

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
PÓS GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

GIANFRANCO CENI

Distribuição da ictiofauna por zonas de profundidade na Lagoa Mirim, RS, Brasil: um estudo de caso

Trabalho de Dissertação apresentado ao Programa de Pós Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. João Paes Vieira

RIO GRANDE

2011

*Dedicado à memória de
Marcos Lenardt Sulzbach*

Agradecimentos

Aos meus pais sou muito grato pelo incentivo e apoio para a realização de meus sonhos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. João Paes Vieira, pela oportunidade de realizar esse estudo e pela transferência de conhecimento.

Aos professores integrantes da banca avaliadora Dr. Nelson Ferreira Fontoura e Dr. Alexandre Miranda Garcia, por contribuírem com a finalização desse estudo.

À Capes pela bolsa de mestrado.

À Prof^a. Dr^a. Sonia Marisa Hefler e ao Prof. Dr. Alexandro Marques Tozetti por abrirem caminhos para essa conquista.

À minha namorada Jenny pelos conselhos e, sobretudo pelo carinho e companhia.

A José Carlos Lang Vianna e tripulação, pelo auxílio em minhas coletas e pelas histórias contadas.

Aos colegas de laboratório, Marcelo Burns, Fábio Lameiro, Leonardo Moraes, Fabio Nogari, Rodrigo Bastos, Priscilla Lombardi, Priscila Moura, Renata Mont'Alverne, Michelle Lopes, e Débora Troca pelo companheirismo e ajuda.

Aos amigos de moradia, Franko Telöken, Cláudio Trindade, Eduardo Izzepi pela ajuda e convivência aprazível.

De forma especial agradeço aos meus amigos Maurício Lang, Gilson Cordeiro, Fabiano Corrêa e minha amiga Sonia Huckemback pelos momentos ímpares e por uma amizade verdadeira.

ÍNDICE

Resumo Geral.....	4
Abstract.....	5
A influência do tamanho e tipo de amostrador na caracterização da fauna de peixes da zona litorânea na Lagoa Mirim, RS, Brasil.....	6
Resumo.....	7
1. INTRODUÇÃO.....	8
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
2.1 Área de Estudo.....	9
2.2 Amostragem.....	9
2.3 Análise dos Dados.....	9
2.4 Estrutura de Tamanho.....	10
3. RESULTADOS.....	11
4. DISCUSSÃO.....	12
Referências.....	16
Tabelas e Figuras.....	19
Distribuição da ictiofauna por zonas de profundidade na Lagoa Mirim, RS, Brasil: um estudo de caso.....	24
Resumo.....	25
1. INTRODUÇÃO.....	26
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	27
2.1 Área de Estudo.....	27
2.2 Zona Litorânea.....	27
2.3 Zona Pelágica.....	27
2.4 Zona Profunda.....	28
2.5 Análise de Dados.....	28
2.6 Estrutura de Tamanho das Assembléias.....	29
3. RESULTADOS.....	30
4. DISCUSSÃO.....	34
5. CONCLUSÕES.....	38
Referências.....	39
Tabelas e Figuras.....	43

Resumo Geral

Diferenças no gradiente de profundidade podem acarretar uma distinta ocupação espacial pela fauna de peixes no ambiente aquático. O presente estudo conceitualiza, caracteriza e descreve a distribuição espacial da ictiofauna sob um gradiente de profundidade (Zona Rasa, Zona Pelágica e Zona Profunda) da Lagoa Mirim. O primeiro capítulo, **“A influência do tamanho e tipo de amostrador na caracterização da fauna de peixes da zona litorânea na Lagoa Mirim, RS, Brasil”**, aborda a comparação entre os padrões de composição e estrutura de tamanho das associações de peixes capturadas por duas redes de arrasto de praia (Rede BS-9m: 9 m de comprimento, 1,5 m de altura, malha multifilamento de 5 mm no centro e 12 mm nas asas laterais; Rede BS-30m: 30 m comprimento, 1,8 m altura, toda em malha 12 mm, com fio nylon monofilamento, na porção inferior apresenta uma barra de 30 cm de altura em multifilamento). Os resultados indicam que a utilização concomitante dos dois amostradores proporciona uma melhor descrição da fauna de peixes do ambientes litorâneo. No entanto, a maior robustez, rusticidade, facilidade de uso e manutenção das redes de multifilamento prioriza este tipo de amostrador para trabalhos sistemáticos em ambientes com pouca área de arrasto disponível e com a presença de enroscos (ex. tocos). O segundo capítulo, **“Distribuição da ictiofauna por zonas de profundidade na Lagoa Mirim, RS, Brasil: um estudo de caso”** analisou a distribuição espacial e temporal da composição, dominância e estrutura de tamanho da ictiofauna sob o gradiente de profundidade em um ponto fixo da Lagoa Mirim (32°15'S; 52°46'O). A associação da Zona Litorânea foi amostrada com uma rede de arrasto de praia (BS-9m), a Zona Pelágica com duas baterias de redes de espera (GN) com diferentes tamanhos de malhas (15; 20; 30; 35 mm; medidas entrenós adjacentes) e na Zona Profunda com uma rede de arrasto de fundo com portas (BT), rebocada com o auxílio de um barco a motor. Os resultados demonstraram uma clara zonação de uso das zonas de profundidade. O ambiente litorâneo apresentou uma fauna composta por indivíduos de pequeno porte (<100 mm CT), sugerindo que essa zona tenha grande importância na proteção contra predadores. O maior tamanho e distinção faunística da Zona Pelágica, quando comparado à Zona Litorânea, sugere que o ambiente de águas abertas pode proporcionar recursos mais adequados aos indivíduos vágéis de maior tamanho. A Zona Profunda apresenta a maior amplitude de classes de tamanho e se caracterizou por uma fauna de peixes relativamente estável, composta principalmente por Siluriformes que compartilham modificações morfológicas específicas à vida demersal, evitando a predação e aproveitando a rica fauna bentônica.

Palavras chave: Água doce, amostradores, gradiente de profundidade, zonação.

Abstract

Differences in the depth gradient can generate a distinct pattern on spatial distribution of the fish fauna in the aquatic environment. This study conceptualizes, describes and characterizes the spatial distribution of fish fauna in a depth gradient (Littoral Zone, Pelagic Zone and Deep Zone) of Mirim Lake. The first chapter, “**The influence of sampling gear size and shape on assessment of littoral fish fauna of Mirim Lake, RS, Brazil**”, compare, in terms of composition and fish size, two beach seine nets (BS-9m: 9 m long, 1.5 m height, build with multifilament wire, 5 mm mesh on center and 12 mm on lateral wings; BS-30m: 30 m length, 1.8 m height, build on monofilament line of 12 mm mesh, presenting at the lower part of the net a 30 cm height bar made on 12 mm multifilament wire). The results suggest that the simultaneous use of these two gears provides a better description of the littoral fish fauna, revealing a better description of the fish fauna in shallow areas of littoral environments. However, due to higher robustness, ruggedness, ease of use and maintenance, multifilament beach seine nets are more suitable for systematic work in environments with a little area available for seining and several trapping in the water (i.e. branches). The second chapter, “**Ichthyofauna distribution by depth zones on Mirim Lake, RS, Brazil: a case study**”, analyzed, spatially and seasonally, the composition, dominance and size structure of ichthyofauna under a depth gradient in a fixed site of Mirim Lake (32°15’S; 52°46’O). The Littoral Zone association was sampled with a beach seine net (BS-9m), the Pelagic Zone, with two gill net series (GN) with distinct mesh sizes (15; 20; 30; 35 mm), and the Depth Zone with a bottom trawl net (BT), tracking by a motorized boat. The results show an expressive zonation on water depth zones. The littoral environment presented a fish fauna composed by small individuals (<100 mm TL), suggesting that this zone, has a great importance on protection against predators. Large size and faunistic distinction of Pelagic Zone, compared to Littoral Zone, suggest that open waters environment can provide resources more adequate to larger and free swimming individuals. The Depth Zone presents the largest size range, and is characterized by a relatively stable fish fauna, composed mainly by Siluriformes, that are well adapted to demersal life, avoiding predation and feeding on the benthonic rich fauna.

Keywords: Freshwater, sampling gears, depth gradient, zonation.

A influência do tamanho e tipo de amostrador na caracterização da fauna de peixes da zona litorânea na Lagoa Mirim, RS, Brasil

Resumo

O presente estudo teve como objetivo comparar os padrões de composição, dominância e estrutura de tamanho entre as associações de peixes capturadas por distintas redes de arrasto de praia. Em um ponto fixo (32°15'S; 52°46'O) da Lagoa Mirim, RS, Brasil foram utilizadas duas redes de arrasto de praia. A primeira rede (BS-9m) com 9 m de comprimento por 1,5 m de altura, confeccionada com malha multifilamento de 5 mm na parte central e 12 mm nas asas laterais e a segunda rede com 30 m de comprimento por 1,8 m de altura, malha de 12 mm em fio de nylon monofilamento e na porção inferior, apresenta uma barra de 30 cm confeccionada em fio multifilamento com malha de 12 mm. De forma alternada, sem haver sobreposição no percurso de arrasto, foram realizados um total de 31 arrastos com a rede BS-9m e 30 arrastos com a rede BS-30m. Foi capturado um total de 863 peixes, pertencentes a 6 ordens, 13 famílias e 34 espécies. A rede BS-9m foi seletiva para indivíduos menores que 60 mm CT e a rede BS-30m, para indivíduos maiores que 60 mm CT. Os baixos valores dos índices de similaridade faunística ($C_j=41,2\%$ e $P_m=45,5\%$) revelam uma baixa similaridade na composição de espécies e dominância numérica, indicando uma alta complementaridade entre os dois amostradores. Sugerimos o uso concomitante dos dois amostradores para uma melhor descrição da fauna de peixes das zonas rasas de ambientes litorâneos, no entanto, devido à maior robustez, rusticidade, facilidade de uso e manutenção, as redes de multifilamento são mais indicadas para trabalhos sistemáticos em ambientes providos de enroscos e com pouca área de arrasto disponível.

Palavras chave: Zona Litorânea, Comparação entre amostradores, Arrasto de Praia.

1. INTRODUÇÃO

A grande variedade de redes de arrasto de praia observada na literatura torna difícil a comparação entre resultados de pesquisas distintas. Por exemplo, Monteiro-Neto & Musick (1994), comparando duas redes com a mesma malha, porém com dimensões distintas, chamam a atenção para a relação entre o tamanho da rede e a quantidade de peixes capturados, onde as redes maiores retêm um maior número de indivíduos devido à maior área varrida. No entanto, Jennings *et al.*, (2001) demonstram que a eficiência de uma rede não é igual para todos os tamanhos de peixes passíveis de serem capturados, onde a seletividade do tamanho de malha é um fator importante. Estas relações sugerem que pelo menos dois elementos devem ser considerados quando se compara redes de arrasto de praia: o tamanho da rede e seu tamanho de malha, corroborando com a colocação de Gibson *et al.*, (1993), de que diferentes amostradores costumam ser necessários para uma caracterização completa da assembléia de peixes de um ambiente.

A realização de amostragens na zona litorânea de ambientes aquáticos é amplamente utilizada no estudo da ictiofauna (Lapointe *et al.*, 2006). Neste ambiente, a metodologia denominada de arrasto de praia é uma das formas de coleta mais utilizadas (Pierce *et al.*, 1990; Lapointe *et al.*, 2006). Porém, um reduzido número de estudos comparativos entre redes de arrasto de praia estão disponíveis (Monteiro-Neto & Musick, 1994; Lima, 2007) e se restringem ao ambiente marinho.

Comparações entre amostradores são necessárias, portanto, para expor erros sistemáticos de amostragens e buscar uma avaliação mais completa da ecologia da ictiofauna. Nessa tentativa, uma série de autores relatou diferenças no produto de coleta entre diversos amostradores (Hayes, 1989; Grown *et al.*, 1996; Rozas & Minello, 1997; Brind'Amour & Boisclair, 2004; Clavero *et al.*, 2006; Erös *et al.*, 2009).

Somente através de comparações entre dois ou mais métodos, utilizados em conjunto, as vantagens, desvantagens e erros embutidos em cada amostrador serão mais facilmente observados (Grown *et al.*, 1996; Olin *et al.*, 2009). Neste sentido este trabalho compara, em termos de composição de espécies, dominância numérica e estrutura de tamanho, as associações de peixes capturadas por duas redes de arrasto de praia de mesma operacionalidade, mas com características estruturais distintas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Foi selecionada uma ampla praia arenosa, não vegetada e com declive suave, em um ponto fixo da Lagoa Mirim (32°15'S; 52°46'O), localizada nas proximidades da desembocadura do canal São Gonçalo (Fig. 1.1). A área definida favoreceu a utilização de ambos amostradores, possibilitando amostragens padronizadas e livre de enroscos.

2.2 Amostragem

Os experimentos ocorreram, no período diurno, nos dias 22 de novembro de 2008, 27 de março de 2009 e 09 de julho de 2009. Foram utilizadas duas redes distintas de arrasto de praia, operadas com o auxílio de dois calções, ambos situados nas extremidades de cada rede. A primeira rede (BS-9m) é uma rede plana, sem saco, que possui 9 m de comprimento por 1,5 m de altura, confeccionada com malha multifilamento de 5 mm na parte central e 12 mm nas asas laterais.

A segunda rede (BS-30m) é uma rede plana, sem saco, que possui 30 m de comprimento por 1,8 m de altura, confeccionada em malha uniforme de 12 mm em fio de nylon monofilamento e apresenta ao longo de toda a porção inferior da rede, entre o pano principal e a tralha do chumbo, uma barra de 30 cm confeccionada de fio multifilamento com malha de 12 mm.

De forma alternada, sem haver sobreposição no percurso de arrasto e perpendicularmente à margem foram realizados um total de 31 arrastos com a rede BS-9m e 30 arrastos com a rede BS-30m (10 arrastos por saída, exceto Nov./BS-9m=11 arrastos). Os peixes coletados foram fixados em formalina a 10%, identificados até o menor nível taxonômico possível e registrado o comprimento total em milímetros.

2.3 Análise dos Dados

Os resultados das coletas foram convertidos em captura por unidade de esforço (CPUE), definindo cada esforço como um arrasto, independentemente da rede empregada. Os valores da CPUE foram convertidos em percentagem (CPUE%) obtida pela razão entre a CPUE de uma espécie sobre a soma da CPUE de todas as espécies coletadas por este amostrador x 100. Também foi estimada a Frequência de Ocorrência por espécie (FO%) através da razão entre o número de vezes em que a espécie ocorreu e o número total de amostras de um determinado amostrador x 100. A importância relativa de cada espécie, para cada amostrador, foi determinada

com a combinação de CPUE% e FO%, onde esses foram comparados com suas respectivas médias (μ). Cada espécie foi classificada da seguinte forma: abundante e frequente ($CPUE\% \geq \mu CPUE\%$, $FO\% \geq \mu FO\%$); abundante e não frequente ($CPUE\% \geq \mu CPUE\%$, $FO\% < \mu FO\%$); não abundante e frequente ($CPUE\% < \mu CPUE\%$, $FO\% \geq \mu FO\%$) e presente ($CPUE\% < \mu CPUE\%$, $FO\% < \mu FO\%$). As espécies identificadas como abundantes e frequentes foram consideradas como dominantes (Burns *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009).

Considerando que o gênero *Odontesthes* esteve representado por três espécies e o gênero *Astyanax* por quatro espécies, e que para indivíduos geralmente menores que 60 mm CT destas duas taxa não foi possível a identificação até o nível de espécie, seus valores de abundância não foram incluídos no cálculo das estatísticas a seguir.

A análise de similaridade faunística, baseada na relação de presença/ausência de espécies entre os amostradores, foi calculada pelo coeficiente de Jaccard (Cj), conforme descrito em Magurran (1988), $C_j = j / (a+b-j)$ onde: j = número de espécies comum a ambos os amostradores; a = número de espécies capturadas pelo amostrador A e b = número de espécies capturadas pelo amostrador B. A similaridade faunística, baseada nas relações de dominância numérica das espécies, foi calculada através do Índice de Similaridade Mínima Percentual (Pm) conforme descrito em Krebs (1989). $P_m = \sum i \text{ mínimo } (p_{1i}, p_{2i})$ onde, p_{1i} = percentual da espécie i no amostrador 1 e p_{2i} = percentual da espécie i no amostrador 2. Essa metodologia foi utilizada para testar se as espécies que co-ocorrem nos amostradores apresentam proporções semelhantes nas capturas das duas redes.

Posteriormente, com o intuito de verificar a significância dos índices de similaridade calculados, foi utilizada a técnica de reamostragem com reposição, sendo gerados 5.000 valores de cada índice definindo as distribuições aleatórias dos mesmos. Como medida de significância foi utilizado o valor probabilístico $p = \sum (i_a \leq i_r) / N$, onde p é igual à soma do número de índices aleatórios (i_a) menores ou iguais ao valor do índice calculado (i_r) divididos pelo número de reamostragens ($N=5.000$) (Manly, 1991).

Para a análise da estrutura de tamanho das assembleias capturadas por cada amostrador, foram estabelecidas classes de comprimento total (CT) de 10 mm. A captura por unidade de esforço por classe de comprimento total (CPUE-CT) de cada espécie foi obtida por meio da razão entre a soma do fator de ponderação ($FP = N/n$ onde N é o número de indivíduos capturados na amostra e n o número de indivíduos medidos) e o esforço ($\sum FP(CT)/\text{esforço}$) (Garcia & Vieira, 2001; Vieira, 2006). A distribuição por classe de comprimento total foi comparada entre os amostradores com base nos cálculos da CPUE-CT% transformando a abundância relativa de cada classe de tamanho em valores percentuais (Artioli *et al.*, 2009).

A comparação da estrutura relativa de tamanho entre os amostradores, independentemente das espécies, foi obtida através do índice de similaridade mínima percentual por classes de comprimento total (Pm-CT), onde as espécies foram substituídas pelas classes de tamanho na fórmula enunciada anteriormente. Da mesma maneira, para os índices de similaridade faunística, utilizou-se para o Pm-CT, a técnica de reamostragem (N=5.000) determinando seu valor de significância.

Para as classes de tamanho que apresentaram sobreposição de captura foram calculados, isoladamente, os índices de similaridade (Cj e Pm) e, sequencialmente, foi executado o teste binomial “p” (Software BIOESTAT 5.0) com o objetivo de testar a taxa de sucesso, ou frequência de captura, das diferentes classes entre os amostradores. Dessa forma, o valor de “p” é expresso por $p = \frac{n_1 p_1 + n_2 p_2}{n_1 + n_2}$, onde $p = q + 1$. Assim, assume-se que p é a probabilidade da diferença, n1 é o número de amostras da rede 1, n2 é o número de amostras da rede 2, cada qual multiplicado pelo seu número de sucessos (p1 e p2, respectivamente), divididos pela soma do número de amostras das duas redes.

3. RESULTADOS

Foi capturado um total de 863 peixes, compreendendo 36 taxa, sendo 34 identificados ao nível de espécies, distribuídas em 13 famílias e 6 ordens (Tabela 1.1), e dois taxa, geralmente menores que 60 mm CT, sob a forma de juvenis de *Astyanax* spp. e de *Odontesthes* spp. A rede BS-9m capturou quase duas vezes menos indivíduos (N=305; 35%) quando comparada com a rede BS-30m (N=558; 65%), no entanto não foi observada diferença significativa ($p=0,058$) entre as CPUE's das duas redes.

Ambos amostradores obtiveram o mesmo número de espécies nominais (n=24), porém somente 14 co-ocorreram (Tabela 1.1). O índice de similaridade faunística de Jaccard resultou em 41,2% de similaridade entre os dois amostradores, sendo este valor significativo ($p=0$) em termos de distribuição aleatória.

Não foi observada diferença significativa ($p>0,082$) entre o número médio de espécies por amostra. As curvas do número de espécies acumuladas por amostra (Fig. 1.2a), para ambas as redes, são bastante semelhantes, sugerindo uma mesma taxa de acréscimo de espécies por amostra. No entanto, a curva do número de espécies acumuladas por indivíduos coletados (Fig. 1.2b) não apresenta uma estabilização para a rede BS-9m, sugerindo diferenças nas taxas de acúmulo de espécies por indivíduos coletados. Apesar de ambas as redes capturarem 24 espécies

cada, a rede BS-9m atinge esse valor de riqueza com menos da metade dos indivíduos capturados pela rede BS-30m.

As quatro espécies definidas como dominantes para a rede BS-30m (*Platanichthys platana*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis* e *Hyphessobrycon luetkenii*) também foram classificadas como dominantes para a rede BS-9m. No entanto, a maior equidade na dominância das espécies na rede BS-9m permitiu que outras quatro taxa (*Odontesthes mirinensis*, *Cyanocharax alburnus*, *Cyphocharax ibicuiensis* e *Odontesthes* spp.) também pudessem ser classificadas como dominantes (Tabela 1.1). O padrão de dominância observado resultou em um baixo Índice de Similaridade Mínima Percentual ($P_m=45,5\%$), sendo este valor significativo ($p=0$) em termos de distribuição aleatória.

A maior diferença entre os dois amostradores ocorreu no tamanho dos indivíduos capturados (Fig. 1.3). A rede BS-9m caracterizou-se pela captura de indivíduos menores do que 60 mm CT, que perfizeram 87,6% da captura desta rede, enquanto que a rede BS-30m capturou, em sua maioria, indivíduos maiores do que 60 mm CT.

Como era de se esperar, o padrão de diferença de tamanho se repete nas espécies (Tabela 1.1). Indivíduos de pequeno porte como juvenis de *Odontesthes* e espécies pequenas, como *C. alburnus* e *Cheirodon ibicuiensis* ocorrem apenas na rede BS-9m e com tamanhos inferiores a 75 mm CT. Espécies dominantes, que co-ocorrem nas capturas das duas redes, apresentam tamanhos distintos. Por exemplo, para a rede BS-9m, *P. platana* variou de 22 a 66 mm ($\mu=49.8$ mm CT) e para a rede BS-30m, de 62 a 98 mm CT ($\mu=82.1$ mm CT).

Apenas entre as classes de tamanho de 50 a 130 mm (Fig. 1.3; Tabela 1.2) observou-se sobreposição contínua das capturas entre as duas redes. Os índices de similaridade faunística (C_j -CT e P_m -CT) para essas classes de tamanho são baixos (<42%) e significativos. Dentre essas classes, apenas a de 60 mm CT não mostrou diferença significativa pelo teste binomial. Nas classes de 160 e de 190 mm CT, individualmente, observou-se valores de similaridade faunística menores que 50%, mas não significativos, os quais estão relacionados a um baixo número de espécies e indivíduos capturados.

4. DISCUSSÃO

A comparação das duas redes utilizadas neste trabalho (BS-9m e BS-30m) revela, em termos de estrutura de tamanho dos indivíduos capturados e da composição faunística geral, que as redes são complementares, pois capturaram associações de peixes distintas. As capturas de cada rede, tanto em termos de tamanho dos indivíduos, como em termos de riqueza de espécies e abundância relativa, quando vistos sob um aspecto de complementaridade, provavelmente representam uma imagem mais realista da ictiofauna litorânea da Lagoa Mirim.

Embora o número de amostras tenha sido semelhante, a rede BS-30m (N=558) capturou quase duas vezes mais indivíduos que a rede BS-9m (N=305), sendo que o maior comprimento da rede BS-30m certamente contribuiu para a captura de um maior número de indivíduos do que a rede BS-9m. Corroborando com essa afirmação, Monteiro-Neto & Musick (1994), utilizando redes de arrasto de praia com tamanhos distintos, obtiveram uma abundância superior na rede de maior comprimento, sugerindo que esses valores são um reflexo dos diferentes tamanhos entre os amostradores. No entanto, diferenças no tamanho da rede não explicam necessariamente as diferenças na composição de tamanho dos peixes.

A rede BS-30m atua em profundidades menores que 1,8 m, geralmente capturando indivíduos maiores que 60 mm CT (moda em 80 mm CT), permitindo o escape entre a malha de nylon monofilamento de 12 mm de indivíduos pequenos, geralmente menores que 50 mm CT. A malha de 12 mm em nylon da rede BS-30m é capaz de prender o peixe pelo opérculo, característica bem reduzida nas malhas multifilamento da rede BS-9m. De forma similar às redes de emalhe, esse fator pode influenciar na estrutura de tamanho dos peixes capturados, uma vez que, indivíduos menores por se movimentarem menos, ao encontrarem a rede, são capturados com menor eficiência (Olin & Malinen, 2003).

A rede BS-9m, embora capture indivíduos até 190 mm CT, é mais eficiente para espécies pequenas ou juvenis de espécies maiores (moda em 20-30 mm CT), pois é confeccionada com malha multifilamento e apresenta no pano central uma malha de 5 mm, sendo provavelmente mais eficaz em águas mais rasas (1,5 m).

Lima (2007), em ambiente de arrebentação marinha (surf zone), utilizando as mesmas duas redes do presente estudo, registrou a captura de indivíduos menores (<50 mm CT) para a rede BS-9m e de indivíduos maiores (>100 mm CT) para a rede BS-30m. Estes resultados confirmam a seletividade destas duas redes em relação às classes de tamanho capturadas e sustentam a conclusão de que as redes são complementares, cada qual mais eficiente em profundidades distintas, não havendo, necessariamente, nesta comparação específica, uma rede

mais eficiente em termos de estimador da abundância das espécies. Tendo em vista que, diferentes tipos de rede capturam diferentes associações de peixes (Chao *et al.*, 1982), uma série de autores (Able *et al.*, 2005; Clavero *et al.*, 2006; Erös *et al.*, 2009; Olin *et al.*, 2009) apontam essas divergências e defendem a utilização de diversos amostradores em estudos da estrutura de comunidades de peixes.

Além do tamanho das redes, tamanho de malha e material confeccionado, é importante, também, levar em consideração a comparação da operacionalidade do amostrador (Rozas & Minello, 1997). Cabe ressaltar aqui que foram realizadas outras duas incursões a campo (23/ago/2009 e 21/jan/2010), mas não foi possível utilizar a rede BS-30m devido ao elevado nível da água da Lagoa Mirim, que resultou na redução da área praial, impedindo seu funcionamento. No entanto, o mesmo não ocorreu para a rede BS-9m, que é menor. Essa adversidade permite destacar que a rede BS-9m sugere uma maior confiabilidade de operação em condições restritas de tamanho de praia e de mudança no nível da água da lagoa.

Quando analisamos o número de espécies capturadas pelas redes, observamos semelhante taxa de captura de espécies por amostra (Fig. 1.3b), totalizando 24 espécies cada. No entanto as duas redes juntas somam 34 espécies (co-ocorrência de 14 spp), resultando em baixos índices de similaridade faunística entre as duas redes. Considerando ainda que os tamanhos capturados são diferentes e que mesmo dentro dos tamanhos que se sobrepõe na captura a similaridade faunística é baixa, é possível sugerir a hipótese de que exista uma segregação faunística no ambiente litorâneo praial, desde a zona bem rasa ($< 0,5$ m), onde a rede BS-9m é mais eficiente, até os 1,8 m, onde a rede BS-30m atua de modo mais eficiente. Resultados semelhantes, propondo um gradiente de tamanho e profundidades foram descritos por Artioli *et al.*, (2010); Burns (2010) e Garcia *et al.*, (2006) para o sistema Mirim e banhado do Taim.

A maior contribuição desse estudo é sustentar que as características estruturais próprias de cada rede determinaram diferenças expressivas na composição, dominância e principalmente na estrutura de tamanho dos indivíduos coletados. Como já discutido em outros estudos (Paukert, 2004; Sutela *et al.*, 2008; Eggleton *et al.*, 2010), caracteriza-se, desta forma, a implicação de que dificilmente um único amostrador é capaz de definir os atributos ecológicos (riqueza; abundância; dominância; estrutura de tamanho) da estrutura de uma comunidade de peixes (Growth *et al.*, 1996; Sundell, 2005). Do mesmo modo que uma amostra consiste em uma porção da comunidade, para nos aproximarmos de uma representação fiel dessa e compreendermos as interações ecológicas existentes, o emprego de distintos amostradores torna-se imprescindível (Ruetz *et al.*, 2007).

De maneira geral, sugerimos o uso concomitante dos dois amostradores para uma melhor descrição da fauna de peixes das zonas rasas de ambientes litorâneos. Mas nota-se a oportunidade de estudos que visem a avaliação de demais amostradores como tarrafas e redes de espera para caracterizar a fauna de peixes da zona litorânea da Lagoa Mirim. No entanto, indispensavelmente, devemos considerar a maior robustez, rusticidade, facilidade de uso e manutenção das redes de multifilamento, sendo assim, as mais indicadas para trabalhos sistemáticos em ambientes providos de enroscos e com pouca área de arrasto disponível.

Referências

- Able, K. W., Smith, K. J. & Hagan, S. M. 2005. Fish composition and abundance in New Jersey salt marsh pools: Sampling technique effects. *Northeastern Naturalist*, 12(4): 485-502.
- Artioli, L. G. S., Vieira, J. P., Garcia, A. M. & Bemvenuti, M. de A. 2009. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembléia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(4): 409-418.
- Brind'Amour, A. & Boisclair. 2004. Comparison between two methods to evaluate the structure of fish communities in the littoral zone of a Laurentian lake. *Journal of Fish Biology*, 65: 1372-1384.
- Burns, M. de M., Garcia, A. M., Vieira, J. P., Bemvenuti M. A., Marques, D. M. L. M. & Condini, V. 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 69-72.
- Burns, M. D. de M. 2010. Padrões ambientais e a similaridade espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre estuário e água doce. Pp. 48-142. In: *Consequências da barragem eclusa do canal São Gonçalo para a ictiofauna do sistema Patos Mirim*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 142p.
- Chao, L. N., Pereira, L. E., Vieira, J. P., Bemvenuti, M. & Cunha, L. P. 1982. Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica, Rio Grande*, 5: 67-75.
- Clavero, M., Blanco-Garrido F. & Prenda, J. 2006. Monitoring small fish populations in streams: a comparison of four passive methods. *Fisheries Research*, 78: 243-251.
- Eggleton, M. A., Jackson, J. R. & Lubinski, B. J. 2010. Comparison of gears for sampling littoral-zone in floodplain lakes of the lower White River, Arkansas. *North American Journal of Fisheries Management*, 30: 928-939.
- Erös, T., Specziar, A. & Biro, P. 2009. Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake-A comparison between gillnetting and electric fishing. *Fisheries Research*, 96: 70-76.
- Garcia, A. M. & Vieira, J. P. 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica, Rio Grande*, 23: 133-152.

- Garcia, A. M., Vieira, J. P., Bemvenuti, M. A., Motta Marques, D. M. L., Burns, M., Moresco, A. & Conдини, V. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.
- Gibson R. N., Ansell A. D. & Robb L. 1993. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macro crustacean communities on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 98: 89-105.
- Growns, I. O., Pollard, D. A. & Harris, J. H. 1996. A comparison of electric fishing and gillnetting to examine the effects of anthropogenic disturbance on riverine fish communities. *Fisheries Management and Ecology*, 3: 13-24.
- Hayes, J. W. 1989. Comparison between a fine mesh trap net and five other fishing gears for sampling shallow-lake fish communities in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23: 321-324.
- Jennings, S., Kaise, M. J. & Reynolds, J. D. 2001. Getting the data: stock identity and dynamics. Pp. 178-204. In: *Marine Fisheries Ecology*. United Kingdom, Backwell Science, 417p.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Metodology*. New York, Harper & Row, 653p.
- Lapointe, N. W. R., Corkum, L. D. & Mandrak, N. E. 2006. A comparison of methods for sampling fish diversity in shallow offshore waters of large rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 26: 503-513.
- Lima, M. S. P. 2007. Peixes da zona de arrebentação da praia do Cassino/RS: aspectos amostrais, variações espaciais e temporais na estrutura da assembléia de peixes e suas relações com a passagem de frentes frias. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 99p.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, New Jersey, Princeton University Press, 179p.
- Manly, B. F. J. 1991. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. London, Chapman and Hall, 281p.
- Monteiro-Neto, C. & Musick, J. A. 1994. Effects of beach seine size on the assessment of surf-zone fish communities. *Atlântica*, Rio Grande, 16: 23-29.
- Olin, M. & Malinen, T. 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia*, 506-509(1-3): 443-449.
- Olin, M., Malinen, T. & Ruuhijärvi, J. 2009. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community—Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fisheries Research*, 96: 88-94.

- Paukert, C. T. 2004. Comparison of electrofishing and trammel netting variability for sampling native fishes. *Journal of Fish Biology*, 65: 1643-1652.
- Pierce, C. L., Rasmussen, J. B. & Leggett, W. C. 1990. Sampling littoral fish with a seine: corrections for variable capture efficiency. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1004-1010.
- Rozas, L. P. & Minello, T. J. 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.
- Ruetz, C. R., Uzarski, D. G., Krueger, D. M. & Rutherford, E. S. 2007. Sampling a littoral fish assemblage: Comparison of small-mesh fyke netting and boat electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 27(3): 825-831.
- Sundell, J. 2005. Comparison of two sampling methods, the beach seining and the plexiglas trapping, to investigate littoral fish fauna. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 81: 89-96.
- Sutela, T., Rask, M., Vehanen, T. & Westermarck, A. 2008. Comparison of electrofishing and Nordic gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 13: 215-220.
- Vieira, J. P. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lake, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 234-247.

Tabelas e Figuras

Tabela 1.1. Lista comparativa da abundância absoluta (N) e da estrutura de tamanho (Comprimento Total Mínimo e Máximo (CT Min.-Max.) e Comprimento Total Médio (CT Médio) das espécies capturadas pelas redes de arrasto de praia, e importância relativa das espécies por amostrador (baseado na FO% e na CPUE%), sendo: **(preto)** frequente e abundante, **(cinza escuro)** frequente e não abundante, **(cinza claro)** abundante e não frequente e **(incolor)** presente.

Espécies	REDES DE ARRASTO DE PRAIA					
	BS-9m			BS-30m		
	N	CT Médio	CT Min.-Máx.	N	CT Médio	CT Min.-Máx.
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	15	49,8	22-66	161	82,1	62-98
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	20	66,0	50-81	121	84,1	60-128
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	21	68,4	52-86	79	81,6	61-117
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	15	36,7	17-55	49	68,1	62-80
<i>Odontesthes</i> spp.	91	32,7	17-75			
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	58	46,0	28-72			
<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	24	27,7	13-45			
<i>Odontesthes mirinensis</i> Bemvenuti, 1995	12	124,2	46-199	14	145,5	117-196
<i>Cyphocharax voga</i> Hensel, 1870	5	44,2	27-101	22	112,0	57-236
<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879				21	88,7	80-102
<i>Odontesthes humensis</i> de Buen, 1953	2	83,5	61-106	19	133,6	118-147
<i>Odontesthes</i> aff. <i>perugiae</i> (Evermann & Kendall, 1906)	1	73,0	73-73	13	153,5	106-250
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				7	95,3	65-150
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	10	29,8	20-52	12	74,9	63-86
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	5	47,0	29-64	1	71,0	71-71
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	4	85,5	75-91	8	98,4	92-106
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	2	91,5	68-115	9	104,7	57-165
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	1	40,0	40-40	6	108,0	96-130
<i>Astyanax</i> spp.	4	23,5	22-25			
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	3	21,6	16-26	1	93,0	93-93
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)				4	161,2	96-250
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969				3	128,0	71-172
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)				2	76,0	72-80
<i>Hisonotus</i> sp.	2	24,5	24-25			
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	2	33,0	30-36			
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	2	23,5	22-25			
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)				2	153,5	122-185
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	2	75,0	60-90			
<i>Astyanax henseli</i> Melo & Backup, 2006				1	119,0	119-119
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i> (Boulenger, 1891)	1	18,0	18-18			
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	1	40,0	40-40			
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	1	54,0	54-54			
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	1	70,0	70-70			
<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870				1	140,0	140-140
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891				1	69,0	69-69
<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1983				1	140,0	140-140
Total	305 ind.			558 ind.		
	24 spp*			24 spp*		

* Os peixes identificados até seus Gêneros não foram contabilizados como espécies.

Tabela 1.2. Índices de similaridade faunística geral (Índice de Jaccard - Cj e Índice de Similaridade Mínima Percentual – Pm) com valores de significância da distribuição aleatória (reamostragem com reposição; N=5.000), valores comparativos da riqueza e abundância absoluta e cálculo de significância da taxa de sucesso (p Binomial) nas classes de tamanho com sobreposição de captura das redes de arrasto de praia.

Classe	Índice Cj	Cj resamp. p	Índice Pm	Pm resamp. p	BS-9m		BS-30m		Binomial p
					Spp	N	Spp	N	
50	0,00	-	0,00	-	9	50	2	2	<0,0001
60	30,77	<0,01	33,21	<0,01	9	27	8	62	0,12‡
70	12,50	0	40,30	<0,01	7	15	11	133	<0,01
80	20,00	0	41,21	<0,01	3	8	9	182	<0,0001
90	8,33	0	6,76	<0,01	3	3	10	74	<0,0001
100	11,11	<0,01	28,00	~0,05	2	2	8	25	0,0009
110	0,00	-	0,00	-	1	1	7	13	<0,01
120	14,30	<0,01	20,00	<0,05	1	4	7	15	<0,01
130	20,00	<0,01	9,52	<0,01	1	2	5	21	<0,0001
160	25,00	0,44†	25,00	0,43†	1	2	4	4	0,07‡
190	50,00	0,77†	50,00	0,70†	1	1	2	2	0,26‡

† Não houve diferença significativa entre o índice calculado e sua distribuição aleatória.

‡ Não foram encontradas diferenças entre BS-9m e BS-30m através do teste Binomial.

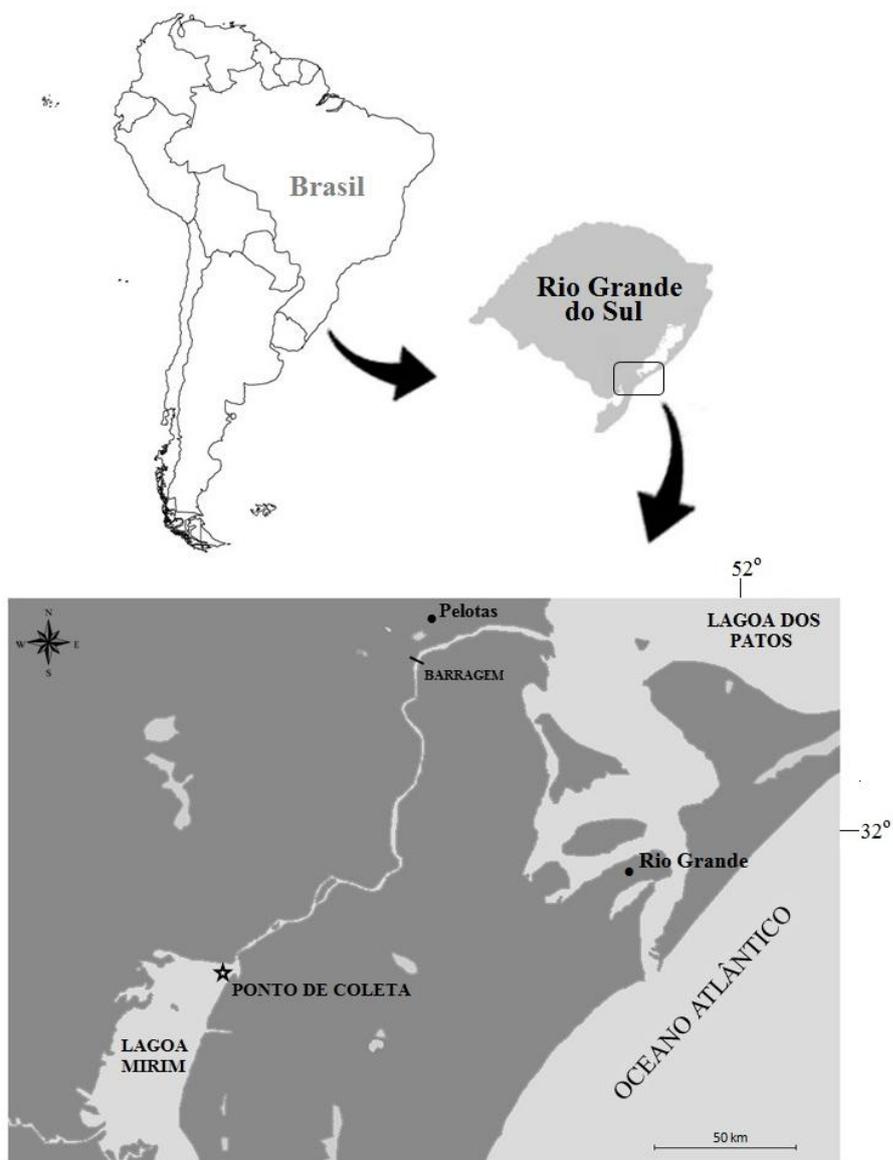


Figura 1.1. Mapa da América do Sul e Brasil, com destaque para o estado do Rio Grande do Sul e para a porção norte da Lagoa Mirim e a localização do ponto de coleta.

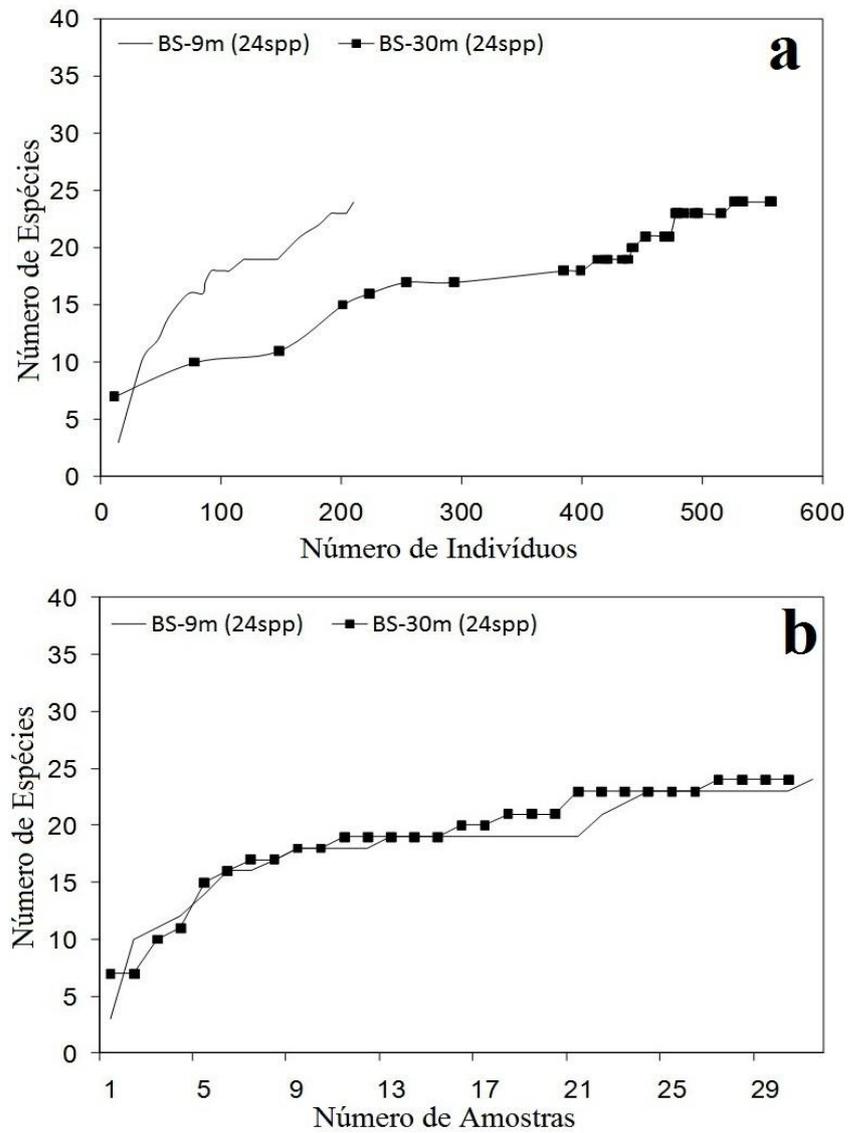


Figura 1.2 Curvas do número de espécies acumuladas por amostra **(a)** e curvas do número de espécies acumuladas por indivíduos coletados **(b)** com distintas redes de arrasto de praia.

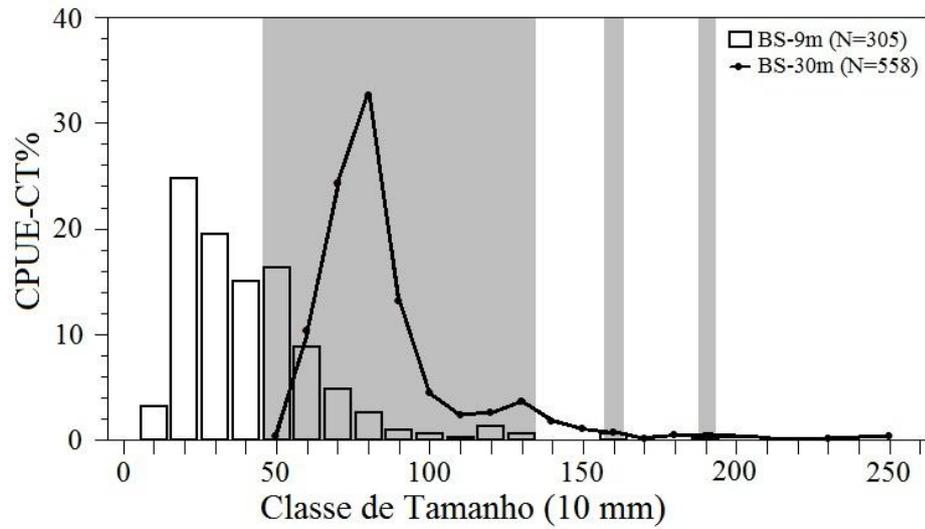


Figura 1.3. Abundância relativa por classes de comprimento total (CPUE-CT%) para as duas redes de arrasto de praia. Área cinza representa as classes de comprimento com sobreposição de captura entre os amostradores.

Distribuição da ictiofauna por zonas de profundidade na Lagoa Mirim, RS, Brasil: um estudo de caso

Resumo

O presente estudo analisa a distribuição espacial da ictiofauna ao longo de um gradiente de profundidade em um ponto da Lagoa Mirim (32°15'S; 52°46'O). Foram descritos e comparados os padrões de composição, dominância e estrutura de tamanho das associações de peixes das diferentes zonas de profundidade. A associação da Zona Litorânea foi amostrada com uma rede de arrasto de praia plana, sem saco, de 9 m de comprimento por 1,5 m de altura, confeccionada em malha multifilamento de 5 mm na parte central e 12 mm nas asas laterais, operada com o auxílio de 2 calões. Na Zona Pelágica foram utilizadas duas baterias de redes de espera com diferentes tamanhos de malhas (15; 20; 30; 35 mm; medidas entrenós adjacentes). A Zona Profunda foi amostrada por uma rede de arrasto de fundo com portas, do tipo “camaroneira”, que possui 10,5 m de largura, 7,5 m de comprimento e é confeccionada com malha de 13 mm, rebocada por um barco de 12 m e motor de 60 hp. Observou-se uma clara zonation de profundidade. O ambiente litorâneo apresentou uma fauna de espécies e indivíduos de pequeno porte (<100 mm CT), sugerindo que essa zona tenha grande importância no subsídio de recursos alimentares e na proteção contra predadores. O maior tamanho dos peixes da Zona Pelágica, quanto comparado à Zona Litorânea, sugere que o ambiente de águas abertas pode proporcionar recursos mais adequados a indivíduos ágeis de maior tamanho, possivelmente permitindo que indivíduos não piscívoros de maior porte estejam protegidos pelo tamanho da boca do predador. A Zona Profunda caracterizou-se por uma fauna relativamente estável, composta principalmente por Siluriformes. Esta zona, da mesma forma que as demais, apresenta condições favoráveis à associação de peixes que abriga, de maneira que seus representantes compartilham modificações morfológicas específicas à vida demersal, evitando a predação e aproveitando a rica fauna bentônica.

Palavras chave: Água doce, Zonas de Profundidade, Seleção de habitat, tamanho.

1. INTRODUÇÃO

Qualquer pessoa que observe ou tente capturar peixes no ambiente natural logo perceberá padrões em suas distribuições (Kramer *et al.*, 1997). Diferenças na ocupação espacial dos ambientes aquáticos influenciada pelo gradiente de profundidade geram divergências na composição da fauna de peixes, caracterizando distintas unidades de habitat (Oliveira & Goulart, 2000). A essa compartimentalização do habitat aquático é atribuído o termo zonação (Oliveira & Goulart, 2000), e são apontados uma série de fatores que influenciam essa divisão.

Agostinho *et al.*, (1999) afirma que o ambiente litorâneo apresenta uma maior riqueza e produtividade em relação à zona pelágica, em decorrência da maior entrada de nutrientes e materiais alóctones, bem como uma maior heterogeneidade espacial. Na zona pelágica são necessárias adaptações morfológicas e comportamentais específicas para alimentação e fuga de predadores, de modo geral, caracterizadas pelo maior comprimento resultando em uma maior mobilidade (Teixeira & Bennemann, 2007). Diferenças morfológicas adequadas ao modo de vida das espécies são ainda mais perceptíveis para a fauna de peixes que habita as zonas mais profundas, extremamente adaptadas ao modo de vida demersal e bentônico (Kirchheim & Goulart, 2010).

Além das adaptações morfológicas, peculiares às associações de cada zona, uma intensa interação entre predador e presa conduz as espécies de peixes à seleção do habitat (Morin, 1999). A hipótese de segregação ontogenética das espécies em função da profundidade implica que indivíduos de pequeno porte utilizam a zona litorânea para fugir de predadores do ambiente pelágico, assim como os peixes maiores evitam zonas mais rasas, reduzindo a predação por aves ou predadores terrestres (Godin, 1997; Helfman *et al.*, 2009).

Este padrão de pequenos peixes habitando áreas rasas protegidas versus grandes peixes encontrados em regiões limnéticas e profundas é comum em ambientes aquáticos continentais do extremo sul do Brasil, tais como os banhados de água doce da Estação Ecológica do Taim (Garcia *et al.*, 2006), Canal São Gonçalo (Burns, 2010) e ambientes estuarinos ou límnicos da Lagoa dos Patos (Vieira *et al.*, 1998; Vieira, 2006). Porém, esses padrões gerais de distribuição por profundidade são pouco estudados no contexto multiespecífico da ictiofauna. De modo mais exclusivo, as pesquisas abordam essa dinâmica nas espécies isoladamente (Wener & Hall, 1988; Schluter, 1995) e consideram a hipótese de segregação por tamanho dessas intimamente ligadas à pressão de predação.

Como relatado anteriormente, alguns estudos realizados na bacia hidrográfica Patos-Mirim indicam uma segregação espacial dos peixes de acordo com o gradiente de profundidade.

Porém, a própria Lagoa Mirim, tem sido pouco estudada em termos de distribuição espacial da ictiofauna (Burns, 2010). Dessa maneira, o presente estudo teve como objetivos, descrever e comparar as associações de peixes das diferentes zonas de profundidade da Lagoa Mirim, bem como, aumentar o conhecimento ecológico da ictiofauna local.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em um ponto fixo da Lagoa Mirim (32°15'S; 52°46'O; Fig. 2.1) onde foram amostradas três unidades de habitat, relacionadas ao gradiente de profundidade: zonas Litorânea, Pelágica e Profunda. A bacia da Lagoa Mirim (31° e 34° de latitude Sul; 51° e 55° de longitude Oeste) possui uma lâmina d'água de 3.749 km², 185 km de extensão e largura média de 20 km, estando ligada à Lagoa dos Patos através do Canal São Gonçalo, o qual, por sua vez, apresenta uma extensão de 76 km. Ocupando parte do Uruguai e a parte do Brasil, esta área contém ecossistemas valiosíssimos por sua biodiversidade, sua capacidade de regulação hídrica, pela beleza de suas paisagens e atrativos turísticos (Bracco *et al.*, 2005; Pérez & Odebrecht, 2005). O sítio selecionado apresenta em uma das margens uma ampla praia arenosa, não vegetada, com declive suave que se estende por até 20 m, a partir daí ocorre um canal com profundidade média de 6 a 7 m. A margem oposta do canal, distante cerca de 140 m, apresenta vegetação aquática flutuante e profundidade superior a 1,5 m na costa. As campanhas de amostragem foram realizadas em 5 saídas sazonais correspondentes às estações de verão1 (Nov/2008), outono (Mar/2009), inverno (Jun/2009) primavera (Ago/2009) e verão2 (Jan/2010).

2.2 Zona Litorânea

Para a amostragem da Zona Litorânea com praia arenosa foi utilizada uma rede de arrasto de praia (BS-9m) plana e sem saco, que possui 9 m de comprimento por 1,5 m de altura, confeccionada em malha multifilamento de 5 mm na parte central e 12 mm nas asas laterais, a qual é operada com o auxílio de 2 calões, ambos situados em suas extremidades (Garcia *et al.*, 2003). Foram realizados 51 arrastos diurnos, direcionados perpendicularmente à margem da lagoa e com distancia do início de arrasto de ~10 m da margem. A captura por unidade de esforço (CPUE-BS-9m) foi obtida considerando cada arrasto como um esforço.

2.3 Zona Pelágica

Foram utilizadas duas redes de espera (GN) de 40 m de comprimento, sendo que, cada rede possui 4 diferentes tamanhos de malhas (15; 20; 30; 35 mm; medidas entrenós adjacentes) e cada malha, em cada rede, representada por 5 panos de 2 x 2 m distribuídos aleatoriamente (Artioli *et al.*, 2009). Ambas as redes foram armadas a uma distância de 10 a 20 m da margem vegetada oposta as coletas de arrasto de praia, em dois períodos de cerca de 8h cada um. Para o cálculo da CPUE-GN, o esforço foi considerado o número de períodos multiplicado pelo número de redes, obtendo assim 4 amostras por saída.

2.4 Zona Profunda

Nessa zona foi utilizada uma rede de arrasto de fundo com portas (BT), do tipo “camaroneira”, que possui 10,5 m de largura, 7,5 m de comprimento e é confeccionada com malha de 13 mm. A rede foi rebocada com o auxílio de um barco de 12 metros de comprimento e motor de 60 Hp, onde cada arrasto teve uma duração de 5 minutos, contabilizados a partir da abertura das portas de madeira da rede e o estiramento dos cabos de 25 metros (Lopes *et al.*, 2009). Os arrastos de fundo foram padronizados de maneira que, a posição inicial e final do arrasto e a velocidade média do barco no tempo de arrasto, foram obtidos com o auxílio de um GPS. Foram realizados 32 arrastos de fundo durante o estudo e o valor da CPUE-BT foi obtida considerando cada arrasto como um esforço.

2.5 Análise de Dados

Nos arrastos de fundo, os peixes passíveis de identificação em campo foram quantificados, medidos seus comprimentos totais (CT) em milímetros e devolvidos ao ambiente. Indivíduos de difícil identificação, assim como aqueles capturados nas zonas Litorânea e Pelágica, foram fixados em formalina a 10% para identificação, quantificação e medição em laboratório.

Para cada zona de profundidade os valores da CPUE foram convertidos em percentagem (CPUE%) obtida pela razão entre a CPUE de uma espécie sobre a soma da CPUE de todas as espécies coletadas em determinado amostrador x 100. Também foi estimada a frequência de ocorrência relativa por espécie (FO%) através da razão entre o número de vezes em que a espécie ocorreu e o número total de amostras daquele amostrador x 100.

Através do cálculo da CPUE% e da FO%, foi determinada a importância relativa de cada espécie, para cada zona. Com a combinação de CPUE% e FO%, foram comparadas suas respectivas médias (μ), assim, cada espécie foi classificada da seguinte forma: abundante e

frequente ($CPUE\% \geq \mu CPUE\%$, $FO\% \geq \mu FO\%$); abundante e não frequente ($CPUE\% \geq \mu CPUE\%$, $FO\% < \mu FO\%$); não abundante e frequente ($CPUE\% < \mu CPUE\%$, $FO\% \geq \mu FO\%$) e presente ($CPUE\% < \mu CPUE\%$, $FO\% < \mu FO\%$). As espécies identificadas como abundantes e frequentes foram consideradas como dominantes (Burns *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009).

A análise de similaridade faunística entre duas zonas de profundidade específicas, baseada na relação de presença/ausência de espécies, foi calculada para todas as combinações possíveis entre as três zonas de profundidade pelo coeficiente de Jaccard (C_j), conforme descrito em Magurran (1988). $C_j = j / (a+b-j)$ onde: j = número de espécies comuns a ambas as zonas; a = número de espécies capturadas na zona A e b = número de espécies capturadas na zona B. As mesmas combinações entre as zonas foram utilizadas para a análise da similaridade faunística baseada nas relações de dominância numérica das espécies. Sendo esta calculada através do Índice de Similaridade Mínima Percentual (P_m) conforme descrito em Krebs (1989). $P_m = \sum_i \text{mínimo}(p_{1i}, p_{2i})$ onde, p_{1i} = percentual da espécie i na zona 1 e p_{2i} = percentual da espécie i na zona 2. Essa metodologia foi utilizada para testar se as espécies que co-ocorrem entre as zonas apresentam proporções semelhantes em suas assembléias.

Posteriormente, com o intuito de verificar a significância dos índices de similaridade calculados (C_j e P_m), foi utilizada a técnica de reamostragem com reposição, sendo gerados 5.000 valores de cada índice definindo as distribuições aleatórias dos mesmos. Como medida de significância foi utilizado o valor probabilístico $p = \sum (ia \leq ir) / N$, onde p é igual à soma do número de índices aleatórios (ia) menores ou iguais ao valor do índice calculado (ir) divididos pelo número de reamostragens ($N=5.000$) (Manly, 1991).

2.6 Estrutura de Tamanho das Assembléias

Com base nos padrões de dominância, foram selecionadas espécies que apresentaram importância relativa e/ou abundância similares entre as zonas, para isoladamente, determinar a estrutura de tamanho apresentada por cada espécie em cada unidade de habitat.

Para a análise da estrutura de tamanho das assembléias capturadas em cada zona, foram estabelecidas classes de comprimento total (CT) de 10 mm. A captura por unidade de esforço por classe de comprimento total (CPUE-CT), de cada espécie, foi obtida através da razão entre a soma do fator de ponderação ($FP = N/n$ onde N é o número de indivíduos capturados na amostra e n o número de indivíduos medidos) e o esforço ($\sum FP(CT)/\text{esforço}$) (Garcia & Vieira, 2001; Vieira, 2006). A distribuição por classes de comprimento total das diferentes zonas de profundidade foi comparada transformando a CPUE-CT de cada classe de tamanho em valores percentuais (CPUE-CT%) (Artioli *et al.*, 2009).

A estrutura de tamanho resultante de cada zona foi comparada, independentemente das espécies, através do índice de similaridade mínima percentual por classes de comprimento total (Pm-CT), onde as espécies foram substituídas pelas classes de tamanho na fórmula enunciada anteriormente.

Para as classes que apresentaram sobreposição de captura foram calculados, isoladamente, os índices de similaridade (Cj e Pm) e, sequencialmente, foi executado o teste binomial “p” (Software BIOESTAT 5.0) com o objetivo de testar a taxa de sucesso ou frequência de captura dessas classes entre as zonas. Onde o valor de “p” binomial é expresso por, $p = \frac{n_1 p_1 + n_2 p_2}{n_1 + n_2}$, onde $p = q + 1$. Assim, assume-se que p é a probabilidade da diferença, n1 é o número de amostras da zona 1, n2 é o número de amostras na zona 2, cada qual multiplicado pelo seu número de sucessos (p1 e p2, respectivamente), divididos pela soma do número de amostras nas duas zonas.

Baseado no padrão geral da estrutura de tamanho de cada zona de profundidade, por classes de 10 mm de comprimento total, foram determinadas diferentes Unidades Ecológicas de Tamanho (UET) de 50 em 50 mm CT, até maior igual a 150 mm CT (Lima & Vieira, 2009). Onde cada unidade foi analisada de acordo com a proporção (%) das espécies dominantes.

Para cada campanha de amostragem foram obtidos os padrões de importância relativa das espécies e similaridade faunística (Cj e Pm) de cada zona de profundidade com a finalidade de compará-los e de determinar possíveis flutuações sazonais.

Da mesma maneira, a estrutura de tamanho de cada zona foi comparada entre as estações do ano. Para isso, os valores de CPUE-CT, em cada zona, foram log-transformados ($\text{Log}_{10}(\text{CPUE-CT} + 1)$) para reduzir a distância entre os valores extremos e facilitar a visualização gráfica.

3. RESULTADOS

Um total de 20.322 peixes foram coletados, compreendendo 47 taxa, sendo 44 identificados ao nível de espécies, distribuídas em 18 famílias e 6 ordens (Tabela 2.1). Três taxa, geralmente menores que 60 mm CT, foram coletados sob a forma de juvenis de *Astyanax* spp., de *Odontesthes* spp. e de *Rineloricaria* spp.

O esforço amostral foi diferente entre as zonas de profundidade (Fig. 2.2a). O número de indivíduos capturados em cada zona de profundidade foi fortemente influenciado pelos métodos de coleta utilizados e seus esforços (Fig. 2.2b). As amostras (n=32) obtidas na Zona Profunda capturaram mais de 85% de todos os peixes (N=17.324 indivíduos), enquanto que as duas outras zonas (Litorânea N= 1.793; n=51 e Pelágica N= 1.205; n=20) representam os 15% restantes.

O número médio de espécies por amostra apresentou um gradiente desde a Zona Litorânea até a Zona Profunda (Fig. 2.3). Foi observada uma relação direta do número de indivíduos capturados e a riqueza de espécies (Fig. 2.2b). Independentemente do número de indivíduos capturados, as curvas do número de espécies acumuladas por amostra (Fig. 2.2a) mostraram uma tendência a estabilização na taxa de captura nas três zonas de profundidade, revelando que, apesar de na Zona Profunda ter sido capturado um número muito superior de indivíduos, o número de espécies entre as zonas Profunda e Litorânea é similar, sendo que na Zona Pelágica foi capturado um número semelhante de indivíduos a Zona Litorânea, em um menor número de amostras, resultado em um menor número de espécies (Fig. 2.4).

Das 44 espécies capturadas, 31 ocorreram na Zona Litorânea, 26 na Zona Pelágica e 35 na Zona Profunda (Tabela 2.1). Além da diferença no número de espécies capturadas, podem ser observadas diferenças na composição e nos padrões de dominância, que resultaram em baixos índices de similaridade faunística (<60%) entre as zonas de profundidade, valores esses, extremamente robustos em termos de distribuição aleatória (Tabela 2.2).

Observa-se uma nítida segregação espacial no conjunto de espécies dominantes em cada zona de profundidade (Tabela 2.1). O padrão de dominância geral (Tabela 2.1) se caracteriza pela grande importância relativa dos caracídeos na Zona Litorânea, que representam quase a metade das espécies capturadas para essa unidade de habitat, contribuindo com 4 espécies dominantes (*Astyanax* aff. *fasciatus*, *Cyanocharax alburnus*, *Cheirodon ibicuihensis* e *Astyanax eigenmanniorum*). Juvenis de *Odontesthes*, geralmente menores que 40 mm CT também foram dominantes nesta zona (Tabela 2.1). Na Zona Pelágica, 4 espécies foram classificadas como dominantes, sendo dois caracídeos (*A.* aff. *fasciatus* e *Oligosarcus robustus*), um curimatídeo (*Cyphocharax voga*) e um engraulídeo (*Lycengraulis grossidens*). A Zona Profunda compartilha

uma grande quantidade de espécies com as demais zonas de profundidade, mas se observa uma grande mudança na importância relativa das espécies dominantes. Mesmo englobando o maior número de espécies, esse habitat apresentou uma fauna dominante quase que exclusiva composta por Siluriformes (*Pimelodus pintado*, *Loricariichthys anus*, *Rineloricaria strigilata*, *Rineloricaria longicauda*, *Pseudobunocephalus iheringii*, *Pimelodella australis* e *Parapimelodus nigribarbis*).

Poucas espécies dominantes co-ocorreram em todas as zonas de profundidade. (Tabela 2.1). As espécies *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Cyphocharax voga* e *Oligosarcus jenynsii* foram compartilhadas entre as três zonas de profundidade. *Astyanax* aff. *fasciatus* foi considerado dominante, tanto para a Zona Litorânea quanto para a Zona Pelágica, apresentando diferenças no comprimento total entre as zonas (Fig. 2.5a). Na Zona Litorânea a moda de tamanho foi de aproximadamente 60 mm CT e na Zona Pelágica foi em torno de 120 mm CT. Na Zona Profunda *A. aff. fasciatus* foi apenas frequente, apresentando a moda do CT de 90 mm.

Da mesma forma, *C. voga* mostrou diferenças da estrutura de tamanho entre as zonas de profundidade, mas diferentemente de *A. aff. fasciatus*, apresentou estruturas de tamanho bimodais nas três zonas de profundidade, sendo dominante nas zonas Pelágica e Profunda, ambos com modas nas classes de 120 e 170 mm CT e com tamanhos médios mais de duas vezes superiores às modas de 20 e 70 mm CT observadas na Zona Litorânea.

Dentre as duas espécies representantes do gênero *Oligosarcus* as modas observadas na Zona Pelágica e Profunda, de maneira geral, foram superiores a 100 mm CT. E na Zona Pelágica, onde *Oligosarcus robustus* foi dominante, as modas 170 e 260 mm CT foram cerca de duas a três vezes maiores que na Zona Litorânea (70 mm CT). Porém, se observa sobreposição de tamanho entre as três zonas de profundidade (Tabela 2.1; Fig. 2.5e; Fig. 2.5f).

Caracterizada como dominante para a Zona Litorânea, a espécie *P. platana* foi representada por indivíduos com moda de 20 mm CT, enquanto que os maiores indivíduos dessa espécie foram abundantes na Zona Pelágica (modas em 70 e 80 mm CT) (Tabela 2.1; Fig. 2.5c).

A Figura 2.6 descreve o padrão geral por classe de tamanho e sua variação sazonal para as diferentes zonas de profundidade. Embora existam variações sazonais na abundância, o padrão de tamanho é semelhante entre cada zona de profundidade. Uma comparação da abundância por classe de tamanho entre a Zona Litorânea e as demais zonas resulta em índices Pm% menores que 20%, sendo que a similaridade entre as zonas Pelágica e Profunda foi maior que 60% (Tabela 2.2).

A taxa de sucesso na captura das classes de tamanho entre as zonas de profundidade, calculada pelo teste Binomial (Tabela 2.3), mostrou que a maioria das classes, onde ocorre

sobreposição, não é capturada com a mesma frequência entre as zonas. Além disso, os únicos casos onde não houve diferença significativa pelo teste Binomial foram marcados por grandes diferenças no número de indivíduos, no número de espécies e inclusive nos atributos de similaridade faunística.

Observa-se (Fig. 2.6) que na Zona Litorânea que mais de 95% dos indivíduos são menores que 100 mm CT, com a predominância de indivíduos menores que 50 mm CT. Na Zona Pelágica a distribuição de tamanho é bimodal, sendo uma moda entre 50 e 150 mm CT e a segunda maior que 150 mm CT. Existe uma forte sobreposição de tamanho entre as classes de 50 a 100 mm CT com a Zona Litorânea. A Zona Profunda apresenta uma sobreposição de tamanho com todas as demais zonas, com moda entre 50 e 100 mm CT e a segunda moda entre 100 e 150 mm CT.

As unidades ecológicas de tamanho determinadas com base em classes de 50 mm CT (Fig. 2.7) caracterizaram uma alta variação na estrutura de tamanho das zonas de profundidade. De modo que cerca de 57% da captura na Zona Litorânea se manteve restrita à UET <50 mm CT e 40% a UET 50-100 mm CT. O padrão é inverso ocorre nas zonas Profunda e Pelágica, onde mais de 75% dos peixes são maiores que 100 mm CT. As UET's de 100-150 e >150 mm CT para a Zona Pelágica representaram a mesma proporção, cerca de 40% dos tamanhos capturados cada UET. E a Zona Profunda restringiu 50% de sua estrutura de tamanho à UET >150 mm CT.

Visto que as estruturas de tamanho das zonas Pelágica e Profunda são mais representadas pelas UET's acima de 100 mm CT, como esperado, a similaridade mínima por classes de tamanho foi a mais elevada (Tabela 2.2).

A variação sazonal dos padrões da importância relativa das espécies revelou, para a Zona Litorânea, uma grande alteração na representatividade das espécies, enquanto que nas zonas Pelágica e Profunda as espécies dominantes são mais estáveis, apresentando espécies que permaneceram dominantes durante todas as estações amostradas (Tabela 2.4). Essa maior estabilidade na composição e dominância das zonas Pelágicas e Profunda é confirmada pelos valores médios sazonais dos índices de similaridade (Tabela 2.5).

As mudanças sazonais das espécies dominantes da Zona Litorânea destacam o papel de espécies classificadas como frequentes e não abundantes na importância relativa geral (Tabela 2.1), no caso de, *Odontesthes mirinensis* e *Astyanax jacuhiensis*, e apenas presentes como *Homodiaetus anisitsi*, de modo que, em determinadas estações, mostraram importância relativa superior e sobressaíram-se como dominantes. A espécie que apresentou o padrão mais estável de dominância foi *Cyanocharax alburnus*, categorizado como presente somente no inverno. Porém, de maneira geral, as espécies classificadas como dominantes tanto sazonalmente (Tabela 2.4)

quanto de forma agrupada (Tabela 2.1), pertenceram às famílias Characidae, Atherinidae e Clupeidae.

Da mesma forma que na Zona Litorânea, as zonas Pelágica e Profunda ressaltaram a importância de outras espécies em determinadas estações do ano. No caso da Zona Pelágica, *P. platana* foi considerada dominante no Verão¹, enquanto que para o mesmo período na Zona Profunda, *Astyanax* aff. *fasciatus* e *Hyphessobrycon luetkenii* foram dominantes. Apesar dessas diferenças em algumas estações específicas, as espécies dominantes dessas duas zonas são constantes no tempo. Sendo que na Zona Pelágica, *Cyphocharax voga* é dominante durante todo o ano e *Astyanax* aff. *fasciatus* é frequente mas não abundante somente durante o inverno (Tabela 2.4).

A Zona Profunda apresentou uma fauna dominante de grande estabilidade entre as estações do ano. As espécies *Pimelodus pintado*, *Loricariichthys anus*, *Rineloricaria strigilata* e *Rineloricaria longicauda* são dominantes durante todo o ano, enquanto que as espécies *Pseudobunocephalus iheringii*, *Pimelodella australis* e *Parapimelodus nigribarbis* são dominantes em algumas estações e permanecem frequentes em outras (Tabela 2.4).

4. DISCUSSÃO

O Capítulo 1 demonstra que para uma mesma unidade de habitat, como por exemplo, as praias arenosas, diversos amostradores são necessários para caracterizar devidamente uma associação de peixes. As capturas de diferentes redes, tanto em termos de tamanho dos indivíduos, como em termos de riqueza de espécies e abundância relativa, determinaram um cenário único, que quando vistos sob um aspecto de complementaridade provavelmente representam uma imagem mais realista da ictiofauna Litorânea da Lagoa Mirim. A expansão deste conceito de complementaridade, desde o litoral, para outras unidades de habitat de um grande corpo d'água, como a Zona Profunda e a Zona Pelágica da Lagoa Mirim, requer o uso de outros amostradores. Entretanto, existem diferenças substanciais entre os amostradores utilizados para a coleta de informações faunísticas em diferentes profundidades (Artioli *et al.*, 2009). As redes de arrasto de praia e de fundo são artefatos de pesca ativos, que geralmente capturam pequenos peixes, em função do seu reduzido tamanho de malha (Vieira *et al.*, 2006). Mesmo assim, redes de arrasto de fundo capturam indivíduos de maior porte, assim como as redes de emalhe, que são artefatos passivos, mais apropriados à captura de peixes grandes, de natação rápida e que em geral habitam a meia água ou próximo ao fundo (Hayes, 1989; Rozas & Minello, 1997; Artioli *et al.*, 2009).

Segundo Rozas & Minello, (1997) o mecanismo de coleta selecionado deve ser apropriado para as espécies, para o local e para os objetivos do estudo. Porém, ao contrário do que foi concluído no Capítulo 1, é muito difícil replicar amostradores dentro de cada unidade de habitat no ambiente aquático. No entanto, a coincidência dos padrões de zonação ecológica e distribuição de tamanho por zonas de profundidade observados por Garcia *et al.*, (2006) e Artioli *et al.*, (2009), para o sistema Mirim/Mangueira, sugerem que os resultados encontrados no presente capítulo descrevem de forma bastante realista o padrão de zonação do ambiente aquáticos da Lagoa Mirim.

Para as lagoas costeiras do extremo sul do Brasil (Mirim e Mangueira entre outras) as coletas com rede de arrasto de praia, nas margens rasas da Zona Litorânea, diferenciaram-se das amostras de rede de emalhe, nas áreas abertas da Zona Pelágica, concordando com os padrões de dominância de espécies do presente estudo (Garcia *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009). A Zona Litorânea caracterizou-se primeiramente pela presença de indivíduos juvenis de espécies maiores e espécies adultas de pequeno porte (<100 mm CT). Estes indivíduos são representados por caracídeos, atherinídeos e o clupeídeo *Platanichthys platana*, corroborando os resultados encontrados por Artioli *et al.*, (2009) na Lagoa Mangueira e por Burns, (2010) na porção límnic

do Canal São Gonçalo. A presença maciça de pequenos caracídeos e atherinídeos na Zona Litorânea sugere que, além da possibilidade da redução de predação, essa assembléia usufrui das vantagens energéticas que o ambiente litorâneo lhe proporciona. Como apontado por Agostinho *et al.*, (1999), esse ambiente apresenta uma maior riqueza e produtividade em relação à Zona Pelágica em decorrência da maior entrada de nutrientes e materiais alóctones, bem como sua heterogeneidade espacial. As espécies de Characiformes dominantes na Zona Litorânea (*A. aff. fasciatus*, *C. alburnus*, *C. ibicuiensis* e *A. eigenmanniorum*), de modo geral, possuem dieta onívora (Gelós *et al.*, 2010; Dias, 2007), podendo se alimentar tanto de itens alóctones provenientes do ambiente terrestre, quanto material vegetal e organismos aquáticos (ex. larvas de insetos) em maior abundância na Zona Litorânea (Esteves, 1998). Da mesma forma, a Zona Litorânea também é importante para as espécies de *Odontesthes* em diferentes fases ontogenéticas (Burbidge *et al.*, 1974; Escalante, 2001).

As redes de emalhe são amostradores passivos que capturam mais eficientemente peixes de natação mais rápida, tendo sua seletividade definida pelo tamanho da malha, que em geral exclui tamanhos menores (Hayes, 1989; Rozas & Minello, 1997).

A Zona Profunda caracterizou-se como um importante ambiente para a ictiofauna contabilizando o maior número de espécies coletadas entre as zonas de profundidade. Além de possuir espécies exclusivas, muitas foram compartilhadas com as associações litorânea e pelágica. Boa parte dessa riqueza deve ser atribuída à eficiência de uma grande rede de arrasto de fundo (10,5 m de largura, 7,5 m de comprimento, tipo “camaroneira”) na coletas de espécies bentônicas e demersais. Esta rede, típica dos pescadores ilegais de camarão na Lagoa dos Patos, mostrou-se cientificamente adequada à coleta na Zona Profunda da Lagoa Mirim (presente estudo), Canal São Gonçalo (Burns, 2010) e Lagoa dos Patos (Vieira *et al.*, 2010).

De modo geral, a similaridade faunística, a importância relativa das espécies e a estrutura de tamanho das associações de cada unidade de habitat revelaram uma segregação espacial em decorrência da profundidade. Nas zonas de maior profundidade (pelágica e profunda), as classes de tamanho superiores a 150 mm CT foram numericamente mais importantes, mas observou-se uma reversão na importância relativa das espécies. Somente para a Zona Pelágica, o clupeídeo *Lycengraulis grossidens*, juntamente com o caracídeo *Oligosarcus robustus*, surgem como espécies dominantes. No entanto, o ambiente de águas abertas compartilha com a Zona Litorânea a dominância de *A. aff. fasciatus*. Apesar de essa espécie ser importante, tanto na Zona Litorânea quanto na Pelágica, existe uma segregação de tamanho entre as zonas de profundidade, onde indivíduos menores 80 mm CT ocorrem preferencialmente na Zona Litorânea e maiores que 80 mm CT, na Zona Pelágica. A variação ontogenética de *A. aff. fasciatus* entre essas zonas pode

ser ocasionada tanto pela redução da pressão de predação nos indivíduos maiores (Lewin *et al.*, 2004), quanto pela diferenciação na dieta (Wolff *et al.*, 2009; Specziar & Rezsú, 2009), uma vez que essa segregação estaria ligada à busca e a possibilidade de forragear distintos itens alimentares (Wolff *et al.*, 2009).

A espécie *Cyphocharax voga* foi a espécie mais estável no ambiente pelágico, sendo dominante tanto nessa zona quanto na Zona Profunda, provavelmente em decorrência de seu hábito alimentar iliófago (Corrêa & Piedras, 2008). A estrutura de tamanho apresentada por essa espécie entre as zonas sugere uma transição de indivíduos adultos entre as zonas pelágica e profunda, enquanto que os juvenis se restringem à Zona Litorânea.

Sete espécies de Siluriformes são dominantes no fundo, todas com tamanhos médios superiores a 100 mm CT. A diferença numérica na predominância dos siluriformes na rede de arrasto de fundo, quando comparadas com a rede de espera, reforça a hipótese que este grupo é comum do ambiente profundo-demersal. Isso sugere que, embora haja uma sobreposição faunística acentuada entre as coletas das duas redes, estas são complementares para a descrição do corpo de água de maior profundidade (ambiente pelágico e profundo) de lagoas costeiras rasas (<7m) da porção sul do Brasil.

De forma complementar ao padrão de siluriformes no fundo e peixes pelágicos na meia água, o padrão de pequenos peixes habitando áreas rasas protegidas versus grandes peixes encontrados em regiões pelágica e profunda, é comum em outros ambientes aquáticos continentais da região, tais como os banhados de água doce da Estação Ecológica do Taim (Garcia *et al.*, 2006), o canal São Gonçalo (Burns, 2010) e ambientes estuarinos e lagunares da Lagoa dos Patos (Vieira *et al.*, 1998; Vieira, 2006; Vieira *et al.*, 2010).

Sih (1987) propõe que as presas geralmente evitam a predação alterando o seu uso do habitat, seu tempo de atividade ou seus padrões de movimento. O estudo de Dupuch *et al.*, (2009) mostrou uma forte seleção do habitat litorâneo por presas, enquanto predadores ocupavam a Zona Pelágica. Quando observamos os padrões de distribuição da ictiofauna compreendemos que a suscetibilidade à predação é profundamente condicionada ao tamanho dos organismos, onde indivíduos menores geralmente são mais vulneráveis (Mittelbach & Chesson, 1987). Além da possibilidade dessa interação ser definida pelos padrões de composição da fauna de peixes, estudos de ecomorfologia, apesar de escassos para a fauna neotropical, são fundamentais para melhor compreender os padrões de distribuição das espécies nas zonas de profundidade (Breda *et al.*, 2005).

Espécies que ocupam a Zona Pelágica, como sugerido por Agostinho *et al.*, (1999), requerem pré adaptações morfológicas e comportamentais específicas para alimentação e fuga de

predadores. Como definido por Nunes & Hartz, (2006) *Oligosarcus robustus*, por exemplo, apresenta uma dieta exclusivamente piscívora em sua fase adulta, alimentando-se de peixes dos gêneros *Astyanax*, *Hyphessobrycon* e *Lycengraulis*. Os mesmos gêneros apontados como presas de *O. robustus* por esse autor ocorreram na Zona Pelágica do presente estudo (ex. *L. grossidens*), porém, as limitações morfológicas, como o tamanho da boca, dificultam a captura de presas geralmente maiores que 100 mm CT (Vieira, 2006; Teixeira & Bennemann, 2007), de forma que as potenciais presas de *O. robustus*, e de outros predadores piscívoros como a traíra, se restringem à Zona Litorânea, sugerindo uma forte relação de segregação de habitats, frente à predação.

A fauna de peixes dominantes da Zona Profunda, representada fundamentalmente por Siluriformes, é bem associada a essa unidade de habitat no Sistema Lagunar Patos-Mirim (Malabarba, 1989; Burns, 2010). As adaptações morfológicas que os indivíduos dessa ordem compartilham estão intimamente ligadas ao modo de vida bentônico, como a família Loricariidae, que foi representada por sete espécies (*Loricariichthys anus*, *Rineloricaria strigilata*, *Rineloricaria longicauda*, *Hypostomus commersoni*, *Rineloricaria cadeae*, *Hisonotus* sp., e *Rineloricaria microlepidogaster*) na Zona Profunda e teve grande importância na fauna dominante. As espécies dessa família são popularmente conhecidas como cascudos, e ao invés de escamas, apresentam um revestimento composto de placas ósseas as quais lhes proporcionam proteção (Helfman *et al.*, 2009; Kirchheim & Goulart, 2010).

Os demais Siluriformes que compuseram a fauna dominante no ambiente profundo são popularmente conhecidos como bagres (*Pimelodus pintado*, *Bunocephalus iheringii*, *Pimelodella australis* e *Parapimelodus nigribarbis*), esses exemplares apresentam, da mesma forma, características específicas para o modo de vida demersal bem como para evitar a predação. A presença de órgãos não visuais bem desenvolvidos, como os barbilhões relaciona-os à hábitos alimentares bentônicos e espinhos desenvolvidos podem ser definidos como eficientes armas físicas e químicas, na defesa contra predadores (Kirchheim & Goulart, 2010).

Mudanças no padrão diário de distribuição dos peixes também vêm sendo reportadas para várias espécies (Okun *et al.*, 2005; Gelós, *et al.*, 2010). Acredita-se que os indivíduos maiores se deslocam para áreas mais rasas, à noite, na busca por sítios de forrageio reduzindo a pressão de predadores visuais (Power, 1984; Gelós, *et al.*, 2010). Esta foi uma limitação do presente estudo, que se restringiu a coletas diurnas nas três zonas de profundidade. É provável que predadores piscívoros de maior tamanho ocorram, também, nas zonas rasas, provavelmente no período noturno, mas não existe razão para supor que os bagres e cascudos, dominantes na Zona Profunda, realizem uma segregação lateral expressiva ao longo do ciclo nictimeral. Essas

hipóteses nos fornecem uma série de questionamentos vitalizando pesquisas futuras que podem ser agregadas ao panorama descrito neste estudo,,possibilitando a compreensão da dinâmica de interações que direcionam a distribuição espacial da ictiofauna da Lagoa Mirim.

5. CONCLUSÕES

O presente estudo revela uma clara zanação de uso das zonas de profundidade pela ictiofauna da Lagoa Mirim. O ambiente litorâneo apresenta características próprias à manutenção de espécies e indivíduos de pequeno porte (<100 mm CT), sugerindo que represente uma zona de proteção contra predadores e de grande importância no subsídio de recursos alimentares. O maior tamanho dos peixes da Zona Pelágica, quando comparado à Zona Litorânea, sugere que o ambiente de águas abertas pode proporcionar recursos mais adequados a indivíduos de maior tamanho, e com maior mobilidade na coluna d'água, possivelmente permitindo que indivíduos não piscívoros, de maior porte, estejam protegidos pelo tamanho da boca do predador. A Zona Profunda possui uma fauna de peixes característica e relativamente estável, composta principalmente por Siluriformes. Esta zona, da mesma forma que as demais, apresenta condições favoráveis à associação de peixes que abriga, de maneira que seus representantes compartilham modificações morfológicas específicas à vida demersal, evitando a predação e aproveitando a rica fauna bentônica de fundos brandos.

A partir da caracterização geral do presente cenário descrito para a ictiofauna da Lagoa Mirim, e com o objetivo de ampliar o conhecimento das forças que geram os distintos padrões de distribuição entre as zonas de profundidade, são sugeridos estudos da relação predador-presa, padrões de movimentação circadianos e de ecomorfometria da ictiofauna da Lagoa Mirim.

Referências

- Agostinho, A. A., Miranda, L. E, Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Suzuki, H. I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J. G. & Straškraba, M. (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, International Institute of Ecology, 255p.
- Artioli, L. G. S., Vieira, J. P., Garcia, A. M. & Bemvenuti, M. de A. 2009. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembléia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(4): 409-418.
- Bracco, R., Castiñeira, C., Inda, H. & Puerto, L. del. 2005. Mid late Holocene cultural and environmental dynamics in Eastern Uruguay. *Quaternary International*, 132(1): 37-45.
- Burbidge, R. G., Carrasco, M. C. & Brown, P. A. 1974. Growth, length-weight relationship, sex ratio and food of the Argentine pejerreys, *Basilichthys bonariensis*, from Lake Pañuelas, Valparaiso, Chile. *Journal of Fish Biology*, (6): 300-305.
- Burns, M. de M., Garcia, A. M., Vieira, J. P., Bemvenuti M. A., Marques, D. M. L. M. & Condini, V. 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 69-72.
- Burns, M. de M. 2010. Padrões ambientais e a similaridade espacial da assembléia de peixes em uma região de transição entre estuário e água doce. Pp. 48-142. In: Consequências da barragem eclusa do canal São Gonçalo para a ictiofauna do sistema Patos Mirim. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 142p.
- Breda, L., Oliveira, E. F. de, & Goulart E. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(4): 371-381.
- Corrêa, F. & Piedras, S. R. N. 2008. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 21(4): 117-122.
- Dias, T. S. 2007. Estudo da dieta de oito espécies da Subfamília Cheirodontinae (Characiformes:Characidae) em diferentes sistemas lagunares nos estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 89p.

- Dupuch, A., Magnan, P., Bertolo, A., Dill, L. M. & Proulx, M. 2009. Does predation risk influence habitat use by northern redbelly dace *Phoxinus eos* at different spatial scales? *Journal of Fish Biology*, 74:1371-1382.
- Escalante, A. H. Alimentación natural del pejerrey. Pp. 64-74. In: Grosman, F. (Ed.). *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. Buenos Aires, Imprenta Rivadavia, 246p.
- Esteves, F. de A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência, 600p.
- Garcia, A. M. & Vieira, J. P. 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, Rio Grande, 23: 133-152.
- Garcia A. M., Raseira, M. B., Vieira, J. P., Winemiller, K. O. & Grimm, A. M. 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes*, 68: 215-228.
- Garcia, A. M., Vieira, J. P., Bemvenuti, M. A., Motta Marques, D. M. L., Burns, M., Moresco, A. & Condini, V. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.
- Gelós, M., Teixeira-de Mello, F., Goyenola, G., Iglesias, C., Fosalba, C., García-Rodríguez, F., Pacheco, J. P., García S. & Meerhoff, M. 2010. Seasonal and diel changes in fish activity and potential cascading effects in subtropical shallow lakes with different water transparency. *Hydrobiologia*, 646: 173-185.
- Godin, J. –G. J. 1997. Evading predators. Pp. 191-236. In: *Behavioural ecology of teleost fishes*. Oxford, Oxford University Press, 384p.
- Hayes, J. W. 1989. Comparison between a fine mesh trap net and five other fishing gears for sampling shallow-lake fish communities in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23: 321-324.
- Helfman, G. S., Collette, B. B., Facey, D. E. & Bowen, B. W. 2009. *The diversity of fishes*. Oxford, Wiley-Blackwell, 720p.
- Kirchheim, P. D. & Goulart, E. 2010. Ecomorfologia de predação e antipredação em siluriformes (Osteichthyes). *Oecologia Australis*, 14(2): 550-568.
- Kramer, D. L., Rangeley, R. W. & Lauren J. Chapman. 1997. Habitat selection: patterns of spatial distribution from behavioural decisions. Pp. 37-80. In: Godin, J. –G. J. (Ed.). *Behavioural ecology of teleost fishes*. Oxford, Oxford University Press, 384p.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. New York, Harper & Row, 653p.
- Lewin, W. C., Okun, N. & Mehner, T. 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology*, 49(4): 410-424.

- Lima, M. S. P. & Vieira, J. P. 2009. Variação espaço-temporal da ictiofauna da zona de arrebentação da praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil. *Zoologia*, 26(3): 499-510.
- Lopes, M. N., Vieira, J. P. & Burns, M. D. M. 2009. Biofouling of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) over the Anomura crab *Aegla platensis* Schmitt, 1942. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2): 222-225.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton, New Jersey, Princeton University Press, 179p.
- Malabarba, L. R. 1989. Histórico sistemático e lista comentada das espécies de peixes de água doce do sistema Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicado do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia, 2(8): 107-179.
- Manly, B. F. J. 1991. Randomization and Monte Carlo methods in biology. London, Chapman and Hall, 281p.
- Mittelbach, G. G. & Chesson, P. L. 1987. Predation risk: indirect effects on fish populations. Pp. 315-332 In: Kerfoot, W. C. & Sih, A. (Eds.). Predation: direct and indirect impact on aquatic communities. Hanover, University Press of New England, 386p.
- Morin, P. J. 1999. Habitat selection. Pp. 259-273. In: Community ecology. Malden, Blackwell Science, 424p.
- Nunes, D. M. & Hartz, S. M. 2006. Feeding dynamics and ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the Lagoa Fortaleza, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1A): 121-132.
- Okun, N., Mendonca, R. & Mehner, T. 2005. Diel shifts in community composition and feeding of juvenile fishes in the pelagic area of a large shallow lake. *Limnologica*, 35: 70-77.
- Oliveira, E. F. de & Goulart, E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2): 445-453.
- Pérez, M. C. & Odebrecht, C. 2005. The phytoplankton structure of Merin Lagoon: a subtropical world biosphere reserve system (Brazil–Uruguay). *Acta Botanica Croatica*, 64(2): 247–261.
- Power, M. E. 1984. Depth distributions of armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology*, 65(2): 523-528.
- Rozas, L. P. & Minello, T. J. 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.
- Schluter, D. 1995. Adaptive radiation in sticklebacks: Trade-offs in feeding performance and growth. *Ecology*, 76(1): 82-90.

- Sih, A. 1987. Predator and Prey Lifestyles: an evolutionary and ecological overview. Pp. 203-224. In: Kerfoot, W. C. & Sih, A. (Eds.). Predation: direct and indirect impact on aquatic communities. Hanover, University Press of New England, 386p.
- Specziar, A. & Rezsú, E. T. 2009. Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. *Journal of Fish Biology*, 75: 247–267.
- Teixeira, I. & Bennemann, S. T. 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2): 67-76.
- Vieira, J. P., Castello, J. P. & Pereira L. E. 1998. Ictiofauna. Pp. 60-68. In: Seelinger, U., Odebrecht, C. & Castello, J. P. (Eds.). Os Ecossistema Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Editora Ecoscientia, Rio Grande, 326p.
- Vieira, J. P. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lake, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 234-247.
- Vieira, J. P., Garcia, A. M., Moraes, L. 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.
- Werner, E. E. & Hall, D. J. 1988. Ontogenetic habitat shifts in bluegill: The foraging rate-predation risk trade-off. *Ecology*, 69(5): 1352-1366.
- Wolff, L. L., Abilhoa, Rios, F. S. & Donatti, L. 2009. Spatial, seasonal and ontogenetic variation in the diet of *Astyanax* aff. *fasciatus* (Ostariophysi: Characidae) in an Atlantic Forest river, Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2): 257-266.

Tabelas e Figuras

Tabela 2.1. Lista comparativa da abundância absoluta (N), da estrutura de tamanho (comprimento total mínimo e máximo (TL Min.-Máx.) e comprimento total médio (TL Mean) e da importância relativa (baseado na FO% e na CPUE%), sendo: **(preto)** frequente e abundante, **(cinza claro)** frequente e não abundante, **(cinza escuro)** abundante e não frequente e **(incolor)** presente das espécies capturadas em distintas zonas de profundidade.

Espécies	Zonas de Profundidade								
	Litorânea			Pelágica			Profunda		
	N	CT Médio	CT Min.-Máx.	N	CT Médio	CT Min.-Máx.	N	CT Médio	CT Min.-Máx.
<i>Odontesthes</i> spp.	105	33,71	17-75						
<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	320	34,43	13-53				107	36,87	25-53
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	333	38,56	23-74				83	35,34	25-57
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	61	55,77	20-71				4	85,50	68-130
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	192	39,49	18-85	144	88,41	78-102	13	81,00	56-117
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	426	59,99	37-127	470	117,93	74-221	106	100,59	38-146
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	54	86,39	40-136	18	166,55	102-331	35	129,26	43-227
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	23	93,87	65-139	63	227,05	70-322	24	145,50	61-234
<i>Cyphocharax voga</i> Hensel, 1870	24	71,33	26-180	288	179,34	93-292	550	170,50	63-242
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	23	81,65	51-184	85	191,74	110-261	2	133,00	120-146
<i>Odontesthes mirinensis</i> Benvenuti, 1995	37	107,57	41-199	9	162,89	104-241			
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	31	49,84	17-77	2	69,00	67-71	17	62,24	43-71
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	41	69,98	52-103	2	77,00	71-83	2	78,50	72-85
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	39	38,05	22-64						
<i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008	1	240,00	240-240	26	282,31	161-380	5551	187,95	27-446
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)				42	295,57	160-412	1853	191,61	32-395
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	2	75,00	60-90	1	155,00	155-155	3375	138,11	45-298
<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis, 1983				1	155,00	155-155	1331	128,66	39-225
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i> (Boulenger, 1891)	9	73,11	18-96				1266	77,61	33-106
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	9	78,22	58-91				965	82,91	33-162
<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)				6	145,17	120-161	839	125,14	24-246
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> Quoy & Gaimard, 1824				3	331,33	310-360	314	310,02	40-922
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836				5	336,20	303-430	137	340,61	152-631
<i>Pachyrurus bonariensis</i> Steindachner, 1879				3	215,67	210-220	117	168,11	46-250
<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)							101	114,99	72-158
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	1	54,00	54-54	1	65,00	65-65	29	57,24	30-66
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	159,00	159-159	2	159,50	144-175	28	191,69	137-235
<i>Odontesthes</i> aff. <i>perugiae</i> (Evermann & Kendall, 1906)	7	97,43	73-131	5	197,80	183-220	1	125,00	125-125
<i>Odontesthes humensis</i> de Buen, 1953	5	104,80	61-145	7	263,43	207-305			
<i>Astyanax</i> spp.	4	23,50	22-25	2	127,00	122-132			
<i>Astyanax henseli</i> Melo & Buckup, 2006	2	40,00	27-53	1	130,00	130-130			
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	1	147,00	147-147	1	255,00	255-255			
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	5	47,00	29-64						
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	4	37,50	36-40						
<i>Hisonotus</i> sp.	3	29,67	24-40						
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	1	40,00	40-40						
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	21	34,67	25-48				10	35,60	27-43
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	3	21,67	16-26				6	96,17	87-105
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	4	93,25	68-115				3	115,00	65-150
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	1	70,00	70-70				2	280,00	255-305
<i>Rineloricaria</i> spp.							159	59,98	33-80
<i>Trachelyopterus lucenai</i> Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995							78	151,84	61-261
<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)							30	51,64	33-75
<i>Ctenogobius schufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)							2		50-50
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)				13	378,92	228-610	109	291,72	148-643
<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870				3	219,67	115-304	62	223,36	120-360
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Regan, 1904)				2	245,50	240-251	13	202,00	161-265
	20322 ind.	1793 ind.		1205 ind.			17324 ind.		
	44spp*	31 spp*		26 spp*			35 spp*		

* Os peixes identificados até seus Gêneros não foram contabilizados como espécies.

Tabela 2.2. Índices de similaridade faunística geral (Índice de Jaccard - Cj e Índice de Similaridade Mínima Percentual – Pm) e índice de similaridade mínima percentual por classes de comprimento.

Zonas de Profundidade	Cj	resamp.	Pm	resamp.	Pm-CT	resamp.
Litorânea vs. Pelágica	42,50	0,0002	44,55	0	9	0
Litorânea vs. Demersal	50,00	0	5,21	0	19	0
Pelágica vs. Demersal	56,41	0	12,81	0	63	0

Tabela 2.3. Teste binomial, índices de similaridade faunística e valores comparativos da riqueza e abundância absoluta entre as unidades de habitat para classes de comprimento total com sobreposição de captura.

Classe	N Ind. / N Spp			Teste Binomial			Cj			Pm		
	Litorânea	Pelágica	Demersal	Lit. Pel.	Lit. Dem.	Pel. Dem.	Lit. Pel.	Lit. Dem.	Pel. Dem.	Lit. Pel.	Lit. Dem.	Pel. Dem.
20	215 / 14		36 / 5			0,0002			18,75			45,97
30	467 / 11		154 / 12			0,3842‡			21,05			62,67
40	324 / 16		154 / 16			0,2487‡			18,51			34,02
50	281 / 16		221 / 14			0,0046			25,00			4,32
60	240 / 19	2 / 2	507 / 18	0,0012	< 0,0001	< 0,0001	5,00	37,03	11,11	2,50	5,41	4,76
70	102 / 15	8 / 5	825 / 18	0,0344‡	< 0,0001	< 0,0001	33,33	37,50	27,77	57,10	6,58	2,30
80	48 / 10	87 / 3	1127 / 16	0,4552‡	< 0,0001	< 0,0001	30,00	36,84	18,75	14,71	15,07	2,31
90	35 / 9	113 / 3	520 / 14	0,3235‡	< 0,0001	< 0,0001	20,00	35,29	21,42	17,33	19,19	8,26
100	20 / 8	119 / 5	416 / 13	0,0016	< 0,0001	0,0015	30,00	10,52	20,00	7,52	3,75	5,67
110	10 / 5	99 / 5	716 / 14	< 0,0001	< 0,0001	0,0113	11,10	11,76	18,75	1,01	1,12	4,19
120	9 / 4	133 / 6	666 / 16	< 0,0001	< 0,0001	0,027	42,85	17,64	29,41	14,12	2,40	5,55
130	7 / 4	103 / 8	1134 / 16	< 0,0001	< 0,0001	0,0015	20,00	11,11	20,00	2,91	1,06	5,64
140	3 / 2	45 / 6	1687 / 18	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	3,68
150	2 / 2	25 / 9	1091 / 16	< 0,0001	< 0,0001	0,0001	10,00	5,88	19,04	12,00	0,09	12,73
160	4 / 2	19 / 7	813 / 15	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	12,50	0,00	37,50	25,00	0,00	23,96
170	1 / 1	25 / 6	580 / 13	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	16,66	0,00	11,76	44,00	0,00	4,48
180	2 / 2	77 / 15	624 / 5	< 0,0001	< 0,0001	0,0005	40,00	6,25	17,64	64,29	17,99	18,31
190	2 / 1	85 / 5	551 / 14	< 0,0001	< 0,0001	0,027	0,00	0,00	18,75	0,00	0,00	26,30
200		56 / 6	543 / 13			0,0082			18,75			18,65
210		37 / 6	557 / 10			0,011			23,07			16,83
220		24 / 9	404 / 14			0,0042			27,77			12,81
230		13 / 4	401 / 10			< 0,0001			27,27			9,19
240	1 / 13	13 / 8	487 / 10	< 0,0001	< 0,0001	0,0002	12,50	10,00	38,46	15,38	79,92	31,98
250		15 / 6	468 / 9			0,0101			15,38			21,00
260		16 / 6	463 / 9			0,0027			15,38			25,00
270		6 / 3	503 / 7			< 0,0001			0,00			0,00
280		11 / 4	335 / 6			0,0113			25,00			36,36
290		16 / 5	264 / 6			0,0447			22,22			57,62
300		8 / 6	232 / 6			0,0001			33,33			26,72
310		10 / 5	159 / 4			< 0,0001			50,00			57,59
320		7 / 4	217 / 6			0,0002			42,85			52,17
330		50 / 7	76 / 5			< 0,0001			71,42			66,47
340		3 / 2	75 / 5			< 0,0001			16,66			57,20
350		2 / 1	41 / 4			0,0089			25,00			41,03
360		7 / 3	48 / 5			0,0072			60,00			66,49
370		2 / 2	21 / 5			0,0121			40,00			28,50
380		5 / 3	20 / 4			0,0318			40,00			19,23
390		3 / 2	22 / 4			0,1354‡			50,00			29,38
400		1 / 1	8 / 2			0,1217‡			0,00			0,00
410		2 / 2	19 / 2			0,0504‡			0,00			0,00
430		1 / 1	12 / 2			0,0788‡			50,00			24,27
500		1 / 1	33 / 3			0,1217‡			33,33			18,18

‡ Não foram encontradas diferenças entre as zonas de profundidade através do teste Binomial (>0,05).

Tabela 2.4. Valores de abundância absoluta e padrão sazonal da importância relativa das espécies de cada zona de profundidade.

Espécies	Litorânea					Pelágica					Profunda				
	Ver1	Out	Inv	Pri	Ver2	Ver1	Out	Inv	Pri	Ver2	Ver1	Out	Inv	Pri	Ver2
<i>Odontesthes spp.</i>	65		26	5	9										
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>			24	53	243							1	26	80	
<i>Cyanocharax alburnus</i>	38	17	3	18	257						1	10	17	55	
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>		7	3		51						3			1	
<i>Platanichthys platana</i>	13		2	10	167	142				2	4			6	3
<i>Astyanax aff. Fasciatus</i>	6	12	2	4	402	227	32	3	11	197	62		23	14	7
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	1			4	49	5		2	3	8	3		15	13	4
<i>Oligosarcus robustus</i>					23	36		1	8	18	14		2	3	5
<i>Cyphocharax voga</i>	5			1	18	108	15	70	52	43	59	118	270	96	7
<i>Lycengraulis grossidens</i>					23	40	2	6		37					2
<i>Odontesthes mirinensis</i>			12	4	21	4	1	2		2					
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	8		7		16	2					17				
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	14	7			20	2					2				
<i>Jenynsia multidentata</i>	2				37										
<i>Pimelodus pintado</i>				1		21		1	1	3	22	1663	1881	261	1724
<i>Loricariichthys anus</i>						29	6	2	5	0	74	290	835	377	277
<i>Rineloricaria strigilata</i>	2							1			16	1123	985	322	929
<i>Rineloricaria longicauda</i>								1			18	349	421	88	455
<i>Bunocephalus iheringii</i>	1			8							4	182	85	218	777
<i>Pimelodella australis</i>	3		1		5						45	145	121	107	547
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>						4			1	1	1	101	76	302	359
<i>Rhamdia aff. Quelen</i>						3					1	80	131	4	98
<i>Hypostomus commersoni</i>						5					2	6	41	51	37
<i>Pachyurus bonariensis</i>						3						7	8	4	98
<i>Rineloricaria cadeae</i>												23	56	6	16
<i>Corydoras paleatus</i>	1					1					10		15	2	2
<i>Geophagus brasiliensis</i>				1					1	1	2	4	20	2	
<i>Odontesthes perugiae</i>			1	1	5	5									1
<i>Odontesthes humensis</i>			2	1	2				6	1					
<i>Astyanax spp.</i>	4					2									
<i>Astyanax henseli</i>					2			1							
<i>Odontesthes bonariensis</i>					1			1							
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	1		4												
<i>Bryconamericus iheringii</i>					4										
<i>Hisonotus sp.</i>	2				1										
<i>Cheirodon interruptus</i>	1														
<i>Homodiaetus anisitsi</i>			2	19									1	6	3
<i>Charax stenopterus</i>	3										3	2	1		
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	2				2						3				
<i>Crenicichla lepidota</i>	1											2			
<i>Rineloricaria spp.</i>															159
<i>Trachelyopterus lucenai</i>												22	50	4	2
<i>Microglanis cottoides</i>													12	1	17
<i>Ctenogobius schufeldti</i>														1	1
<i>Hoplias malabaricus</i>						11		1		1	8	33	67		1
<i>Crenicichla punctata</i>						2	1				1	1	54	5	1
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>						2									13

Tabela 2.5. Valores mínimo, máximo e desvio padrão dos índices de similaridade faunística entre as estações do ano amostradas para cada zona de profundidade

Zona	Jaccard			Similaridade Mínima Percentual		
	Mínimo Máximo	Média	Desvio Padrão	Mínimo Máximo	Média	Desvio Padrão
Litorânea	12,5 - 50,0	29,35	13,38	8,99 - 52,06	35	13,77
Pelágica	48,4 - 79,3	62,17	11,76	29,47 - 81,97	56,35	17,8
Demersal	20,8 - 58,3	35,51	12,78	28,84 - 71,04	48,2	15,99

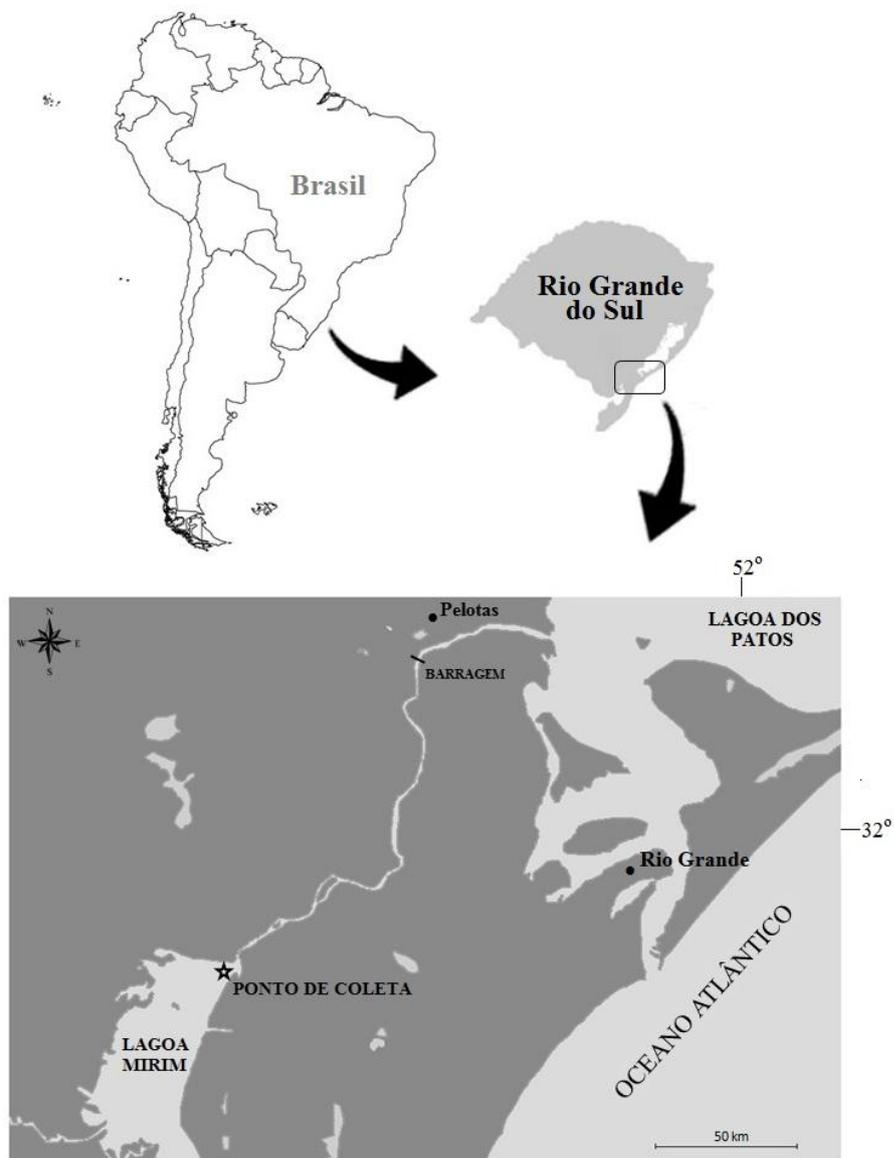


Figura 2.1. Mapa da América do Sul e Brasil, com destaque o estado do Rio Grande do Sul e para a porção norte da Lagoa Mirim. Estrela representa o ponto de coleta.

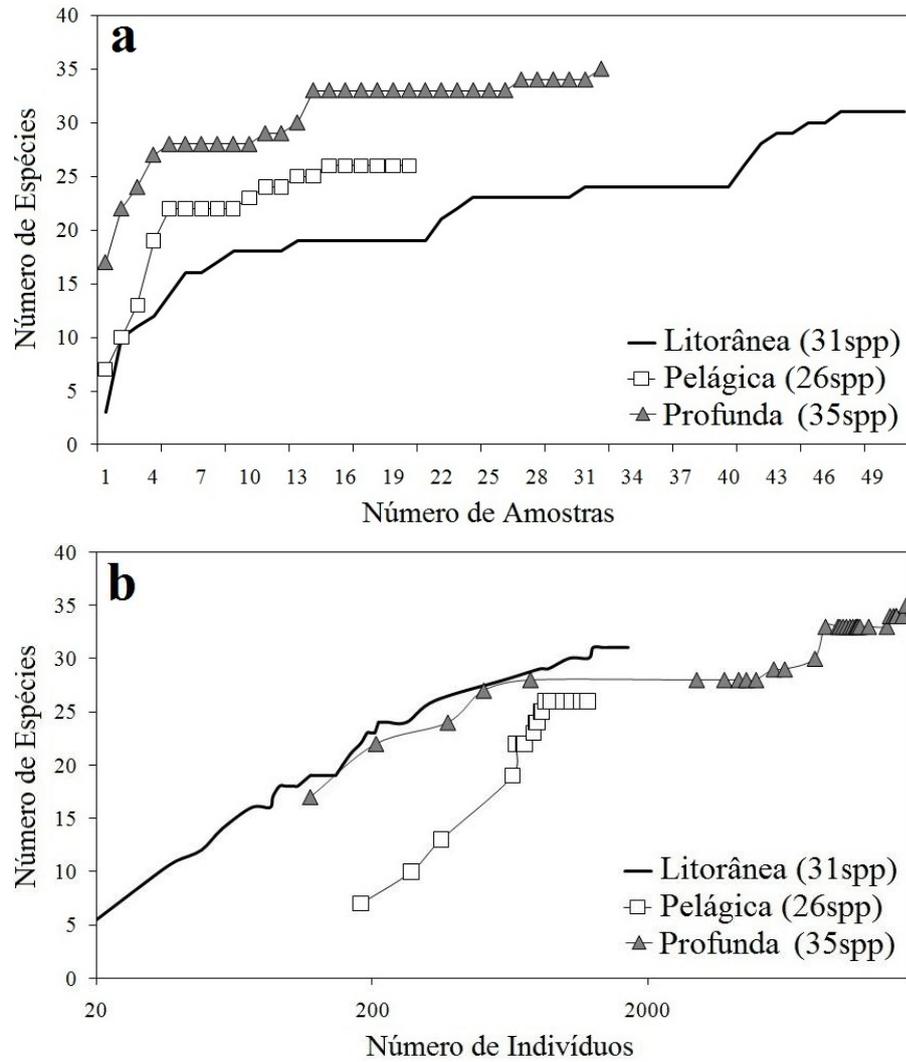


Figura 2.2. Curva do número acumulado de espécies pelo número de amostras (a), e pelo número de indivíduos capturados (b).

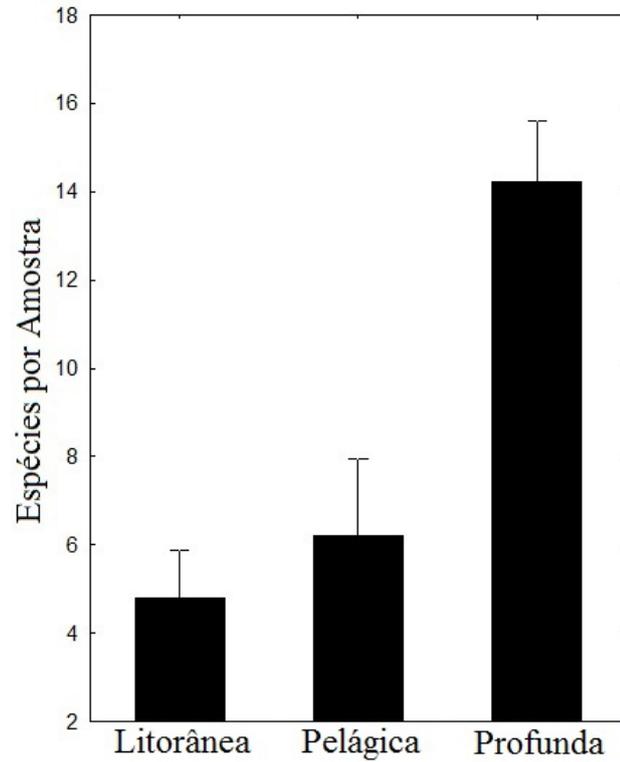


Figura 2.3. Número médio de espécies por amostra e desvio padrão nas três zonas de profundidade estudadas.

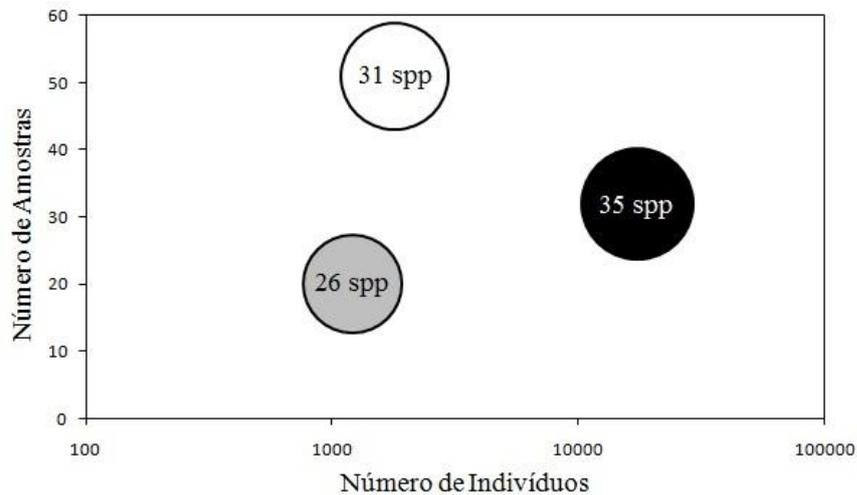


Figura 2.4. Relação entre Número de indivíduos coletados (eixo dos x), Número de Amostras (eixo do y) e Número de espécies (tamanho dos círculos) para as coletas nas Zonas Litorânea (branco), Pelágica (cinza) e Profunda (preto) da Lagoa Mirim.

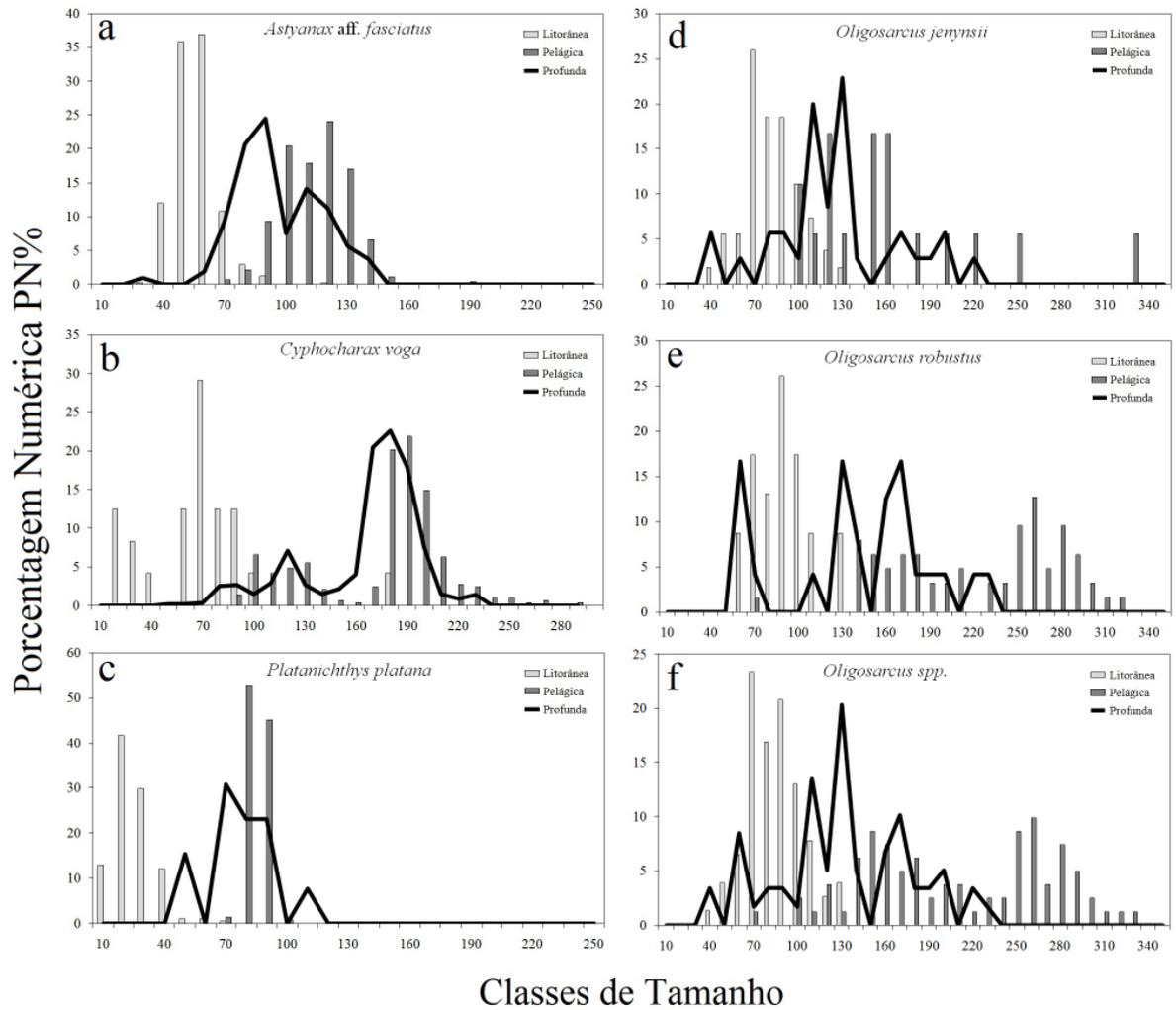


Figura 2.5. Estrutura de tamanhos de espécies dominantes co-ocorrentes entre unidades de hábitat. (a) *Astyanax aff. fasciatus*, (b) *Cyphocharax voga*, (c) *Platanichthys platana*, (d) *Oligosarcus jenynsii*, (e) *Oligosarcus robustus*, (f) *Oligosarcus spp.*

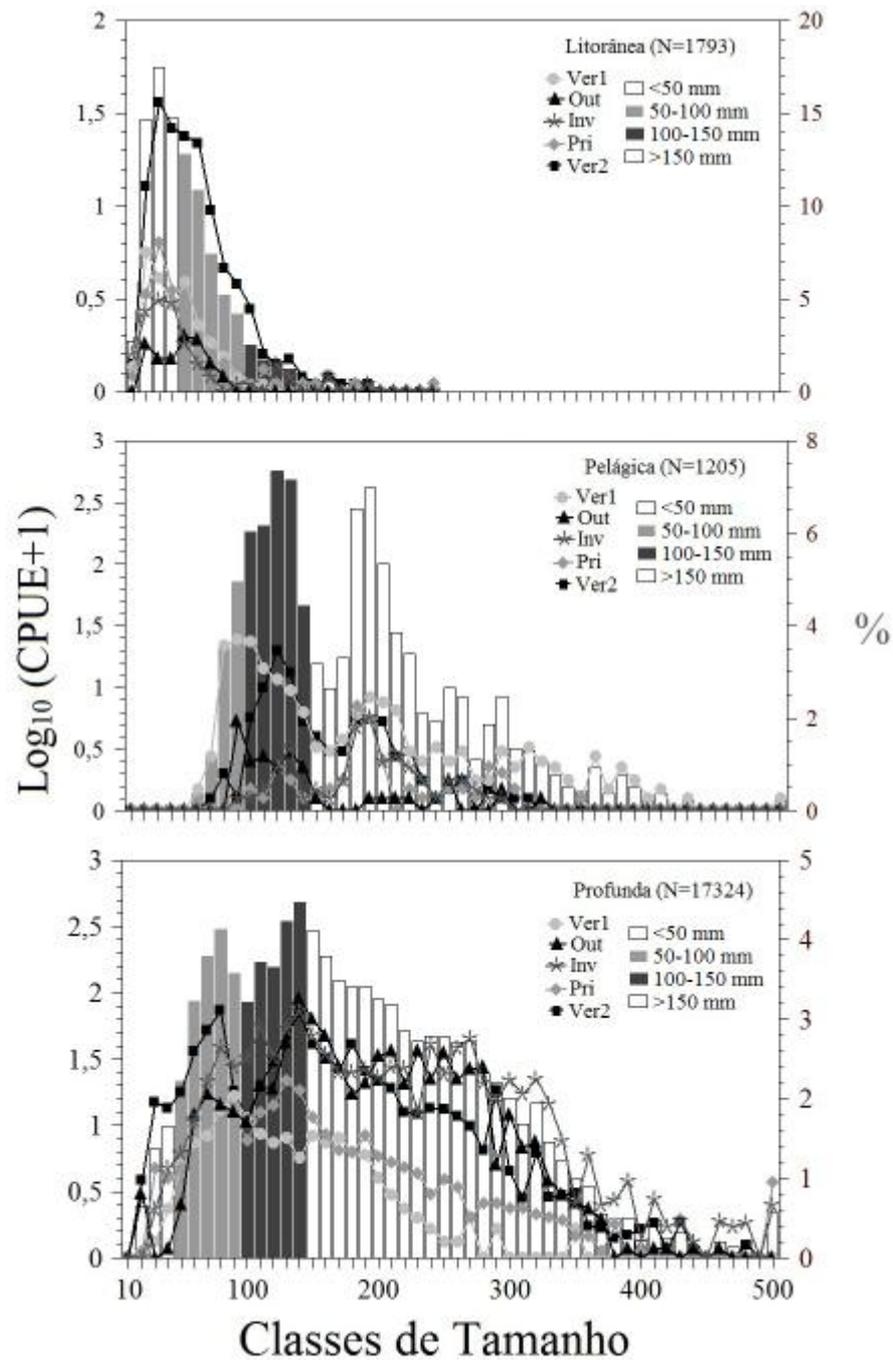


Figura 2.6. Estrutura de tamanho das zonas de profundidade. Em barras o padrão geral (% eixo da direita) e linhas correspondem à proporção das classes capturadas para cada estação do ano amostrada (PN% eixo da esquerda).

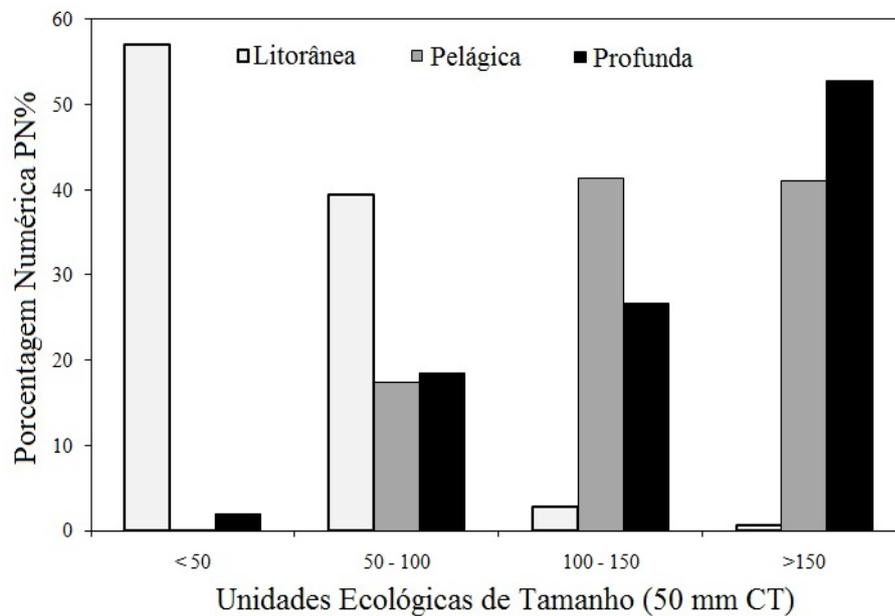


Figura 2.7. Abundancia relativa das Unidades Ecológicas de Tamanho (50 mm CT) de cada zona de profundidade.