foi sempre mais abundante que a CPUE nos locais A e B, com exceção do outono, quando a abundância no local A foi muito superior a abundância do mar (Fig. 6). Vale ressaltar que neste período (abril-junho), as amostras do mar (M) foram feitas em um ponto distante dos sangradouros (dados local EMA-PELD), enquanto que nas demais estações do ano as amostras foram realizadas na zona de arrebentação adjacente a cada sangradouro. Além disso, o local M apresentou em todas estações uma única moda (25 mm), com exceção do verão, quando foram registradas duas modas (20 e 30 mm). Os locais no interior dos sangradouros (A e/ou B) sempre apresentaram a maior amplitude de tamanho, e sempre registraram os maiores comprimentos (Fig. 6). Assim, a média do comprimento total da espécie foi maior no interior dos sangradouros (ANOVA, $F = 240,94$; $p < 0,01$), com maior comprimento total médio no local A (34,76 mm) seguido do local B (30,35 mm), e menor comprimento médio no mar (M) (28,69 mm). Outro ponto relevante referente a tainha *M. liza*, foi o registro da entrada ativa de cardumes da espécie nos sangradouros, mesmo em condições desfavoráveis de grande descarga e baixa profundidade (< 5 cm) (observação pessoal).

Correlação entre fatores abióticos e bióticos

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) estão expressos na Tabela 4. A análise explicou 27% (0,291) da variabilidade total (inércia) dos dados (1,085), e o primeiro e o segundo eixo modelaram juntos 16,3% da variância. O teste de permutação de Monte Carlo mostrou que as variáveis ambientais usadas na ACC foram significativamente relacionadas com as espécies ($p < 0,05$).

Em geral, a análise revelou um marcado padrão sazonal de variação ambiental e abundância das espécies. As amostras dos meses de outono e inverno foram relacionadas com maiores valores de largura, profundidade e precipitação, ao passo que as amostras de primavera e verão foram relacionadas com maiores valores de temperatura (Fig. 7a). O outono e inverno apresentaram meses com algumas particularidades. As amostras do início do outono (abril-04) foram relacionadas com o vento SO (3 dias) e separaram-se dos demais meses de outono (maio-05 e junho-06). Já as amostras de julho-07 apresentaram uma grande variabilidade, com algumas amostras relacionadas com a precipitação e outras com a largura e profundidade, mas todas foram negativamente relacionadas a temperatura. Esse padrão se manteve para os outros meses do inverno (agosto-08 e setembro-09). Ao contrário do inverno, as amostras de primavera foram negativamente relacionadas com precipitação e profundidade. Como esperado, os meses de verão foram relacionados com maiores valores de temperatura, sendo que os meses de fevereiro-02 e março-03 foram relacionados aos ventos de L e SE (30 dias) (Fig. 7a).

A ACC revelou que as espécies dominantes tiveram distintos padrões de correlação com as variáveis ambientais analisadas. Com exceção da tainha *M. liza*, todos os outros peixes da guilda dos marinhos (MA) *Eucinostomus melanopterus*, *Mugil curema* e *Mugil gaimardianus* foram correlacionados com maiores intensidades dos ventos L e SE. Em contraste, o vento SO teve baixo poder de explicabilidade e correlação com a variabilidade das espécies dominantes. Várias espécies de água doce (*Mimagoniates inequalis*, *Astyanax fasciatus* e *Oligossarcus jenynsii*) foram positivamente correlacionadas com maiores valores de temperatura e negativamente correlacionadas com a largura, a profundidade e a precipitação. Em contraste, o peixe-anual *Austrolebias minuano* que foi coletado em poças temporárias às margens dos sangradouros, foi correlacionado com maiores valores de largura, profundidade, precipitação e com menores valores de temperatura.

DISCUSSÃO

De maneira geral houve uma grande variação na morfologia (largura e profundidade) dos sangradouros. Essa variação pode ser observada em duas escalas. Ao longo de todo o período estudado foi observada localmente a heterogeneidade morfológica dos sangradouros em cada trecho amostrado, tanto na largura quanto na profundidade. Além disso, a amplitude dos valores registrados de largura (de 0,5 até 100 metros) e profundidade (de 0,05 até 1,8 m) evidenciam a dinâmica e heterogeneidade destes sistemas. O aumento de largura e profundidade foi associado a períodos de maiores volumes de precipitação. A grande variação de largura, profundidade e precipitação, indica que apesar de sistemas pequenos e rasos, os sangradouros sofrem pulsos de nível de água, com o alagamento de margens e aprofundamento do canal, durante o período de maior pluviosidade, retornando a condições de menores larguras e profundidades em períodos de menor pluviosidade. Os resultados indicaram que diversos atributos da ictiofauna estudada variaram no tempo e espaço, influenciados pelos distúrbios ambientais (e.g., regime hídrico e salinidade), ao longo do período estudado.

A abundância e a distribuição das guildas de uso de habitat ao longo do eixo limnó-marinho nos sangradouros corresponderam ao padrão esperado, em função do grau de tolerância a salinidade das espécies. As espécies estritamente de água doce foram mais abundantes no local distante do mar e próximo dos banhados (local B), que são fontes de espécies pertencentes a guilda Doce Primários (DP). De maneira oposta, as espécies marinhas foram mais abundantes no local distante dos banhados e próximo do mar (local A), fonte de espécies da guilda Marinhos (MA). Também foi confirmada a hipótese de que a guilda das espécies tolerantes a salinidade (guilda Doce Secundários - DS) não apresentaria diferença nas abundâncias entre os locais A e B. Esse padrão espacial de ocorrência e abundância da ictiofauna ao longo de gradientes estuarino-limnicos, em função do grau de tolerância a salinidade das espécies de cada guilda tem sido evidenciado em outros trabalhos na região. Por exemplo, Raseira (2003) e Moura (2011), investigaram o gradiente espacial das duas grandes lagoas do sistema Patos-Mirim, e mostraram que a salinidade é o principal fator ambiental estruturador da assembléia de peixes das zonas rasas ao longo do gradiente estuarino-limnico.

Apesar dos sangradouros sofrerem influência marinha, não foi observado o gradiente espacial de salinidade esperado. A baixa salinidade registrada durante os dias de coleta pode não ter refletido a variabilidade dessa importante condicionante ambiental. Os resultados das

distâncias da linha de praia evidenciam o quanto os eventos de intrusão marinha nos sangradouros são frequentes mas de curta duração (de uma hora até 25 horas). Um exemplo disso, foi o registro em 01/12/2011, durante um evento de ressaca, de um marcado gradiente de salinidade em um sangradouro, com salinidades de 35 no mar, 26 no local A e 21 no local B. Portanto, apesar de não ter sido observado um marcado gradiente de salinidade dentro dos sangradouros durante os dias em que foram realizadas as coletas, esses gradientes devem ter se estabelecido por períodos curtos. Entretanto, o gradiente de distribuição longitudinal das guildas (concordante com o eixo limnítico-marinho) foi mais duradouro e pode ser registrado no presente estudo.

Além do padrão geral de abundância, dominância e estrutura de tamanho das guildas de uso de habitat, algumas observações podem ser feitas a respeito de espécies em particular. Dentro dos sangradouros, o barrigudinho *J. multidentata*, além da tainha *M. liza*, foi sempre dominante. O barrigudinho é uma das espécies dominantes nas áreas rasas do estuário da Lagoa dos Patos (Raseira, 2003; Garcia *et al.*, 2004), ao passo que sua abundância diminui conforme se aproxima das zonas límnicas da lagoa, chegando a não ser registrada na área pré-límica (Garcia *et al.*, 2003). A espécie é também dominante nas áreas litorâneas da Lagoa Mangueira (Artioli *et al.*, 2009), a qual apesar de não possuir conexão com o mar é considerada uma lagoa recentemente separada do mar (c.a 5000 anos) (Tomazelli & Vilcock, 2005) por um esporão arenoso que atualmente possui menos de 2km de largura em alguns pontos. Boyce, (1954) registrou salinidades oriundas da ação do spray marinho em locais com até 2 km de distância da zona de arrebentação. Além disso, Mai *et al.*, (2005) mostraram que em condições controladas os juvenis da espécie apresentam maior taxa de crescimento e maior sobrevivência em tanques com salinidade (16ppm) do que em tanques sem salinidade (0ppm). Apesar do registro da presença da espécie em estudos realizados em ambientes de água doce da região (Tagliani, 1994; Quintela *et al.*, 2007), relativamente similares ao do presente estudo, mas relativamente abrigados da influência marinha, a espécie foi pouco abundante. Assim, existem evidências de que *J. multidentata* se torna dominante apenas em ambientes rasos que possuem grande quantidade de macrófitas (Garcia & Vieira, 1997) e sujeitos a influência marinha (Raseira, 2003; Garcia *et al.*, 2004; Artioli *et al.*, 2009), tal como os sangradouros.

Dentre as outras oito espécies que se tornaram dominantes em algum momento e/ou local nos sangradouros, duas são pertencentes a guilda DS e as outras cinco são espécies pertencentes a guilda DP. Os barrigudinhos *Phalloceros caudimaculatus* e *Cnesterodom decemmaculatus* foram mais abundantes durante o inverno, tanto no local A quanto no B.

Como já citado, durante o inverno os sangradouros inundam suas margens e apesar do possível efeito de diluição, a abundância destas espécies foi maior neste período. Estas espécies possuem um tamanho muito reduzido quando juvenis (10 e 11 mm respectivamente), e até mesmo quando adultas (69 e 76 mm, respectivamente), o que acarreta em vulnerabilidade aos predadores aquáticos piscívoros locais (e.g., os peixes *Oligossarcus jenynsii*, *Crenicichla lepidota* e *Hoplias aff. malabaricus*, e a lontra *Lontra longicauda*), e aos predadores alóctones (e.g., avifauna e herpetofauna). Além disso, os dados mostram que as espécies de peixes piscívoras dos sangradouros são todas espécies DP, que durante o inverno tem sua abundância e tamanho reduzido. O fato da maior abundância destes barrigudinhos durante o inverno, associada a redução na abundância dos piscívoros poderia ser uma estratégia para reduzir a pressão de predação sobre as populações dos barrigudinhos.

No outono e inverno, períodos com salinidade significativamente maiores e menores distâncias da linha de praia, nenhuma espécie DP foi dominante no local mais próximo do mar (A). Somente na primavera e verão a guilda DP teve representantes dominantes no local A, sendo eles os lambaris *Hyphessobrycon luetkenii* (PRI e VER), *Cheirodon interruptus* (PRI) e *Astyanax eigenmanniorum* (VER). Já no local mais distante do mar e próximo dos banhados (B), todas as estações do ano tiveram representantes DP dominantes. A dominância destas mesmas espécies DP em riachos costeiros sem ligação direta com o mar (Tagliani, 1994) e a maior dominância no presente estudo no local distante do mar, reforçam o padrão de segregação espacial e funcional da ictiofauna local em relação a influência marinha.

A abundância das espécies DP dominantes foi usualmente maior durante a primavera. Além disso, a Análise de Correspondência Canônica (CCA) evidenciou a correlação, principalmente das espécies de Characidae, com o aumento de temperatura ocorrido na primavera. A maioria das espécies de peixes de riachos se reproduzem após o período de alagamento (inverno), para aproveitar os recursos disponíveis nas áreas inundadas (Winemiller *et al.*, 2008). A primavera parece ser a estação reprodutiva deste grupo, já que as maiores abundâncias, principalmente das menores classes de tamanho (15-35 mm) foram encontradas nesse período. Durante o verão houve uma redução na abundância destas classes, ao passo que houve um aumento na abundância das classes maiores (40-70 mm), evidenciando o crescimento dessas populações no período.

Na zona de arrebentação marinha da área de estudo, a dominância da tainha *Mugil liza* e do pampo *Trachinotus marginatus* já é reconhecida (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Raseira, 2003). Estes autores utilizaram como amostrador a mesma rede do presente estudo, registrando o pampo como a espécie mais abundante. No entanto, no presente trabalho, apesar

de no verão o pampo ter sido dominante, a tainha *M. liza* foi sempre a espécie mais abundante, inclusive no verão. Além disso, as amostras realizadas em um ponto marinho mais distante dos sangradouros (11 Km) mostraram uma grande redução na abundância da tainha, quando comparada com os pontos em frente aos sangradouros. Assim, os resultados indicam que pode existir uma agregação de *M. liza* próximo aos sangradouros em detrimento de áreas distantes da descarga dos sangradouros. Estudos futuros devem investigar a hipótese de que as pistas olfatórias (*sensu* Whitfield, 1999) presentes na água doce que sai dos sangradouros, tem efeito agregador de tainhas na zona de arrebentação adjacente.

Gillanders *et al.*, (2003) argumentaram que a falta de amostragem de outros tipos de habitats em que os juvenis ocorrem é um dos principais erros associados à identificação de áreas de berçário. Deegan (1990) amostrou quatro locais de habitats juvenis e outros quatro de adultos, identificando pequenos riachos de maré como os locais com maiores abundâncias dos juvenis do clupeídeo *Brevoortia patronus*. Nesses locais a espécie possuía entre 30 e 40 mm, sendo que suas abundâncias diminuíam quando alcançavam 45-50 mm de comprimento, e se moviam para áreas abertas da baía. Outros trabalhos confirmam a importância de pequenos riachos e afluentes menores para espécies migradoras. Espécies como a truta costeira *Oncorhynchus clarki clarki* e outros salmonídeos da costa oeste do Canadá (e.g. o salmão *O. kisutch*) são mais abundantes durante sua fase juvenil em córregos pequenos ou afluentes menores do que nos rios maiores (Lowry, 1965; Michael, 1989; Rosenfeld *et al.*, 2002).

Os dados aqui apresentados sugerem que os sangradouros podem atuar como ambientes secundários, alternativos ou ainda intermediários no desenvolvimento da tainha na costa gaúcha. A análise da abundância por classe de tamanho (CPUE-CC) da tainha *M. liza* revelou uma maior abundância de indivíduos maiores (34,76 mm) nos sangradouros (local A) e uma maior abundância de indivíduos menores (28,69 mm) na zona de arrebentação adjacente aos sangradouros (local M). Esse mesmo padrão de estrutura de tamanho da espécie entre o estuário da Lagoa dos Patos e o ambiente marinho adjacente é descrito em Garcia *et al.*, (2001). O padrão de tamanho aliado a observação da entrada ativa de cardumes de tainha nos sangradouros evidenciam a busca ativa da espécie e o crescimento dela neste ambiente.

Entretanto, mesmo com classes de comprimento maiores, não foi registrada a presença de sub-adultos e adultos nos sangradouros. Apesar da maior abundância das menores classes no mar, foram registradas abundâncias consideráveis de classes maiores (até 85 mm), principalmente nos períodos em que as amostras foram realizadas nos pontos marinhos adjacentes a cada sangradouro e no verão. Garcia *et al.*, (2001) indicam que em anos de menores taxas de precipitação, sob influência do fenômeno climático *La Niña*, a amplitude de

comprimento de *M. liza* no mar diminui, e a abundância aumenta no estuário da Lagoa dos Patos, pela maior facilidade de entrada dos juvenis pelo canal de acesso ao estuário, no qual a descarga de água doce proveniente da precipitação da bacia é menor. Em contrapartida, em anos sob influência do *El Niño*, com maiores precipitações, a amplitude de tamanho no mar aumenta, e a abundância no estuário diminui, pois a entrada dos juvenis pelo canal de acesso é dificultada pelo aumento da vazão de descarga. Assim é possível supor que durante períodos sob influência do *El Niño* os sangradouros possam ser ainda mais utilizados como habitat alternativo de crescimento pela maior facilidade de entrada nos sangradouros (e.g. tempestades) do que no estuário (e.g. maior vazão).

Considerando isto, a hipótese que parece mais plausível é a de que os sangradouros podem servir como ambientes temporários e alternativos de crescimento para os juvenis. Assim, as tainhas que entram nos sangradouros crescem até certo ponto (até 100 mm), momento em que retornariam para a zona de arrebentação. Então, a entrada em grandes estuários, como o da Lagoa dos Patos, poderia ser facilitada pelo maior poder de natação de indivíduos maiores. Além disso, a importância dos sangradouros como ambientes de criação temporários pode variar intra e inter anualmente, dependendo das condições climáticas, principalmente da precipitação. Estudos futuros devem avaliar a real contribuição dos juvenis que entram e se desenvolvem nos sangradouros, para o estoque da população adulta, revelando se, e, em que condições, os sangradouros podem ser considerados áreas de berçário para a espécie.

Dentre as outras espécies marinhas encontradas dentro dos sangradouros, destacam-se a abundância das congêneras, *Mugil curema* e *Mugil gaimardianus* além de *Eucinostomus melanopterus*. A ACC evidenciou a relação destas espécies com os ventos de SE e L, que aumentam a influência do mar sobre o estuário da Lagoa dos Patos (Costa *et al.*, 1988; Castello, 1985). Assim, do mesmo modo que estes ventos favorecem a entrada da cunha salina no estuário, eles também poderiam aumentar a frequência dos eventos de entrada de água salgada nos sangradouros. Além dos ventos SE e L, o vento SO é reconhecidamente promotor de grandes eventos de tempestades e ressacas (Castello, 1985; Saraiva *et al.*, 2003). Apesar da baixa explicabilidade, a ACC mostrou uma associação da intensidade do SO com as amostras realizadas em abril. Durante este mês, além da alta abundância de *M. liza* e *M. curema*, foi registrada a presença de *Lutjanus cyanopterus*, uma espécie marinha que nunca foi registrada em nenhum dos extensivos estudos do estuário da Lagoa dos Patos (Chao *et al.*, 1982; Garcia *et al.*, 2001, Garcia *et al.*, 2003a). Os dados sugerem que anteriormente à coleta de abril houve uma subida do mar em direção aos sangradouros que, apesar de não ter sido tão

grande como outras registradas pelo sistema Argus e combinada com uma menor descarga, facilitou a entrada ativa de tainhas e outras espécies marinhas.

Em suma, os sangradouros mostraram-se importantes habitats para a ictiofauna da região, abrigando uma grande riqueza de espécies. Estes ambientes abrigaram grandes quantidades de indivíduos de espécies importantes comercialmente (e.g., a tainha *M. liza*) além de espécies ameaçadas de extinção (vide Anexo 1). Portanto, a presença destas espécies nos sangradouros reforça ainda mais a necessidade de conservação destes ecossistemas, que vem sofrendo uma crescente pressão antrópica devido ao novo ciclo de desenvolvimento (e.g., Pólo Naval e Oceanário Brasil) que ocorre na cidade do Rio Grande e no Balneário Cassino.

As evidências da importância destes habitats para a ictiofauna indicam que outros componentes do ecossistema dos sangradouros devem ser avaliados. Além disso, considerando a forte influência do regime hídrico sobre os parâmetros da ictiofauna aqui avaliados, estudos de longo prazo devem investigar as variações intra e inter anuais das comunidades biológicas dos sangradouros. Para além de questões econômicas e preservacionistas, estudos futuros devem concentrar esforços na quantificação dos valiosos serviços ecossistêmicos prestados por estes ambientes conspícuos na costa gaúcha.

FIGURAS

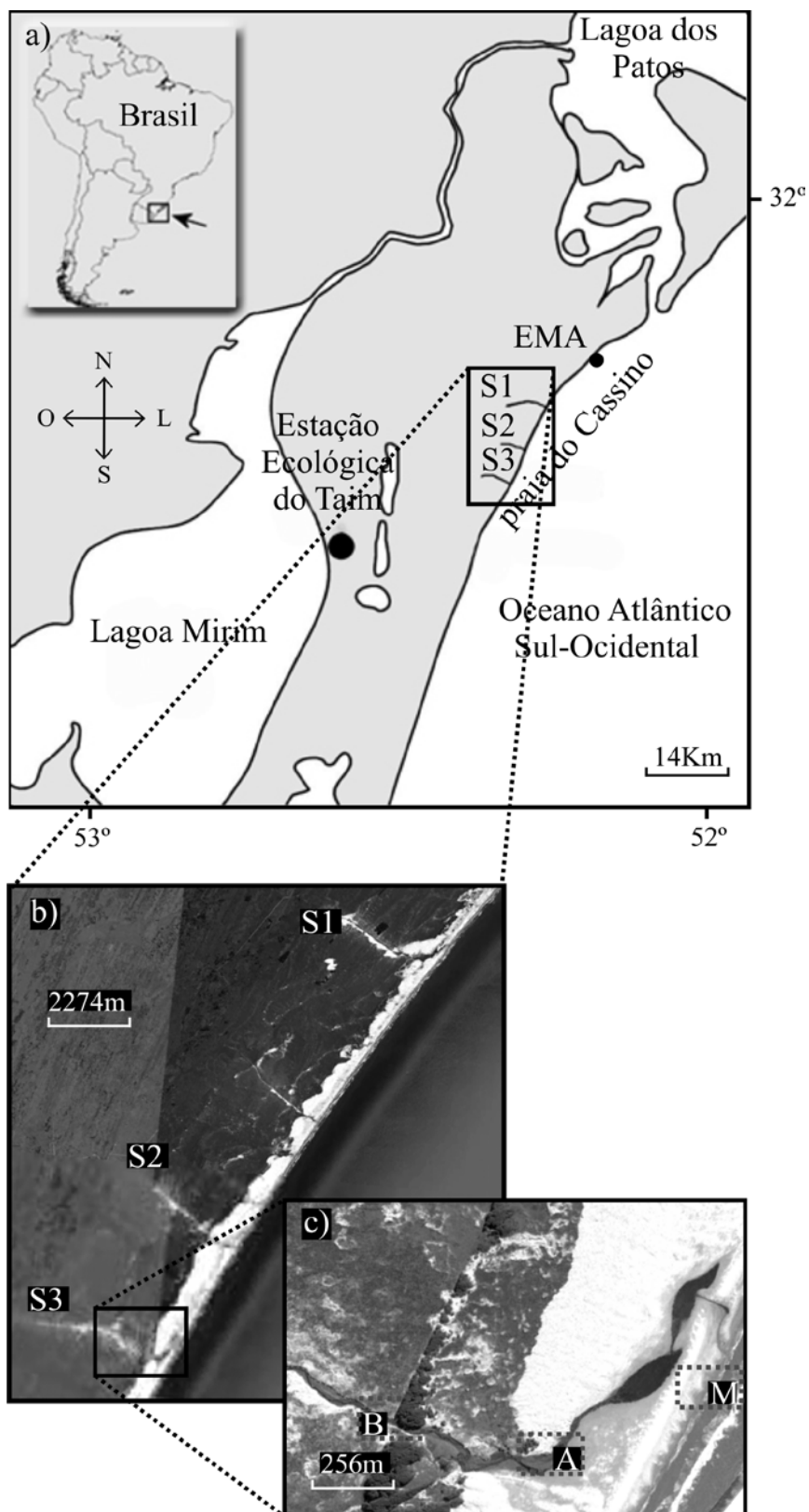


Fig. 1. Região sul do RS (a) com os sangradouros estudados (S1, S2, S3) (a, b) e os locais de coleta (c), na praia (M), na região de desagüe, próximo ao mar (A), e na região de pós dunas (B), distante do mar.

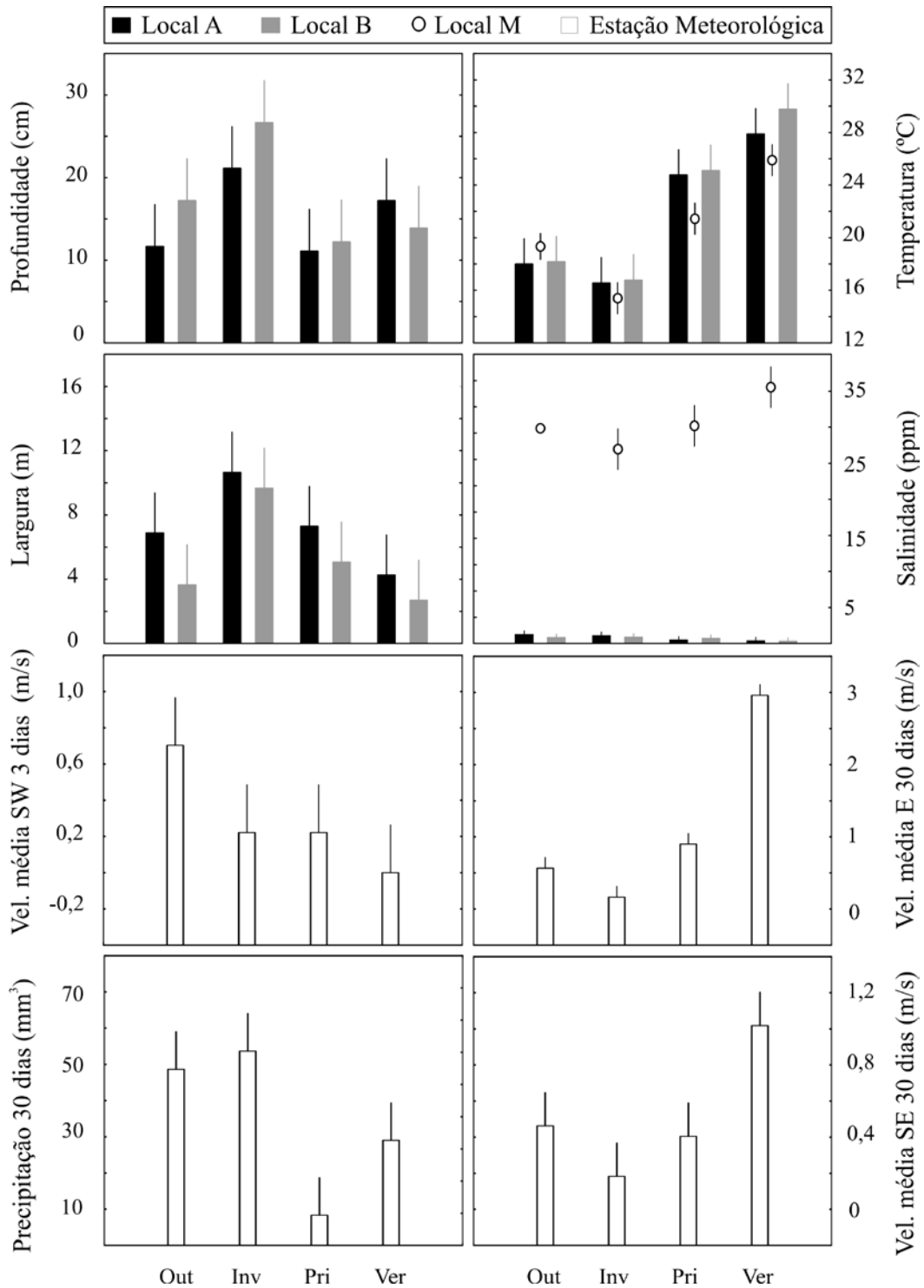


Fig. 2. Variação sazonal (Out, Inv, Pri, Ver) nos valores médios (\pm I.C.=95%) das variáveis ambientais. Os dados de temperatura da água, salinidade, largura e profundidade foram mensurados nos dois locais (A e B) amostrados nos sangradouros, enquanto que a precipitação e intensidade dos ventos (L, SE, SO) foram obtidos na Estação Meteorológica da FURG (barras brancas). Os dados coletados na região marinha adjacente estão representados por círculos abertos.

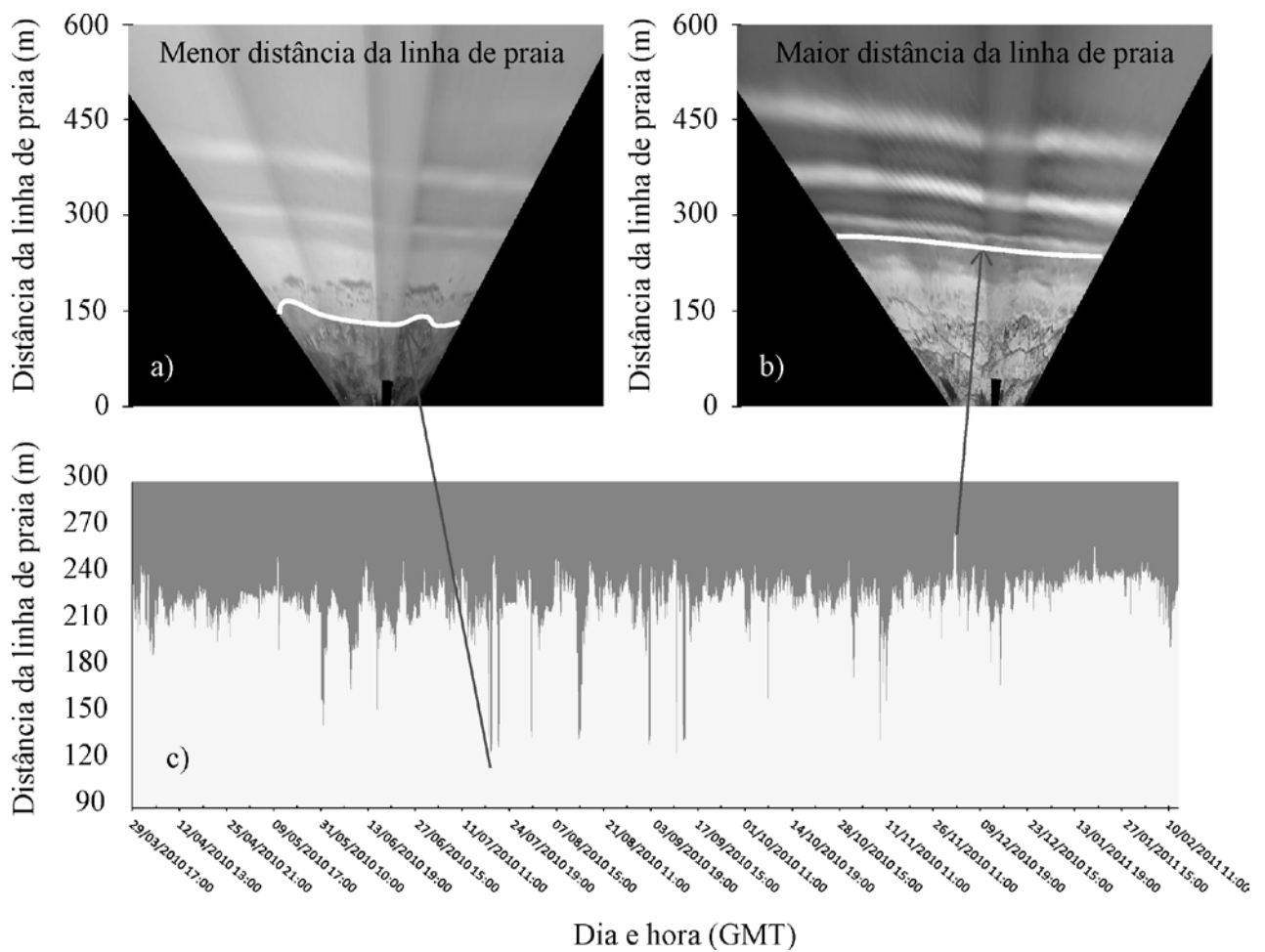


Fig. 3. Distâncias (m) da linha de praia em relação ao marco Argus, durante o período analisado. As fotos ilustram a menor (A) e a maior (B) distância da linha de praia registradas para o período analisado, as quais correspondem aos maiores recuos e avanços do mar, respectivamente. C) Variabilidade dos avanços e recuos do mar sobre as dunas ao longo de período estudado. Imagens (A e B) disponibilizadas pelo coordenador do sistema Argus praia do Cassino, Dr. Lauro Julio Calliari.

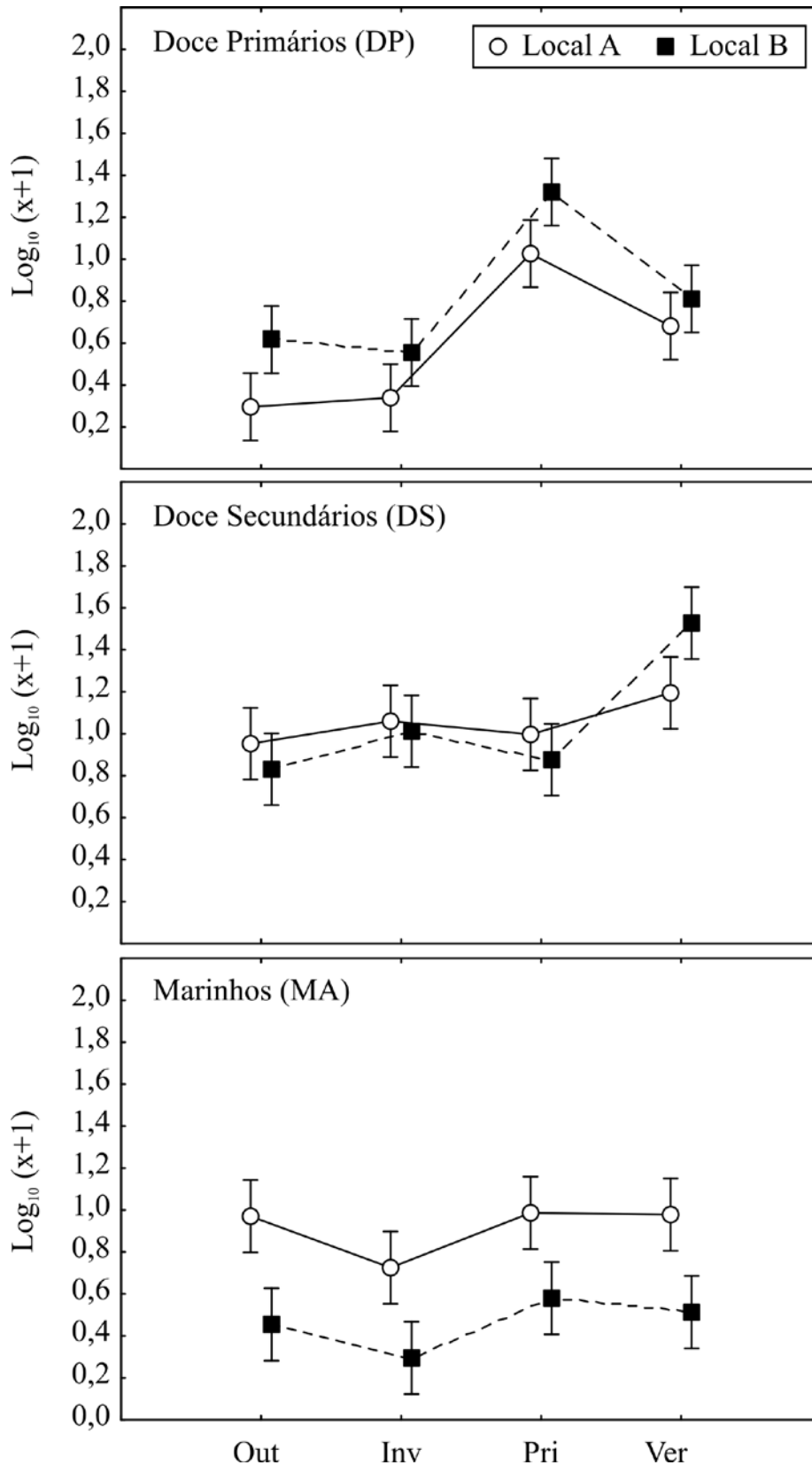


Fig. 4. Valores médios (+/- I.C. = 95%) do \log_{10} das abundâncias (x) das guildas ecológicas (Doce Primários - DP, Doce Secundários - DS, Marinhos - MA), por estação do ano (Out, Inv, Pri, Ver) em cada local amostrado no interior dos sangradouros estudados (A = círculo aberto e linha contínua; B = quadrado fechado e linha tracejada).

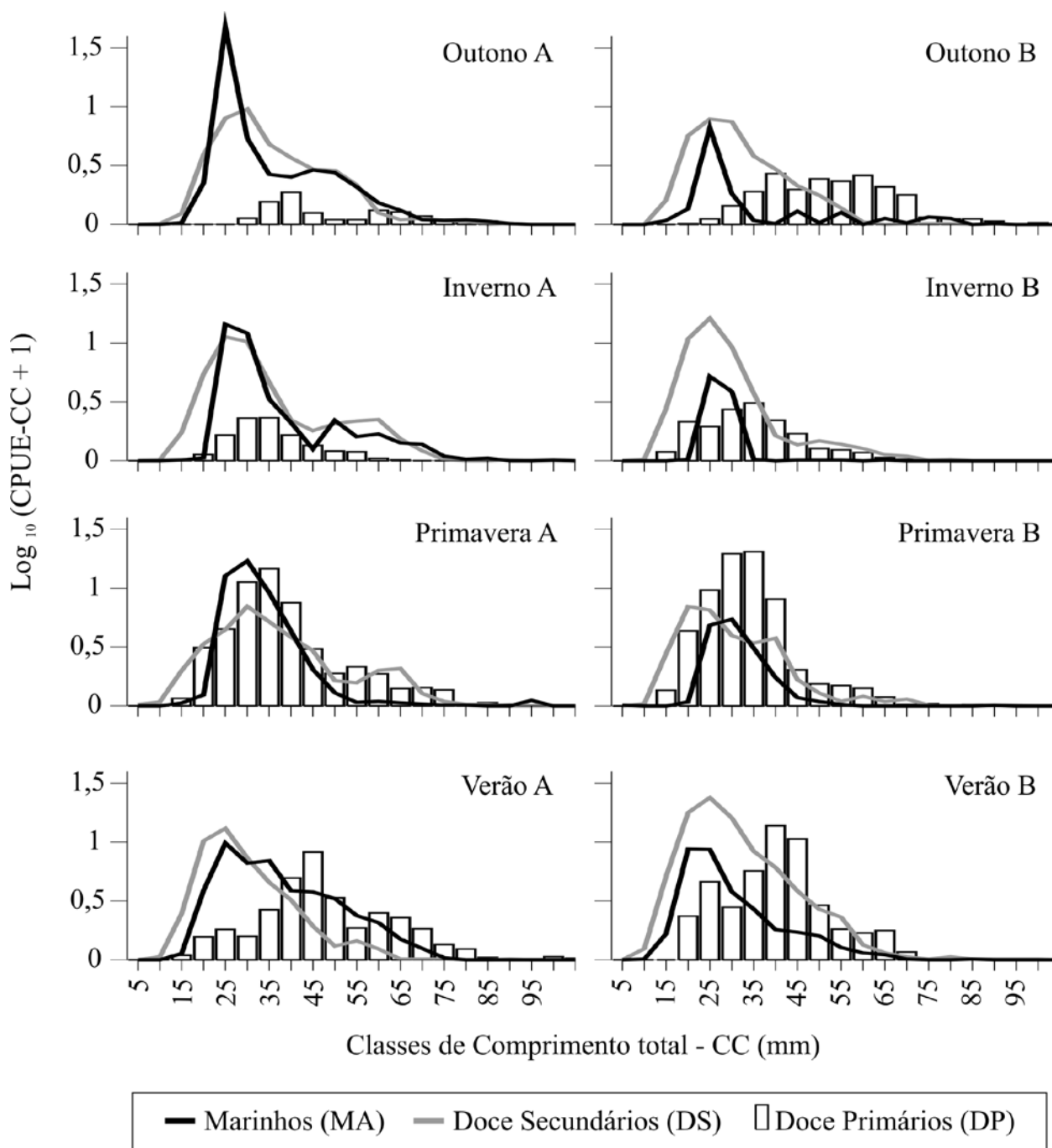


Fig. 5. Valores da captura por unidade de esforço por classe de comprimento total log_{10} transformada ($\text{Log}_{10}(\text{CPUE-CC} + 1)$) para cada estação do ano, local interior (A e B) dos sangradouros e cada guilda (MA, DS e DP). Dada a baixa abundância dos indivíduos maiores que 105 mm ($\text{CPUE} < 0,01$), estão representadas apenas as classes de comprimento total (CC) predominantes (5-105 mm CT). Para maiores detalhamento das guildas vide M&M.

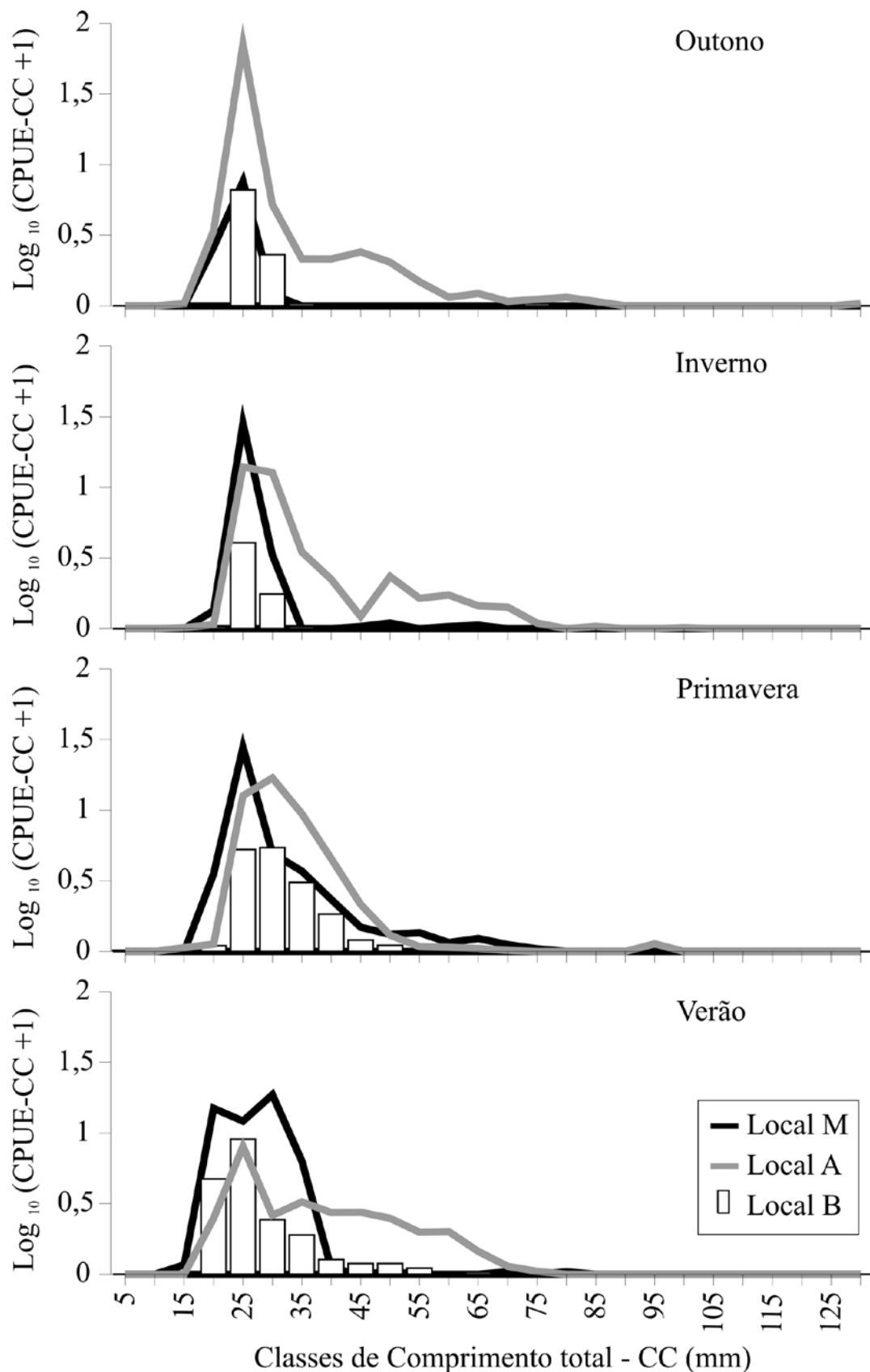


Fig. 6. Valores da captura por unidade de esforço por classe de comprimento total log_{10} transformada ($\text{Log}_{10}(\text{CPUE-CC} + 1)$) da tainha *Mugil liza*, por estação do ano e local de coleta. Para maiores detalhamento das guildas vide M&M.

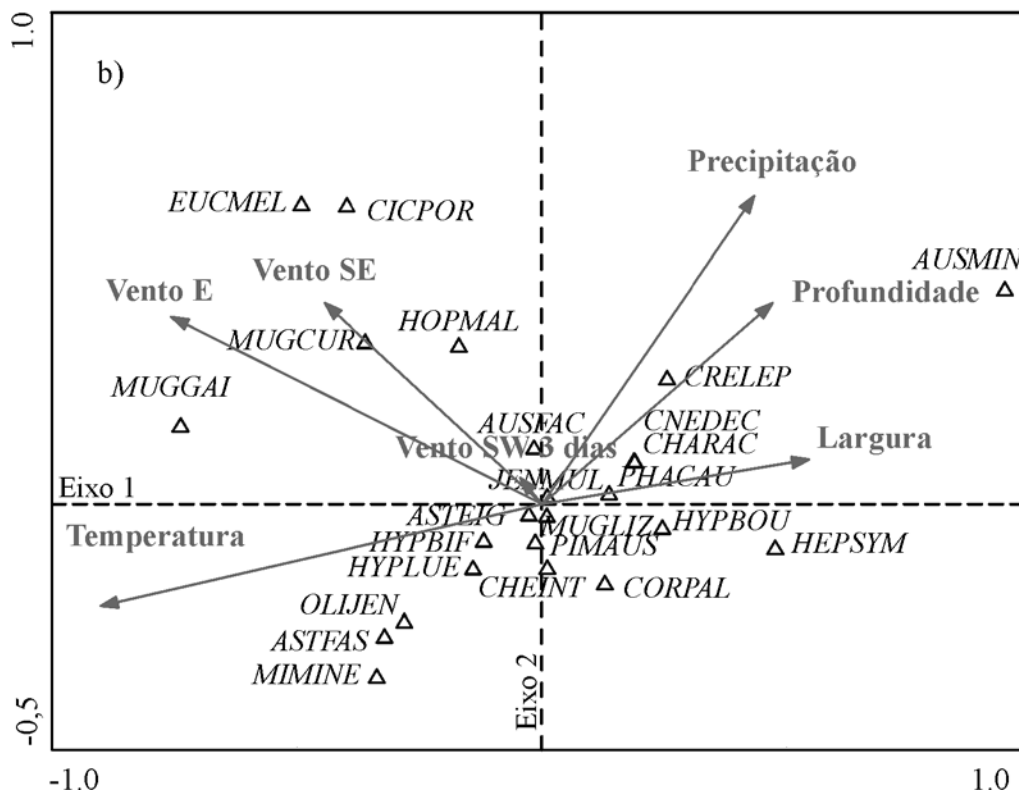
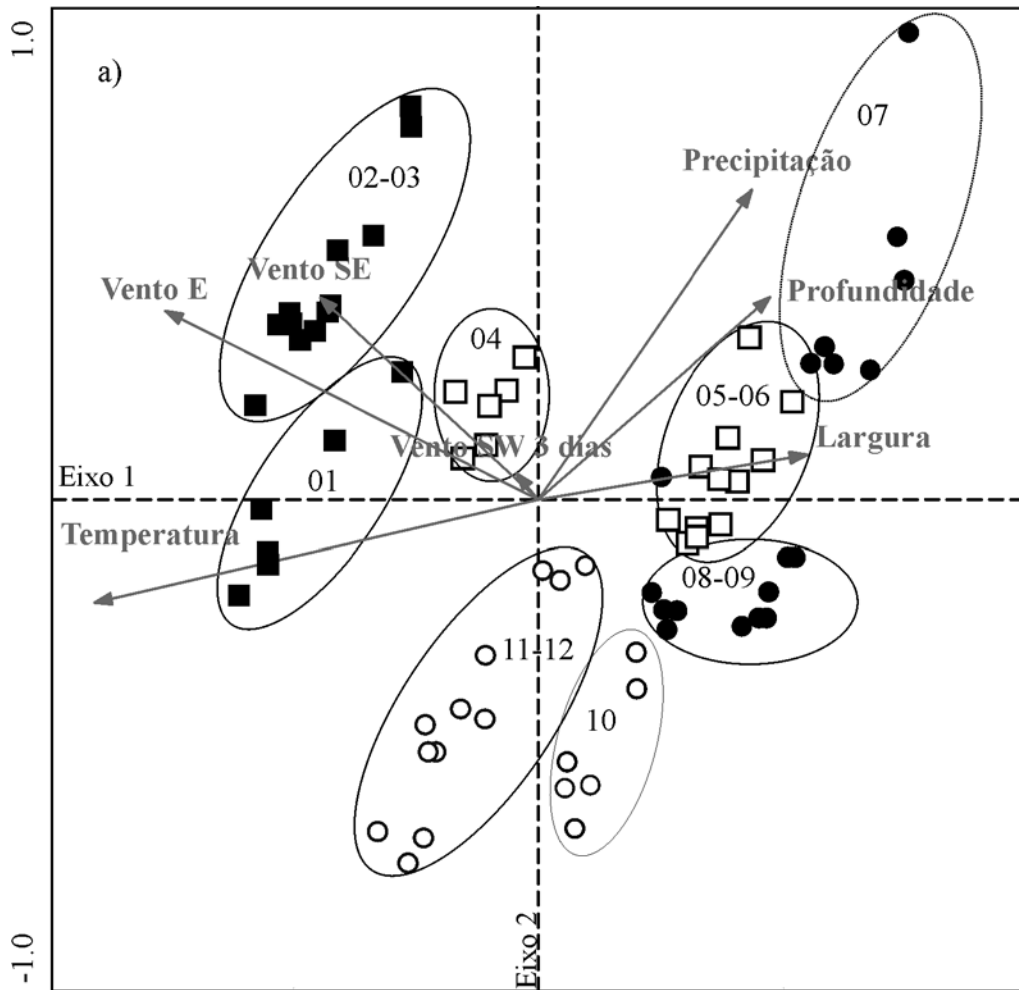


Fig. 7. Ordenação das espécies e amostras em relação aos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC). A associação de cada espécie/amostra com os eixos é representada pelo score (plotado) e as correlações entre as variáveis ambientais e os eixos, são representadas pelo comprimento e ângulo dos vetores. a) Associação entre as amostras (cada ponto representa uma amostra feita num mês em cada sangradouro e cada local) e as variáveis ambientais. b) Cada triângulo representa os scores para os dois primeiros eixos de cada espécie (ASTEIG- *Astyanax eigenmanniorum*; ASTFAS-*Astyanax fasciatus*; AUSACA-*Australoheros acaroides*; AUSMIN-*Austrolebias minuano*; CHARAC-*Characidium rachovii*; CHEINT-*Cheirodon interruptus*; CICPOR-*Cichlasoma portalegrense*; CNEDEC-*Cnesterodom decemmaculatus*; CORPAL-*Corydoras paleatus*; CRELEP-*Crenicichla lepidota*; EUCMEL-*Eucinostomus melanopterus*; HEPSYM-*Heptapterus sympterygium*; HOPMAL-*Hoplias aff. Malabaricus*; HYPBIF-*Hyphessobrycon bifasciatus*; HYPBOU-*Hyphessobrycon boulengeri*; HYPLUE-*Hyphessobrycon luetkenii*; JENMUL-*Jenynsia multidentata*; MIMINE-*Mimagoniates inequalis*; MUGCUR-*Mugil curema*; MUGGAI-*Mugil gaimardianus*; MUGLIZ-*Mugil liza*; OLIJEN-*Oligosarcus jenynsii*; PHACAU-*Phalloceros caudimaculatus*; PIMAUS-*Pimelodella australis*).

TABELAS

Tabela 1. Número de indivíduos capturados por unidade de esforço (CPUE) de cada espécie na região marinha (M) e nos dois locais de coleta (A, B) de cada sangradouro estudado por estação do ano (Outono, OUT; Inverno, INV; Primavera, PRI; Verão, VER). * = CPUE < 0,005.

Guildas / Espécies	Mar (M)				Sangradouro (A)				Sangradouro (B)				Total
	OUT	INV	PRI	VER	OUT	INV	PRI	VER	OUT	INV	PRI	VER	
Marinhos (MA)													
<i>Mugil liza</i>	8,40	30,11	39,04	60,33	54,08	31,71	41,13	23,40	7,51	7,21	11,52	8,21	28,57
<i>Mugil curema</i>		0,15	0,33	21,44	6,62		0,03	5,44	0,19		0,02	1,67	3,26
<i>Trachinotus marginatus</i>	4,53	0,70	0,19	32,89				0,02					3,07
<i>Mugil gaimardianus</i>			0,22	15,93	0,03			4,27				0,63	1,92
<i>Brevoortia pectinata</i>	0,20		0,44	7,04									0,68
<i>Eucinostomus melanopterus</i>				0,33	0,16			1,30	0,05			0,16	0,18
<i>Menticirrhus littoralis</i>	0,20		0,74	1,11									0,17
<i>Atherinella brasiliensis</i>			0,04	1,26									0,12
<i>Odontesthes argentinensis</i>			0,67	0,59									0,11
<i>Micropogonias furnieri</i>			0,41	0,67				0,02					0,10
<i>Platanichthys platana</i>				0,33									0,03
<i>Ctenogobius shufeldti</i>					0,06				0,02				0,01
<i>Oncopterus darwinii</i>			0,04	0,04									0,01
<i>Eleotris pisonis</i>					0,05		0,02						0,01
<i>Dormitator maculatus</i>					0,02	0,03							*
<i>Lutjanus cyanopterus</i>					0,05								*
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,07			0,04									*
<i>Menticirrhus spp.</i>	0,13		0,04										*
<i>Anchoa marinii</i>				0,04									*
<i>Trachinotus carolinus</i>				0,04									*
<i>Oligoplites saliens</i>	0,07												*
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,67												*

Água Doce Secundários (DS)													
<i>Jenynsia multidentata</i>	0,04	0,11	28,73	23,60	22,29	31,52	19,32	9,35	15,40	72,54	20,26		
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	0,07		0,81	7,71	1,63	2,60	1,89	23,05	5,56	6,05	4,49		
<i>Cnesterodom decemmaculatus</i>			0,87	3,10	1,44	1,95	3,52	7,78	1,89	3,79	2,21		
<i>Crenicichla lepidota</i>			0,37	0,10		0,32	0,22	0,22	0,06	0,02	0,12		
<i>Cichlasoma portalegrense</i>			0,03	0,02		0,83	0,02		0,02	0,16	0,10		
<i>Australoheros acaroides</i>			0,03	0,05	0,19	0,35	0,02	0,03	0,16	0,02	0,08		
<i>Geophagus brasiliensis</i>			0,02			0,02			0,02		*		
Água Doce Primários (DP)													
<i>Hyphessobryconluetkenii</i>			0,06	0,70	29,84	13,75	2,94	1,35	41,71	27,65	10,73		
<i>Cheirodon interruptus</i>			1,30	0,76	5,05	1,30	1,94	1,95	9,14	2,97	2,22		
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>			0,48	0,46	3,67	4,33	4,46	0,68	1,75	2,68	1,68		
<i>Mimagoniates inequalis</i>				0,02	1,63	0,75			4,78	4,57	1,07		
<i>Characidium rachovii</i>			0,32	1,92	0,73	1,48	0,29	2,97	0,54	1,48	0,88		
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>				0,73	0,33	0,05		0,40	0,83	0,14	0,23		
<i>Pimelodella australis</i>			0,51		0,13		0,37	0,02	0,29	0,14	0,13		
<i>Corydoras paleatus</i>			0,16	0,05	0,02	0,03	0,35	0,17	0,56	0,05	0,13		
<i>Oligosarcus jenynsii</i>			0,02		0,25	0,16	0,30	0,02	0,21	0,10	0,10		
<i>Austrolebias minuano</i>				0,11				0,89			0,09		
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>					0,43	0,14		0,03	0,08	0,21	0,08		
<i>Heptapterus sympterygium</i>			0,11	0,08	0,05		0,08	0,29	0,14		0,07		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>					0,22	0,33	0,02		0,06	0,02	0,06		
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>			0,02	0,02	0,02	0,13	0,03	0,02	0,02	0,08	0,03		
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>					0,11			0,02	0,05	0,05	0,02		
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>				0,05	0,03	0,02	0,02		0,03	0,03	0,02		
<i>Rhamdia quelen</i>			0,02				0,03		0,05	0,02	0,01		
<i>Hoplosternum littorale</i>							0,02	0,03			*		
<i>Astyanax spp.</i>						0,05					*		
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>									0,03		*		
<i>Trachelyopterus lucenai</i>							0,03				*		
<i>Callichthys callichthys</i>									0,02		*		
<i>Synbranchus sp.</i>			0,02								*		
Riqueza (S)	8	3	13	16	26	19	22	26	24	20	27	25	52

Tabela 2. Dominância das espécies de peixes capturadas na região marinha (M) e nos dois locais de coleta (A, B) de cada sangradouro estudado por estação do ano (Outono, OUT; Inverno, INV; Primavera, PRI; Verão, VER). 1 = Abundante e frequente; 2= Abundante e infrequente; 3= Pouco abundante e frequente; 4= Pouco abundante e infrequente. Vide Material e Métodos para detalhes de classificação destas categorias de dominância.

Guildas / Espécies	Mar (M)				Sangradouro (A)				Sangradouro (B)			
	OUT	INV	PRI	VER	OUT	INV	PRI	VER	OUT	INV	PRI	VER
Marinhos (MA)												
<i>Mugil liza</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Mugil curema</i>		4	4	1	1		4	1	4		4	4
<i>Trachinotus marginatus</i>	1	4	4	1				4				
<i>Mugil gaimardianus</i>			4	1	4			4				4
<i>Brevoortia pectinata</i>	4		4	3								
<i>Eucinostomus melanopterus</i>				4	4			3	4			4
<i>Menticirrhus littoralis</i>	4		3	3								
<i>Atherinella brasiliensis</i>			4	3								
<i>Odontesthes argentinensis</i>			3	4								
<i>Micropogonias furnieri</i>			3	4				4				
<i>Platanichthys platana</i>				4								
<i>Ctenogobius shufeldti</i>					4				4			
<i>Oncopterus darwinii</i>			4	4								
<i>Eleotris pisonis</i>					4		4					
<i>Dormitator maculatus</i>					4	4						
<i>Lutjanus cyanopterus</i>					4							
<i>Lycengraulis grossidens</i>	4			4								
<i>Menticirrhus spp.</i>	4		4									
<i>Anchoa marinii</i>				4								
<i>Trachinotus carolinus</i>				4								
<i>Oligoplites saliens</i>	4											
<i>Pomatomus saltatrix</i>	4											
Água Doce Secundários (DS)												
<i>Jenynsia multidentata</i>		4	4		1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		4			3	1	3	3	1	1	1	1
<i>Cnesterodom decemmaculatus</i>					4	3	3	3	1	1	3	3
<i>Crenicichla lepidota</i>					4	4		4	3	4	4	4
<i>Cichlasoma portalegrense</i>					4	4		4	4		4	4
<i>Australoheros acaroides</i>					4	4	4	3	4	4	4	4
<i>Geophagus brasiliensis</i>					4			4			4	
Água Doce Primários (DP)												
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>		4	4		1	1	1	1	3	1	1	
<i>Cheirodon interruptus</i>		3	3		1	3	1	1	3	1	3	
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>		3	4		3	1	1	1	4	3	3	
<i>Mimagoniastes inequalis</i>			4	4	4					1	4	
<i>Characidium rachovii</i>		4	3	3	3	3	3	1	3	3	4	
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>			4	4	4				4	4	4	
<i>Pimelodella australis</i>		3		4		4	4	4	4	4	4	
<i>Corydoras paleatus</i>		4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
<i>Oligosarcus jenynsii</i>		4		4	4	4	4	4	4	4	4	
<i>Austrolebias minuano</i>			4						4			
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>				4	4				4	4	4	
<i>Heptapterus sympterygium</i>		4	4	4		4	4	4	4	4		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>				4	4	4	4			4	4	
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>		4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>				4					4	4	4	
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>				4	4	4	4	4		4	4	
<i>Rhamdia quelen</i>		4						4		4	4	
<i>Hoplosternum littorale</i>								4	4			
<i>Astyanax spp.</i>							4					
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>											4	
<i>Trachelyopterus lucenai</i>									4			
<i>Callichthys callichthys</i>											4	
<i>Synbranchus sp.</i>		4										

Tabela 3. Resultados da análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) para as abundâncias de cada guilda de uso de habitat (Doce primários, DP; Doce secundários, DS; Marinhos, MA) por local (A e B) e por estação do ano (Outono, OUT; Inverno, INV; Primavera, PRI; Verão, VER). * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$.

Efeitos	Graus de	<i>H</i>	<i>p</i>	Comparação múltipla
Marinhos (MA)				
Local	1,00	48,58	**	A > B **
Estação	3,00	13,05	**	INV < PRI**, VER *
Doce primários (DP)				
Local	1,00	16,67	**	A < B **
Estação	3,00	77,45	**	OUT, INV < PRI**, VER * ; PRI >
Doce secundários (DS)				
Local	1,00	0,00	0,98	
Estação	3,00	32,78	**	VER > OUT, INV, PRI**

Tabela 4. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada sobre a matriz de variáveis ambientais e espécies de peixes mais abundantes. Vide M&M para maiores detalhes.

Eixos	1	2	3	4
Correlação das variáveis ambientais				
Temperatura	-0,729	-0,150	-0,167	0,004
Largura	0,441	0,065	-0,152	0,159
Profundidade	0,381	0,295	-0,408	-0,105
Vento SO 3 dias	-0,036	0,039	0,454	0,134
Vento L 30 dias	-0,613	0,275	-0,195	-0,153
Precipitação acumulada 30 dias	0,351	0,451	0,223	0,147
Vento SE 30 dias	-0,359	0,295	0,112	-0,372
Autovalores				
Correlações espécies-var. ambientais	0,110	0,068	0,041	0,030
Percentual acumulado de variância:				
Das espécies	10,1	16,3	20,1	22,9
Da relação espécies-var. ambientais	37,7	61,0	75,1	85,5
Soma de todos autovalores				1,085
Soma dos autovalores canônicos				0,291

BIBLIOGRAFIA

- Albertoni, E. F. & C. Palma-Silva. 2006. Macroinvertebrates associated with floating macrophytes in urban channels (Balneário Cassino, Rio Grande, RS, Brazil). *Neotropical Biology and Conservation*, 1(2): 90-100.
- Artioli, L. G. S., J. P. Vieira, A. M. Garcia & M. D. Bemvenuti. 2009. Distribution, dominance and sizes structure of the fish assemblage in the Mangueira lake, southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(4): 409-418.
- Bain, M. B., J. T. Finn & H. E. Booke. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69(2): 382-392.
- Baumgarten, M. G. Z., D. Millão, P. G. Costa, K. K. Attisano, N. B. D. Costa, F. B. Gutierrez, S. B. Giordano & E. A. C. Araújo. 2007. Praia do Cassino (Rio Grande – RS): qualidade da água dos sangradouros da área central – antes (2003) e depois (2005) da instalação da estação de tratamento de esgotos (ETE). *Cadernos de Ecologia Aquática*, 2(1): 1-12.
- Bemvenuti, M. d. A. & A. Moresco. 2005. Peixes: áreas de banhados e lagoas costeiras do Extremo Sul do Brasil. Porto Alegre, Editora ABRH, 63p.
- Boyce, S. G. 1954. The Salt Spray Community. *Ecological Monographs*, 24(1): 29-67.
- Buckup, P. A. & L. R. Malabarba. 1983. A list of the fishes of the Taim Ecological Station, RS, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 63: 103-113.
- Burns, M. D. M., A. M. Garcia, J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti, D. Marques & V. Conдини. 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 69-72.
- Calliari, L. J. & R. Pereira da Silva. 1998. Erosion processes associated to storm surge and washout along the south brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, (SI26): 1-7.
- Capone, T. A. & J. A. Kushlan. 1991. Fish community structure in dry-season stream pools. *Ecology*, 72(3): 983-992.
- Carmona, J. A., I. Doadrio, A. L. Marquez, R. Real, B. Hugueny & J. M. Vargas. 1990. Distribution patterns of indigenous freshwater fishes in the Tagus River basin, Spain. *Environmental Biology of Fishes*, 54(4): 371-387.
- Castello, J. P. & O. O. Moller. 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). *Atlântica, Rio Grande*, 3: 67-74.

- Castello, J. P. 1985. La ecologia de los consumidores del estuarino de la Lagoa dos Patos, Brasil. Pp. 383-406. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. México DF, DR (R) UNAM Press, 654p.
- Ceni, G. 2011. Distribuição da ictiofauna por zonas de profundidade na Lagoa Mirim, RS, Brasil: um estudo de caso. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 51 p.
- Chao, L. H., L. E. Pereira & J. P. Vieira. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. Pp. 429-450. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. Mexico DF, DR (R) UNAM Press, 654p.
- Chao, L. N., L. E. Pereira, J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti & L. P. R. Cunha. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 5: 67-75.
- Costa, C. S. B., U. Seeliger & P. G. Kinas. 1988. The effect of wind velocity and direction on the salinity regime in the lower Patos Lagoon estuary. *Ciência e Cultura*, 40(9): 909-912.
- Cunha, L. P. R. 1981. Variação sazonal da distribuição, abundância e diversidade dos peixes na zona de arrebentação da praia do Cassino, RS, Brasil. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 47 p.
- Deegan, L. A. 1990. Effects of estuarine environmental conditions on population dynamics of young-of-the-year gulf menhaden. *Marine Ecology Progress Series*, 68: 195-205.
- Figueiredo, S. A. & L. J. Calliari. 2005. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel*, 3: 45-57.
- Figueiredo, S. A. & L. J. Calliari. 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul state, Brazil: Distribution and implications. *Journal of Coastal Research*, (SI39): 366-370.
- Fischer, L. G., L. E. D. Pereira & J. P. Vieira. 2011. Peixes estuarinos e costeiros. 2ªed. Rio Grande, Luciano Gomes Fisher, 131p.
- Garcia, A. M. & J. P. Vieira. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Atlântica*, Rio Grande, 19: 161-181.
- Garcia, A. M. 1999. Variação na estrutura da assembléia de peixes das zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil, durante os eventos La Niña 1995-1996 e El Niño

- 1997-1998. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 103 p.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira & K. O. Winemiller. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology*, 59(5): 1218-1238.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira & K. O. Winemiller. 2003b. Effects of 1997-1998 El Nino on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57(3): 489-500.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller & A. M. Grimm. 2004. Comparison of 1982-1983 and 1997-1998 El Nino effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuaries*, 27(6): 905-914.
- Garcia, A. M., M. A. Bemvenuti, J. P. Vieira, D. M. L. M. Marques, M. D. M. Burns, A. Moresco & M. V. L. Condini. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.
- Garcia, A. M., M. B. Raseira, J. P. Vieira, K. O. Winemiller & A. M. Grimm. 2003a. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes*, 68(3): 215-228.
- Gillanders, B. M., K. W. Able, J. A. Brown, D. B. Eggleston & P. F. Sheridan. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series*, 247: 281-295.
- Guedes, R. M. C., L. J. Calliari & P. d. S. Pereira. 2009. Morfodinâmica da praia e zona de arrebenção do Cassino, RS através de técnicas de vídeo imageamento e perfis de praia. *Pesquisas em Geociências*, 36(2): 165-180
- Harrell, H. L. 1978. Response of Devils River (Texas) Fish Community to Flooding. *Copeia*, (1): 60-68.
- Helfman, G. S., B. B. Collette, D. E. Facey & B. W. Bowen. 2009. *The diversity of fishes: Biology, Evolution, and Ecology*. 2ed. Hong-Kong, Wiley-Blackwell, 720p.
- Holland, K. T., R. A. Holman, T. C. Lippmann, J. Stanley & N. Plant. 1997. Practical use of video imagery in nearshore oceanographic field studies. *Ieee Journal of Oceanic Engineering*, 22(1): 81-92.
- Lana, G. M. T. 2005. Comparação do uso de duas redes de arrasto de praia e descrição das variações de curto prazo da assembléia de peixes na zona de arrebenção da praia do

- Cassino, Rio Grande - RS. Unpublished Msc Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 71 p.
- Lima, M. S. P. & J. P. Vieira. 2009. Variação espaço-temporal da ictiofauna da zona de arrebentação da Praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil. *Zoologia*, 26(3): 499-510.
- Loebmann, D. & J. P. Vieira. 2005. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Zoologia*, 22(3): 667-675.
- Lowry, G. R. 1965. Movement of Cutthroat Trout *Salmo Clarki Clarki* (Richardson) in 3 Oregon Coastal Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 94(4): 334-338.
- Matthews, W. J. 1986. Fish fauna structure in an Ozarck stream: stability, persistence and a catastrophic flood. *Copeia*, (2): 388-397.
- Menezes, N. A. & J. L. Figueiredo. 1985. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. São Paulo, Museu de Zoologia de São Paulo, 105p.
- Michael, J. H. 1989. Life-History of Anadromous Coastal Cutthroat Trout in Snow and Salmon Creeks, Jefferson County, Washington, with Implications for Management. *California Fish and Game*, 75(4): 188-203.
- Ministério do planejamento, orçamento e gestão. (<http://www.mp.gov.br/noticia.asp?p=not&cod=4028&cat=69&sec=9>) acessado em 07/05/2010.
- Monteiro-Neto, C., L. P. R. Cunha & J. A. Musick. 2003. Community structure of surf-zone fishes at Cassino Beach, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Coastal Research*, (SI35): 492-501.
- Moura, P. M. 2011. Variações na estrutura das assembléias de peixes ao longo de um amplo gradiente estuarino-límnico do complexo lagunar Patos-Mirim. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 58 p.
- Myers, G. S. 1938. Freshwater fishes and West Indian zoogeography. *Annual Report of the Smithsonian Institution*, 1937: 339-364.
- PAC. Programa de aceleração do crescimento. (<http://www.brasil.gov.br/pac>). Acessado em 06/05/2010.
- Pereira da Silva, R. 1995. Comportamento morfodinâmico dos sangradouros entre a praia do Cassino e Chuí, RS. Unpublished Ungrad. Monograph, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 36 p.

- Pereira da Silva, R. 1998. Ocorrência, distribuição e características morfodinâmicas dos Sangradouros na zona costeira do Rio Grande do Sul: Trecho Rio Grande - Chuí, RS. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 146 p.
- Porciúncula, R. A., F. M. Quintela & D. Loebmann. 2006. Pisces, Cyprinodontiformes, Rivulidae, *Austrolebias minuano* Costa & Cheffe, 2001 and *Austrolebias wolterstorffi* (Ahl, 1924): new species records at Rio Grande city, Rio Grande do Sul state, Brazil. Check List, 2(2): 44-46.
- Quintela, F. M., R. A. Porciúncula, M. V. Condini, J. P. Vieira & D. Loebmann. 2007. Composição da ictiofauna durante o período de alagamento em uma mata paludosa da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 2(3): 191-198.
- Ramos, L. A. & J. P. Vieira. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 27(1): 109-121.
- Rosenfeld, J. S., S. Macdonald, D. Foster, S. Amrhein, B. Bales, T. Williams, F. Race & T. Livingstone. 2002. Importance of small streams as rearing habitat for coastal cutthroat trout. North American Journal of Fisheries Management, 22(1): 177-187.
- Sanchez-Botero, J. I., E. P. Caramaschi & D. S. Garcez. 2008. Spatiotemporal variation in fish assemblage in a coastal lagoon without direct contact with the sea (southeastern Brazil). Journal of Coastal Research, 24(4C): 225-238.
- Saraiva, J. M. B., C. Bedran & C. Carneiro. 2003. Monitoring of storm surges on Cassino Beach, RS, Brazil. Journal of Coastal Research, (SI35): 323-331.
- Seeliger, U., C. Cordazzo & L. Barcellos. 2004. Areias do Albardão: Um guia ecológico do litoral no extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia, 96p.
- Seeliger, U. & C. Odebrecht (Eds). 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande, FURG, 180p.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3^{ed}. San Francisco, Freeman, 887p.
- Tagliani, P. R. A. 1994. Ecologia da assembléia de peixes de três riachos da planície costeira do Rio Grande do Sul. Atlântica, 16: 55-68.
- ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology, 67(5): 1167-1179.
- Tomazelli, L. J. & J. A. Vilwock. 2005. Mapeamento geológico de planícies costeiras: O exemplo da costa do Rio Grande do Sul. Gravel, 3: 109-115.

- Vieira, J. P. & C. Scalabrin. 1991. Migração reprodutiva da "tainha" (*Mugil platanus* GUNTHER, 1980) no sul do Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 13(1): 131-141.
- Vieira, J. P. & J. P. Castello. 1996. Fish fauna. Pp. 56-61. In: Seeliger, U. Odebrecht, C. & Castello, J. P. (Eds.). *Subtropical convergence marine ecosystem. The coast and the sea in the warm temperate southwestern atlantic*. New York, Springer Verlag, 306p.
- Vieira, J. P. 1991. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. *Copeia*, 1991(2): 409-418.
- Vieira, J. P., A. M. Garcia & L. Moraes. 2010. A assembléia de peixes. Pp. 77-88. In: Seeliger, U. & Odebrecht, C. (Eds.). *O estuário da Lagoa dos Patos, um século de transformações*. Rio Grande, FURG, 180p.
- Volcan, M. V. 2005. Peixes Anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) nos municípios do Chuí e Santa Vitória do Palmar, RS. Ocorrência, distribuição e conservação. Unpublished Ungrad. Monograph, Universidade Católica de Pelotas, Pelotas. 58 p.
- Vorwerk, P. D., A. K. Whitfield, P. D. Cowley & A. W. Paterson. 2003. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environmental Biology of Fishes*, 66(3): 237-247.
- Whitfield, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(2): 151-186.
- Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & E. P. Caramaschi. 2008. Fish Ecology in Tropical Streams. Pp. 107-146. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. London, Elsevier, 343p.
- Wootton, R. J. 1999. *Ecology of teleost fish*. 2^oed. Netherlands, Springer, 392p.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. New Jersey, Prentice Hall, 718P.

ANEXOS

Anexo 1

Artigo a ser submetido a revista científica com corpo editorial*

**Coastal washouts as marine-freshwater ecotones for fish assemblages in southern Brazil:
with notes on austral distribution limits of marine and freshwater endangered species.**

Rodrigo Ferreira Bastos*, Mario Vinicius Conдини & Alexandre Miranda Garcia**

Laboratório de Ictiologia, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande.
Campus Carreiros, Base Oceanográfica, Av. Itália Km 8, Bairro Carreiros. PO Box 474, CEP
96201-900, Rio Grande, RS, Brazil.

*rfbastos@furg.br

**amgarcia@mikrus.com.br

*Citações e referências bibliográficas foram formatadas conforme as instruções da revista
Neotropical Ichthyology

Resumo

Ecótonos no ambiente aquático geralmente se formam na interface entre o mar e lagunas e rios, com a conseqüente formação de regiões estuarinas. Ao longo dos cerca de 620 Km de praias arenosas do extremo sul do Brasil existem inúmeros riachos (de 2 a 22 a cada 10 Km) localmente conhecidos como sangradouros. Embora numerosos e conspícuos nessa região, nada se conhece sobre a composição e a distribuição da ictiofauna nesses sangradouros. Visando avaliar a composição de espécies e diversidade desses ambientes, três sangradouros foram estudados entre abril de 2010 e março de 2011. Foram encontradas 52 espécies de peixes pertencentes a 23 famílias e 10 ordens, sendo que 32 foram exclusivas dos locais amostrados dentro dos sangradouros e 11 na zona de arrebentação marinha adjacente a cada sangradouro. As espécies registradas no interior dos sangradouros foram principalmente de água doce (principalmente Characidae), mas também ocorreram espécies marinhas e estuarinas. A diversidade variou sazonalmente, apresentando maior riqueza observada (S) e esperada (E[S]) durante as estações quentes (primavera e verão). Já o índice de distinção taxonômica apresentou um padrão inverso, com maiores valores de distinção no outono e inverno. Isso provavelmente se deu devido ao grande número de espécies congênicas de Characidae que dominaram a assembléia durante o período. Quatro espécies registradas no presente trabalho (*Dormitator maculatus*, *Eleotris pisonis*, *Austrolebias minuano* e *Lutjanus cyanopterus*) tiveram seus limites austrais de distribuição ampliados. Dentre essas espécies, duas são ameaçadas de extinção: *A. minuano* e *L. cyanopterus*. Nossos resultados sugerem que os sangradouros constituem áreas de ecótono para peixes de origem marinha e água doce da região litorânea do extremo sul do Brasil. Além disso, esses ecossistemas abrigam espécies de peixes em perigo de extinção que precisam ser protegidas da crescente pressão antrópica (expansão urbana e industrial) que ameaça esses ecossistemas ainda pouco conhecidos.

Palavras-chave: conservação, peixe anual, arroio costeiro.

Abstract

Aquatic ecotones usually occurred at the interface between the sea and lagoons and rivers, with the subsequently formation of estuarine regions. Along the approximately 620Km of sandy beaches in the southernmost region of Brazil, there are numerous coastal washouts (2 to 22 every 10 km), which are locally known as 'sangradouros'. Although numerous and

conspicuous, no information is currently available on the composition and distribution of fish fauna in these coastal washouts. We studied three coastal washouts between April 2010 and March 2011 in order to evaluate the species composition and diversity of the ichthyofauna in these habitats. We found 52 fish species belonging to 23 families and 10 orders, being 32 exclusively found in the sampled sites within the coastal washouts and 11 found in the marine surf-zone adjacent to the mouth of each coastal washout. Species recorded within washouts were mainly freshwater (mostly Characidae), but also occurred estuarine and marine species. The diversity varied seasonally, with higher species richness (S) and rarefaction richness (E [S]) during the warm seasons (spring and summer). The taxonomic distinctness index showed an opposite pattern, with higher values in autumn and winter. This probably occurred due to the higher number of congeneric species of Characidae that dominated the fish assemblage during the warm season. Four species recorded in this study (*Dormitator maculatus*, *Eleotris pisonis*, *Austrolebias minuano* e *Lutjanus cyanopterus*) had their austral distribution limits extended. Among them, there were two endangered species: *A. minuano* and *L. cyanopterus*. Our results suggest that coastal washouts are ecotone areas for marine and freshwater fishes in the southernmost region of Brazil. In addition, these ecosystems harbor endangered fish species that need to be protected from increasing human pressure (urban and industrial expansion) that threatens these poorly investigated ecosystems.

Key-words: conservation, killifishes, annual fishes, coastal creek.

Introduction

Ecotones constitute areas where species reach their distribution limits, and are especially prominent when distinct communities are separated by pronounced physical differences (Ricklefs, 2010). In aquatic environments, clear ecotones are formed at the interface between sea and freshwater, with the formation of estuaries. The coastline of Rio Grande do Sul (RS) state in southern Brazil is characterized by a long stretch of sand beaches (c. a. 620 km) associated with an extensive dune field. The foredunes ridges are nearly continuous along the coast, being interrupted by fluvial-lagoon discharges that form estuaries (Schwarzbold & Shafer, 1984). Along this coast, there are five major estuarine regions that support a great fish diversity (Ramos & Vieira, 2001), especially the Patos Lagoon estuary, the largest estuarine area (c.a. 1000 Km²) and one of the most studied estuaries in Brazil

(Chao *et al.*, 1982; Chao *et al.*, 1985; Vieira & Castello, 1996; Garcia, 1999; Garcia *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2010).

Aside these well-studied estuaries, there are numerous coastal streams or washouts (locally known as 'sangradouros', *sensu* Pereira da Silva, 1998; Figueiredo & Calliari, 2006), which burst out the foredunes ridges and draining coastal wetlands and lagoons towards the coast. Pereira da Silva (1995) reported from 2 (summer) to 22 (winter) washouts every 10 km at southern portion of the RS' coastline. The high variability in their number occurs due to the formation and disappearance of ephemeral and intermittent washouts. The ephemeral are those formed rapidly after heavy rainfall, and then disappear, whereas the intermittent are connected with the sea during the rainy season (winter) and lose their connection in dry periods (summer), when they can dry out (Figueiredo & Calliari, 2006). Despite the variability in time and space of ephemeral and intermittent washouts, there are permanent ones along the coast, which have remained connected with the sea throughout the year (Dr. Lauro Julio Calliari, personal communication).

From a ecological perspective, the coastal washouts could be considered as marine-freshwater ecotones. In fact, prior studies on coastal streams along the South Africa coast have shown that they support a diverse fish fauna, consisting of marine and freshwater fishes (Whitfield, 1999; Vorwerk, 2003). However, with the exception of investigations on geology dynamics (Pereira da Silva, 1995; Pereira da Silva, 1998; Figueiredo & Calliari, 2005, 2006), aquatic pollution (Baumgarten *et al.*, 2007) and the macro invertebrates associated with aquatic macrophytes (Albertoni & Palma-Silva, 2006) of highly urbanized washouts, there are no prior studies on the biota and ecology of coastal washouts.

In addition to the paucity of information, it is also of great concern the increasing urban expansion over coastal ecosystems in southern Brazil, which could be leading to the degradation of coastal washouts. Albertoni & Palma-Silva (2006) showed that especially in summer, when human population density increases due to the tourism, occurred a greater input of garbage and sewage into coastal washouts nearer or within the limits of human settlements (e.g. Cassino Beach at Rio Grande municipality). In these occasions, there are indications of anthropogenic eutrophication, with reductions in dissolved oxygen, increased nutrients such as phosphorus and nitrogen and the predominance of macro invertebrates groups tolerant to environmental stresses (e.g., Chironomidae) (Albertoni & Palma-Silva, 2006). The southern coast of the RS state, in particular, is currently receiving large economic investments in its maritime harbor (e.g., installation of a Naval Hub plant, constructions of oil rigs) and also in tourism (e.g, implementation of a large sea aquarium). In this context, our

study investigated if coastal washouts represent a marine-freshwater ecotone harboring a diverse fish fauna. In order to evaluate this hypothesis, we investigated the species composition of fish assemblages in coastal washouts at southern Brazil and in the surf-zone near their connection with the sea. We also analyzed seasonal changes in fish diversity in these poorly investigated ecosystems.

Material and Methods

We investigated three coastal washouts at the southern coast of RS state, Brazil, which remained connected with the sea throughout the study period (Fig. 1). The washouts were monthly sampled from April 2010 to March 2011 in three sampling locations: in the marine surf-zone adjacent to the connection of the washout with the sea (M), in the stream mouth receiving direct influence of the marine spray and salinity water intrusion (A) and upstream near the freshwater wetlands behind the fore dunes (C) (Fig. 1). Fish were caught with three different sampling devices aiming to have the highest species diversity. Each month at each sampling location, five beach seine hauls (9 m long, 13 mm wings and 5 mm at net center, built with multifilament mesh and without bag) were conducted along the margins of each washout (locations A and B) and three hauls in the adjacent surf-zone. We also carried out three seine hauls at each sampling location (A and B) of the washout using a beam trawl, which had its mouth built with a square-shaped PVC rigid frame (0.8 x 0.8 m) coupled to a multifilament mesh bag (5 mm). The third sampling device employed was a dip net (39 cm diameter, 5 mm multifilament mesh), which was operated for 15 minutes at each washout's sampling location (A and B). The dip net was operated by the same person throughout the study in order to guarantee better standardization among samples. We did not use beam trawl and dip net in the surf-zone because these fishing devices did not operate properly in this system due to the high energy of the waves. Rather, we used these fishing devices within the washouts to increase our chances to capture cryptic fish species associated with macrophytes, since beach seine hauls do not operate properly in such vegetated habitats (Rozas & Minello 1997; Garcia *et al.*, 2006). Finally, due to the lack of sample collections in the autumn months (April-June) in the marine surf-zone, we used data (three samples per month) from a sampling station of the Brazilian LTER database (Long Term Ecological Research – Patos Lagoon estuary site) located 11Km north from the first washout (S1) (Fig. 1). These data were obtained using the same beach seine employed in the current study.

Sampled specimens were fixed in 4% formaldehyde in the field and individuals were later identified in the laboratory to lowest possible taxonomic level. Some individuals could not be identified to species level due to their small sizes (< 15 mm) (e.g. *Mugil* spp., *Odontesthes* spp., leptocephala larvae, Atherinopsidae, Engraulididae, Clupeidae) and were removed from the species composition list and diversity analysis.

Fish diversity patterns were analyzed taking into account its two main components, species richness and evenness (Magurran, 2004). The species richness (S) is a metric that ignores the influence of sample sizes (i.e. number of individuals) on the found patterns (Longino *et al.*, 2002; Magurran, 2004). In order to account for that, we also analyzed the species richness using the Rarefaction technique proposed by Sanders (1968) and modified by Hurlbert (1971) and Simberloff (1972). The rarefaction estimates the expected number of species (E[S]) considering the same hypothetical number of individuals per sample, which in the present study was set at 150 individuals. We used the Evar index proposed by Smith & Wilson (1996) to evaluate the evenness. The Evar index ranges between 0 and 1, where 0 represents the lowest evenness (e.g. a single species comprising the sample) and 1 represents the highest evenness (e.g., all species have the same abundance in the sample). In addition, we used the taxonomic distinctness index (Δ^*) that is not based only on species abundance, but also in taxonomic distance (number of steps between the units of Linneus classification – e.g., class, order, family, genus and species) between two individuals taken randomly and not belonging to the same species. The taxonomic distinctness index (Δ^*) is a distinguishing pure index, which removes the effect of dominant species (Clarke & Warwick, 1998). Seasonal differences in fish diversity indices in the washouts were evaluated using one-way ANOVA, which had its assumptions of normality and homoscedasticity tested by the Kolmogorov-Smirnov and Cochran tests, respectively (Zar, 1996).

Results

A total of 52 species belonging to 23 families and 10 orders were collected in the coastal washouts and their marine adjacent area (Table 1). Perciformes showed the highest species richness (16 species distributed on 14 genera and eight families), followed by Characiformes (14 species, seven genera and three families), and Siluriformes (seven species, seven genera and three families). The richest family was Characidae with 12 species, but many of these species were congeneric, and distributed across only five genera. Cichlidae was

the second family in number of species (4) and genera (4). Mugilidae, Carangidae, Scianidae, Callichthyidae and Heptapteridae were represented by three species each one (Table 1).

Out of the 52 fish species, 32 occurred exclusively within the washouts and 11 in the surf-zone near its connection with the sea. Only nine species were common to both regions. Characiformes, Siluriformes and Synbranchiformes were only found in the washouts, whereas Clupeiformes and Pleuronectiformes were exclusive to the marine surf-zone. Mugiliformes was the only with all species (Mugilidae) present in both regions. Perciformes was the only one to have families occurring exclusively at the surf-zone or at the washouts. With the exception of Pomatomidae, the only one of Perciformes occurring in the surf-zone, all others had species within the washouts, being Cichlidae, Eleotridae, Lutjanidae and Gobidae found only within the washouts (Table 1).

Except for evenness, diversity indices showed significant differences among seasons (Table 2). The species richness (S), and expected species richness (E[S]), showed a gradual increase from winter to summer, with higher values in spring and summer than in autumn and winter. The taxonomic distinctness index (Δ^*) showed an opposite pattern, with values decreasing gradually from autumn to summer (Fig. 2, Table 2).

Discussion

The fish species recorded within the coastal washouts were mainly freshwater, especially Characidae species, followed by marine and estuarine species. Most marine and estuarine species had already been registered at nearby estuarine areas, such as the estuary of Patos Lagoon (Chao *et al.*, 1982; Chao *et al.*, 1985; Vieira & Castello, 1996; Garcia, 1999; Ramos & Vieira, 2001; Raseira, 2003; Garcia *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2010). Likewise most of freshwater species found in the coastal washouts were recorded in nearby freshwater lakes (e.g., Mirim - Burns *et al.*, 2006; Ceni, 2011, Mangueira - Artioli *et al.*, 2009, Flores and Nicola - Garcia *et al.*, 2006), streams without direct contact with sea (Tagliani, 1994) and swamps (Porciúncula, 2006; Quintela, 2007). Previous studies at the surf-zone of Cassino Beach, where the studied coastal washouts are located, showed that the fish fauna is composed by approximately 35 species, numerically dominated by mullet's juveniles (*Mugil* spp.) and the plata pompano (*Trachinotus marginatus*) (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Raseira, 2003; Lana, 2005). Our study found 20 species in marine surf-zone adjacent to the connection of the washouts with the sea including the livebearer's *Jenynsia multidentata* and *Phalloceros caudimaculatus*, two secondary freshwater species (*sensu* Myers 1938) that are not common

in the surf-zone (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Raseira, 2003; Lana, 2005). This lower richness could be attributed to the effect of the washout discharge, which would reduce the salinity in the marine surf-zone adjacent to the washout's mouths leading to a decrease in the number of marine species and occurrence of freshwater species. Future comparative studies on the species composition and abundance of the surf-zone fish assemblages in areas near and away of the coastal washout's mouths would be necessary in order to evaluate this hypothesis.

Eleotridae, Gobidae and Lutjanidae are essentially marine Perciformes, but we found some species of these marine families (*Dormitator maculatus*, *Eleotris pisonis*, *Ctenogobius shufeldti*, *Lutjanus cyanopterus*) occurring only within washouts. More surprisingly, prior studies conducted at Cassino Beach's surf zone over the past 30 years did not record these species (Cunha, 1981; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Lana, 2005; Lima & Vieira, 2009). Although these species belong to typically marine families, they have life histories adapted to brackish and freshwater conditions, which could explain their occurrence in the washouts. For example, Helfman *et al.* (2009) considered Eleotridae as a peripheral freshwater family, i.e., members of this family can spend most of their life cycle associated with freshwater habitats and typically occupy marine-freshwater ecotones. *Dormitator maculatus* and *E. pisonis*, in particular, are relatively infrequent in southern Brazil, being more common at the northeast (Teixeira, 1994) and southeast (Perrone & Vieira, 1990) regions. They are found at downstream reaches of streams and rivers, associated with vegetated habitats (Perrone & Vieira, 1990; Teixeira, 1994). Recently, Loebmann & Vieira (2005) reported the occurrence of these species at the 'Lagoa do Peixe' National Park (31°26'37.3''S; 51°09'44.8''W and 31°14'0.8''S; 51°00'49.8''W) as its southernmost austral distribution. Volcan *et al.* (2010) reported the presence of *D. maculatus* in freshwater streams emptying into the northern reaches of Patos Lagoon estuary. Our study increases the southernmost distribution of *D. maculatus* and *E. pisonis* approximately 100 km south of that reported by Volcan *et al.* (2010) and 180 km south of that record by Loebmann & Vieira (2005), respectively.

It is also worth noting the occurrence of the Rivulidae *Austrolebias minuano* in our study. Rivulidae species are known as killifishes or annual fishes. Currently, they represent the freshwater fish family with the largest number of endangered species in Brazil (Machado *et al.*, 2008). The genus *Austrolebias* is conspicuous to coastal plains of southern Brazil and Uruguay, Paraguay and northern and northeastern of Argentina. They typically occur in shallow areas that usually dry out during summer and are sheltered from predators. During such drought periods, adults die and their eggs remain in a state of diapause buried into the sediment. Later, when the environment is again flooded, the eggs hatch and their life species

cycle continues (Costa, 2006). Individuals registered in our study were collected at the flooded margins of washouts during winter months, when there are higher rates of precipitation in the region (Krusche *et al.*, 2003). *Austrolebias minuano* species is considered as an endangered species in Brazil (Machado *et al.*, 2008). Our current record of *A. minuano* in the flooded margins of the coastal washouts represents the southernmost austral distribution limit for this species, increasing in approximately 40km in relation to previous records (Porciúncula *et al.*, 2006; Quintela *et al.*, 2007).

Another species that had its austral distribution widened in the present study was the cubera snapper *Lutjanus cyanopterus*. This species belongs to the Lutjanidae, which is widely distributed throughout the warm seas of the world. Juveniles of some species, especially *L. cyanopterus*, recruit into estuaries and lower reaches of rivers. The species is globally considered threatened, being framed in the vulnerable category (IUCN, 2011). The cubera snapper is distributed from Nova Scotia and Bermuda to southeast Brazil (Menezes & Figueiredo, 1985; Carpenter, 2002). However, a prior study on this species along the Brazilian coast (from northeast to southeast region) carried out by Begossi *et al.* (2011) recorded only one individual of *L. cyanopterus* at Copacabana beach (RJ). Adults have been observed in fish landings in southern Brazil (Luciano Fischer, personal communication), but up to now, there were no records of juveniles at this region. Juveniles of some Lutjanidae species are found in estuaries and mouths of rivers (Carpenter, 2002; Previero *et al.*, 2011; Peralta-Meixueiro & Vega-Cendejas, 2011). Heyman *et al.* (2005) indicated that juveniles of this species inhabit shallow areas of mangroves close the reef barrier of Belize. However, several prior studies and continuous monitoring programs (e.g., B-LTER, site 'Patos Lagoon estuary') carried out in the estuaries or river mouths of southern Brazilian states, such as Rio Grande do Sul (Chao *et al.*, 1985; Ramos & Vieira, 2001; Vieira *et al.*, 2010), Santa Catarina (Barreiros *et al.*, 2009; Spach *et al.*, 2010) and Paraná (Vendel *et al.*, 2002; Contente *et al.*, 2011) have never reported the occurrence of the cubera snapper in southern Brazil. Hence, our current record of juveniles of this species in coastal washouts increases in approximately one thousand kilometers the southernmost austral distribution of this species, and also suggests the possibility of a reproducing population in southern Brazil.

Both richness indices (the number of species richness (S) and the number of expected species richness (E[S])) revealed higher species richness during spring and summer within the coastal washouts. Several authors have reported greater diversity of fish assemblages in streams and lagoons during spring and summer (e.g., Harrell, 1978; Barreiros *et al.*, 2009). This pattern could be associated with meteorological conditions. In southern Brazil, rainfall is

markedly seasonal, with higher rainfall during winter months (Krusche *et al.*, 2003). Harrell (1978) noted that diversity, evenness and richness decreases in streams with floodplains disturbances, and that shortly after these events the abundance of dominant species increases. The great flow variability in streams appears to be a common disturbance that reduces fish diversity and community structure complexity, affecting mostly small fishes that use shallow and marginal areas of streams (Bain *et al.*, 1988). Thus, the environmental disturbances associated with increased rainfall in autumn and winter, could be responsible for the lower species richness at coastal washouts during this period. Future investigations should be carried out in these systems to evaluate the relationships between rainfall variability (and related factors such as flooding, freshwater discharge intensity) and fish diversity patterns. Such hypothesis should be evaluate not only on a shorter, seasonal scale, but also on a long-term, inter-annual basis. This concerned is because prior studies in southern Brazil have shown that rainfall anomalies triggered by the El Niño Southern Oscillation (ENSO) phenomenon play an important role controlling the inter-annual variability on estuarine fish diversity (Garcia *et al.*, 2001; Garcia *et al.*, 2003; Garcia *et al.*, 2004). Thus, inter-annual variability on fish diversity at coastal washouts associated with ENSO episodes (El Niño and La Niña) are expected to occur and should also be investigated, for instance, in the framework of the B-LTER program.

Conversely, the taxonomic distinctness index revealed a greater average distinction between individuals caught during autumn and winter. This index was proposed and has been used to evaluate areas under the main influence of anthropogenic environmental disturbances (Clarke & Warwick, 1998). In these areas, some phylogenetically related species (i.e., belonging to the same genus) and, therefore, adapted to the same adverse specific situation, usually appear or increase their abundance, leading to a reduction in taxonomic distinctness and, consequently, in the phylogenetic diversity. Despite the fact that spring and summer were the seasons with higher species richness, many species abundant in these season were phylogenetically related, such as congeneric species of Characidae (Table 1). This predominance of taxonomically related species in spring and summer led to the decrease in the taxonomic distinctness index.

In summary, our findings show that coastal washouts in southern Brazil are transitional environments (ecotones) between marine and freshwater ecosystems that harbor a rich and diverse fish fauna, composed of freshwater and marine species. In general, their species composition was strongly characterized by freshwater fishes, with species similar with those found at nearby freshwater ecosystems. Marine (e.g., *Eucinostomus melanopterus*) and

estuarine-dependent (e.g. mullet *Mugil liza*) species were also found inside the coastal washouts. Some of them (e.g. the cubera snapper *Lutjanus cyanopterus*) represented the first record in southern Brazil. The fish diversity in the coastal washouts varies seasonally, with higher species richness values in spring and summer. Finally, it is important to emphasize that the occurrence of endangered species in the coastal washouts (e.g. cubera snapper *Lutjanus cyanopterus* and killifish *Austrolebias minuano*) reinforces the need to protect these unique and so far poorly known coastal ecosystems from the increasing anthropogenic pressure (e.g. pine florestation, urbanization of littoral areas, tourism, construction of energetic wind industries) currently occurring in the coastal plain of southern Brazil.

Acknowledgements

We thank colleagues of the Laboratório de Ictiologia, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG) who have assisted in the field collection and in the laboratory. RFB thanks Msc. grant received from the *Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)* and *Programa de Reestruturação das Universidades Federais (REUNI)*. We thanks financial and logistic support from the site 8 (Patos Lagoon and marine coastal adjacent area) of the Brazilian Long-Term Ecological Research program (Br-LTER).

Literature Cited

- Albertoni, E. F. & C. Palma-Silva. 2006. Macroinvertebrates associated with floating macrophytes in urban channels (Balneário Cassino, Rio Grande, RS, Brazil). *Neotropical Biology and Conservation*, 1(2): 90-100.
- Artioli, L. G. S., J. P. Vieira, A. M. Garcia & M. D. Bemvenuti. 2009. Distribution, dominance and sizes structure of the fish assemblage in the Mangueira lake, southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(4): 409-418.
- Bain, M. B., J. T. Finn & H. E. Booke. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69(2): 382-392.
- Barreiros, J. P., J. O. Branco, F. Freitas Junior, L. Machado, M. Hostim-Silva & J. R. Verani. 2009. Space-Time Distribution of the Ichthyofauna from Saco da Fazenda Estuary, Itajai, Santa Catarina, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 25(5): 1114-1121.

- Baumgarten, M. G. Z., D. Millão, P. G. Costa, K. K. Attisano, N. B. D. Costa, F. B. Gutierrez, S. B. Giordano & E. A. C. Araújo. 2007. Praia do Cassino (Rio Grande – RS): qualidade da água dos sangradouros da área central – antes (2003) e depois (2005) da instalação da estação de tratamento de esgotos (ETE). *Cadernos de Ecologia Aquática*, 2(1): 1-12.
- Begossi, A., S. V. Salivonchyk, L. G. Araujo, T. B. Andreoli, M. Clauzet, C. M. Martinelli, A. G. L. Ferreira, L. E. C. Oliveira & R. A. M. Silvano. 2011. Ethnobiology of snappers (Lutjanidae): target species and suggestions for management. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 7(11): 1-22.
- Burns, M. D. M., A. M. Garcia, J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti, D. Marques & V. Conдини. 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 69-72.
- Carpenter, K. E. (Ed.) 2002. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. v.3. Rome, FAO, 1375-2127p.
- Ceni, G. 2011. Distribuição da ictiofauna por zonas de profundidade na Lagoa Mirim, RS, Brasil: um estudo de caso. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 51 p.
- Chao, L. N., L. E. Pereira, J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti & L. P. R. Cunha. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 5: 67-75.
- Chao, L. H., L. E. Pereira & J. P. Vieira. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. Pp. 429-450. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. Mexico DF, DR (R) UNAM Press, 654p.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35(4): 523-531.
- Contente, R. F., M. F. Stefanoni & H. L. Spach. 2011. Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research*, 58(1): 38-50.
- Costa, W. J. E. M. 2006. The South American annual killifish genus *Austrolebias* (Teleostei : Cyprinodontiformes : Rivulidae): phylogenetic relationships, descriptive morphology and taxonomic revision. *Zootaxa*, (1213): 1-162.

- Cunha, L. P. R. 1981. Variacao sazonal da distribuição, abundância e diversidade dos peixes na zona de arrebentação da praia do Cassino, RS, Brasil. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 47 p.
- Figueiredo, S. A. & L. J. Calliari. 2005. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel*, 3: 45-57.
- Figueiredo, S. A. & L. J. Calliari. 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul state, Brazil: Distribution and implications. *Journal of Coastal Research*, (SI39): 366-370.
- Garcia, A. M. 1999. Variação na estrutura da assembléia de peixes das zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil, durante os eventos La Niña 1995-1996 e El Niño 1997-1998. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 103 p.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira & K. O. Winemiller. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology*, 59(5): 1218-1238.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira & K. O. Winemiller. 2003. Effects of 1997-1998 El Nino on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57(3): 489-500.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller & A. M. Grimm. 2004. Comparison of 1982-1983 and 1997-1998 El Nino effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuaries*, 27(6): 905-914.
- Garcia, A. M., M. A. Bemvenuti, J. P. Vieira, D. M. L. M. Marques, M. D. M. Burns, A. Moresco & M. V. L. Condini. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.
- Harrell, H. L. 1978. Response of Devils River (Texas) Fish Community to Flooding. *Copeia*, (1): 60-68.
- Heyman, W. D., B. Kjerfve, R. T. Graham, K. L. Rhodes & L. Garbutt. 2005. Spawning aggregations of *Lutjanus cyanopterus* (Cuvier) on the Belize Barrier Reef over a 6 year period. *Journal of Fish Biology*, 67(1): 83-101.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4): 577-586.
- IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.
- Krusche, N., J. M. B. Saraiva & M. S. Reboita. 2003. Normais Climatológicas Provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. 1ed. Rio Grande, Imprensa Universitária, 84p.

- Lana, G. M. T. 2005. Comparação do uso de duas redes de arrasto de praia e descrição das variações de curto prazo da assembléia de peixes na zona de arrebenção da praia do Cassino, Rio Grande -RS. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 71 p.
- Lima, M. S. P. & J. P. Vieira. 2009. Variação espaço-temporal da ictiofauna da zona de arrebenção da Praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil. *Zoologia*, 26(3): 499-510.
- Loebmann, D. & J. P. Vieira. 2005. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Zoologia*, 22(3): 667-675.
- Longino, J. T., J. Coddington & R. K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: Estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83(3): 689-702.
- Machado, A. B. M., G. M. Drummond & A. P. Paglia (Eds). 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília, DF; Belo Horizonte, MG, MMA; Fundação Biodiversitas, 1420p.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Cornwall, Blackwell Publishing, 256p.
- Menezes, N. A. & J. L. Figueiredo. 1985. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. São Paulo, Museu de Zoologia de São Paulo, 105p.
- Monteiro-Neto, C., L. P. R. Cunha & J. A. Musick. 2003. Community structure of surf-zone fishes at Cassino Beach, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Coastal Research*, (SI35): 492-501.
- Myers, G. S. 1938. Freshwater fishes and West Indian zoogeography. Annual Report of the Smithsonian Institution, 1937: 339-364.
- Peralta-Meixueiro, M. A. & M. E. Vega-Cendejas. 2011. Spatial and temporal structure of fish assemblages in a hyperhaline coastal system: Ria Lagartos, Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 9(3): 673-682.
- Pereira da Silva, R. 1995. Comportamento morfodinâmico dos sangradouros entre a praia do Cassino e Chuí, RS. Unpublished Ung. Monograph, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 36 p.
- Pereira da Silva, R. 1998. Ocorrência, distribuição e características morfodinâmicas dos Sangradouros na zona costeira do Rio Grande do Sul: Trecho Rio Grande - Chuí, RS. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 146 p.

- Perrone, E. C. & F. Vieira. 1990. Ocorrência e período reprodutivo de *Eleotris pisonis* (Teleostei: Eleotridae) na região estuarina do rio Jucu, Espírito Santo, Brasil. *Ciência e Cultura*, 42(9): 707-710.
- Porciúncula, R. A., F. M. Quintela & D. Loebmann. 2006. Pisces, Cyprinodontiformes, Rivulidae, *Austrolebias minuano* Costa & Cheffe, 2001 and *Austrolebias wolterstorffi* (Ahl, 1924): new species records at Rio Grande city, Rio Grande do Sul state, Brazil. *Check List*, 2(2): 44-46.
- Previero, M., C. V. Minte-Vera, M. O. Freitas, R. L. de Moura & C. Dei Tos. 2011. Age and growth of the dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in Abrolhos Bank, Northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(2): 393-401.
- Quintela, F. M., R. A. Porciuncula, M. V. Condini, J. P. Vieira & D. Loebmann. 2007. Composição da ictiofauna durante o período de alagamento em uma mata paludosa da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(3): 191-198.
- Ramos, L. A. & J. P. Vieira. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 27(1): 109-121.
- Raseira, M. B. 2003. Análise espaço-temporal da associação de peixes das zonas rasas da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente. Unpublished Msc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 113 p.
- Ricklefs, R. E. 2008. *The economy of nature*. 6ed.. New York, W. H. Freeman and Company, 700p.
- Rozas, L. P. & T. J. Minello. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries*, 20(1): 199-213.
- Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, 102(925): 243-282.
- Schwarzbold, A. & A. Schafer. 1984. Origin and morphology of the coastal lagoons of Rio Grande do Sul - Brazil. *Amazoniana*, 9(1): 87-104.
- Simberloff, D. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *The American Naturalist*, 106(949): 414-418.
- Smith, B. & J. B. Wilson. 1996. A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*, 76: 70-82.

- Spach, H. L., A. L. C. d. Silva, L. M. Bertolli, A. P. Cattani, B. R. Budel & L. d. O. Santos. 2010. Assembleias de peixes em diferentes ambientes da desembocadura do Rio Sai Guaçu, Sul do Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1): 126-138.
- Tagliani, P. R. A. 1994. Ecologia da assembléia de peixes de três riachos da planície costeira do Rio Grande do Sul. *Atlântica*, 16: 55-68.
- Teixeira, R. L. 1994. Abundance, Reproductive Period, and Feeding-Habits of Eleotrid Fishes in Estuarine Habitats of Northeast Brazil. *Journal of Fish Biology*, 45(5): 749-761.
- Vendel, A. L., H. L. Spach, S. G. Lopes & C. Santos. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal creek environment. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(3): 365-373.
- Vieira, J. P. & J. P. Castello. 1996. Fish fauna. Pp. 56-61. In: Seeliger, U. Odebrecht, C. & Castello, J. P., (Eds.). *Subtropical convergence marine ecosystem. The coast and the sea in the warm temperate southwestern atlantic*. New York, Springer Verlag, 306p.
- Vieira, J. P., A. M. Garcia & L. Moraes. 2010. A assembléia de peixes. Pp. 79-88. In: Seeliger, U. & Odebrecht, C., (Eds.). *O estuário da Lagoa dos Patos, um século de transformações*. Rio Grande, FURG, 180p.
- Volcan, M. V., M. M. Cheffe, L. E. K. Lanés & M. D. M. Burns. 2010. Pisces, Perciformes, Eleotridae, *Dormitator maculatus* (Bloch, 1792): Distribution extension for Patos-Mirim lagoon system, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, 6(4): 479-480.
- Vorwerk, P. D., A. K. Whitfield, P. D. Cowley & A. W. Paterson. 2003. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environmental Biology of Fishes*, 66(3): 237-247.
- Whitfield, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(2): 151-186.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall, 718p.

Tables

Table 1. Fish Species list of washouts in Southern coastline of Rio Grande do Sul state, Brazil. 1 = Marine adjacent area; 2= Washout area.

Taxa	1	2	Taxa	1	2
CLUPEIFORMES			Atherinopsidae		
Engraulididae			<i>Atherinella brasiliensis</i>	X	X
<i>Lycengraulis grossidens</i>	X		<i>Odontesthes argentinensis</i>	X	
<i>Anchoa marinii</i>	X		CYPRINODONTIFORMES		
Clupeidae			Rivulidae		
<i>Brevoortia pectinata</i>	X		<i>Austrolebias minuano</i>		X
<i>Platanichthys platana</i>	X		Anablepidae		
CHARACIFORMES			<i>Jenynsia multidentata</i>	X	X
Crenuchidae			Poeciliidae		
<i>Characidium rachovii</i>		X	<i>Cnesterodom decemmaculatus</i>		X
Characidae			<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	X	X
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	X		SYNBRANCHIFORMES		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	X		Synbranchidae		
<i>Astyanax</i> spp.	X		<i>Synbranchus</i> spp.		X
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	X		PERCIFORMES		
<i>Cheirodon interruptus</i>	X		Pomatomidae		
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	X		<i>Pomatomus saltatrix</i>		X
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	X		Carangidae		
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	X		<i>Oligoplites saliens</i>		X
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	X		<i>Trachinotus carolinus</i>		X
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	X		<i>Trachinotus marginatus</i>	X	X
<i>Mimagoniates inequalis</i>	X		Lutjanidae		
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	X		<i>Lutjanus cyanopterus</i>		X
Erythrinidae			Gerreidae		
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	X		<i>Eucinostomus melanopterus</i>	X	X
SILURIFORMES			Sciaenidae		
Callichthyidae			<i>Menticirrhus littoralis</i>		X
<i>Callichthys callichthys</i>	X		<i>Menticirrhus</i> spp.		X
<i>Corydoras paleatus</i>	X		<i>Micropogonias furnieri</i>	X	X
<i>Hoplosternum littorale</i>	X		Cichlidae		
Heptapteridae			<i>Australoheros acaroides</i>		X
<i>Heptapterus sympterygium</i>	X		<i>Cichlasoma portalegrense</i>		X
<i>Pimelodella australis</i>	X		<i>Crenicichla lepidota</i>		X
<i>Rhamdia quelen</i>	X		<i>Geophagus brasiliensis</i>		X
Auchenipteridae			Eleotridae		
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	X		<i>Dormitator maculatus</i>		X
MUGILIFORMES			<i>Eleotris pisonis</i>		X
Mugilidae			Gobiidae		
<i>Mugil curema</i>	X	X	<i>Ctenogobius shufeldti</i>		X
<i>Mugil gaimardianus</i>	X	X	PLEURONECTIFORMES		
<i>Mugil liza</i>	X	X	Rhombosoleidae		
ATHERINIFORMES			<i>Oncopterus darwinii</i>		X

Table 2. One-way ANOVA results (by seasons: Autumn, AUT; Winter, WIN; Spring, SPR; Summer, SUM) to diversity indices. d.l. = degree of liberty; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$.

Index	SS	d.l.	MS	<i>F</i>	p	Tukey
Species richness- S	109,60	3	36,53	2,76	*	AUT=WIN=SPR=SUM
Species richness (rarefaction) - E(S)	171,80	3	57,27	11,92	2,69	AUT, WIN < SPR*, SUM**
Evar	0,01	3	0,00	0,46	0,71	
Taxonomic distinctness - Δ^*	1411,70	3	470,60	5,35	**	AUT > SPR*, SUM**

Figures:

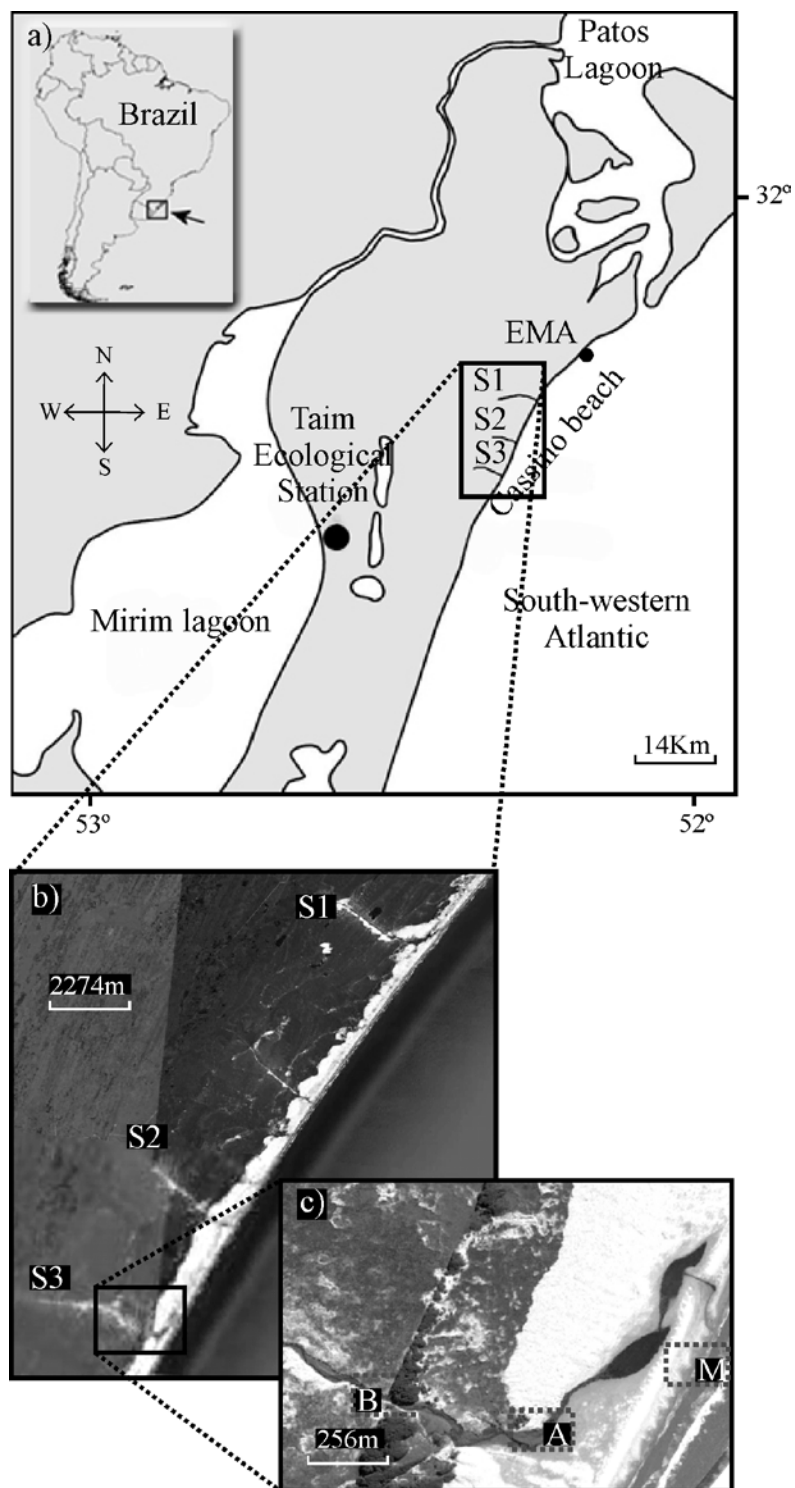


Fig. 1. Study area (a) with washouts coastal streams (S1, S2, S3) (a, b) and site samples (c), at marine surf zone (M), downstream stream mouth (A) and upstream reach (B).

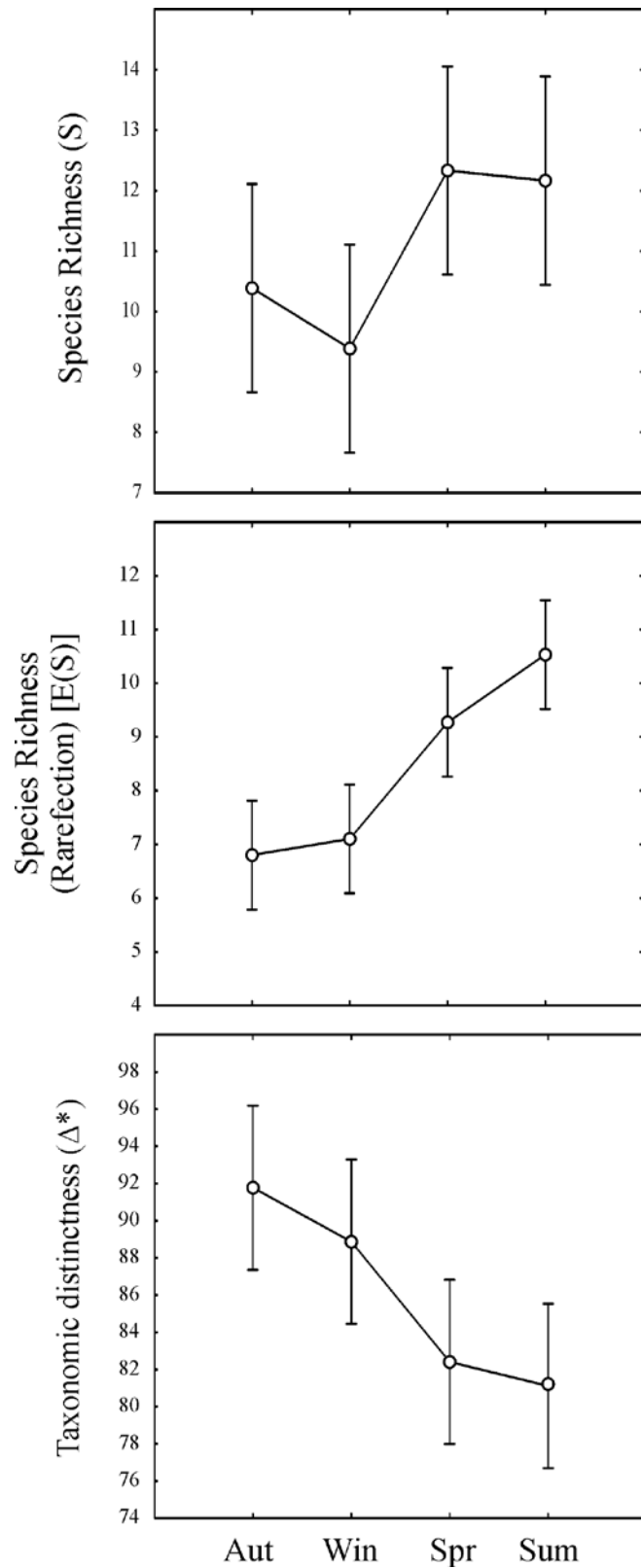


Fig. 2. Mean values (+C.I.=95%) of species richness (S), expected species richness (rarefaction) (E(S)) and taxonomic distinctness index (Δ^*), of washouts fish assemblage in different seasons (Aut, Win, Spr, Sum).

Anexo 2

Lista da produção do discente durante o período do curso:

Artigos publicados:

Bastos, R. F., M. V. Condini, A. S. Varela Junior & A. M. Garcia. 2011. Diet and food consumption of the pearl cichlid *Geophagus brasiliensis* (Teleostei: Cichlidae): relationships with gender and sexual maturity. *Neotropical Ichthyology*, 9(4): 825-830.

Claudino, M. C., F. Corrêa, R. F. Bastos & A. M. Garcia. 2010. Pisces, Gymnotiformes, Hypopomidae, *Brachyhypopomus draco* (Giora, Malabarba and Crampton, 2008): New species record at Lagoa do Peixe National Park, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, 6(3): 358-359.

Corrêa, F., M. C. Claudino, R. F. Bastos, S. Huckembeck & A. M. Garcia. 2012. Feeding ecology and prey preferences of a piscivorous fish in the Lagoa do Peixe National Park, a Biosphere Reserve in Southern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 93(1): 1-12.

Artigos aceitos para publicação:

Huckembeck, S., M. C. Claudino, F. Corrêa, R. F. Bastos, D. Loebmann, A. M. Tozetti & A. M. Garcia. 2012 (previsto para maio). Pattern activity and microhabitat use of *Pseudis minuta* Günther, 1858 (Anura, Hylidae) in a subtropical Biosphere Reserve in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, X(X): XX-XX.