

**FACULDADE DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**PADRÃO DE OCUPAÇÃO DE HÁBITAT DAS ESPÉCIES DOMINANTES DE  
CHARACIFORMES DO LAGO GUAÍBA (RIO GRANDE DO SUL, BRASIL)  
EM FUNÇÃO DE PARÂMETROS AMBIENTAIS NATURAIS**

**Bióloga MSc. Thais Paz Alves**

**TESE DE DOUTORADO**

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL**

**Av. Ipiranga 6681 - Caixa Postal 1429**

**Fone: (051) 3320-3500**

**CEP: 90.619-900 - Porto Alegre - RS**

**Brasil**

**2015**

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**PADRÃO DE OCUPAÇÃO DE HÁBITAT DAS ESPÉCIES DOMINANTES DE  
CHARACIFORMES DO LAGO GUAÍBA (RIO GRANDE DO SUL, BRASIL)  
EM FUNÇÃO DE PARÂMETROS AMBIENTAIS NATURAIS**

**Autor: Bióloga MSc. Thais Paz Alves  
Orientador: Dr. Nelson Ferreira Fontoura**

**TESE DE DOUTORADO  
PORTO ALEGRE - RS - BRASIL  
2015**

## Sumário

Dedicatória.....	II
Agradecimentos .....	III
Resumo .....	IV
Abstract.....	V
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	10
2.1. Caracterização da Área.....	10
2.2. Amostragem.....	12
2.3. Peixes .....	14
2.4. Sedimento e Macroinvertebrados .....	15
2.5. Registro de Parâmetros Ambientais.....	15
2.6. Processamento das Amostras .....	16
2.6.1. Granulometria e Determinação do Teor de Matéria Orgânica (TMO).....	16
2.6.2. Fauna Bentônica e Material Particulado Orgânico Grosseiro.....	16
2.6.3. Sólidos Suspensos e Clorofila Alfa.....	17
2.7. Análise Estatística.....	18
2.7.1. Ajuste do Modelo Estatístico .....	20
2.8. Geração de Mapas.....	24
2.8.1. Distância da Margem e Distância do Canal Mais Próximo .....	24
2.8.2. MedPond, Profundidade e TMO .....	24
3. RESULTADOS.....	26
3.1. Peixes .....	26
3.2. Macroinvertebrados .....	37
3.3. Variáveis Ambientais Contínuas .....	49
3.4. Variáveis Ambientais Binárias.....	56
3.5. Modelagem .....	57
3.5.1. Primeira Etapa.....	57
3.5.2. Segunda Etapa.....	57
3.5.2.1. <i>Cyphocharax voga</i> .....	64
3.5.2.2. <i>Astyanax sp. aff. fasciatus</i> .....	68
3.5.2.3. <i>Oligosarcus jenynsii</i> .....	72
3.5.2.4. <i>Oligosarcus robustus</i> .....	75
3.5.2.5. <i>Astyanax jacuhiensis</i> .....	82
3.5.2.6. <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> .....	85
3.5.2.7. <i>Hoplias malabaricus</i> .....	89
4. DISCUSSÃO.....	94
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106

## Dedicatória

*Aos meus pais Maria Cristina e José Luiz  
e ao meu irmão André.*

## **Agradecimentos**

A Deus.

À minha família.

Ao meu namorado Felipe Loss.

Ao meu orientador, professor Dr. Nelson Ferreira Fontoura.

Aos professores da minha Comissão de Acompanhamento, Dr. Roberto Esser dos Reis e Dr. Régis Alexandre Lahm.

À professora Dra. Laura Utz.

Ao professor Jarbas de Oliveira e ao Eduardo Caberlon, do Laboratório de Biofísica Celular e Inflamação.

Aos meus colegas e amigos de laboratório, em especial ao Thiago Silveira.

Às estagiárias Silvia Albanus, Maria Eduarda Ribeiro e Franciele Caetano.

À professora Dra. Irene Isabel Martins.

À senhora Olwen Foreman.

A todos os colegas e amigos da Bangor University, em especial ao Márcio Sussumu e à Ina Liebetrau.

Aos funcionários do Clube dos Jangadeiros e Clube Náutico de Itapuã.

Às amigas Denise Miranda e Bruna Pesce.

Ao meu médico Dr. Ricardo Townsend.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

À Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes).

À Superintendência de Portos e Hidrovias (SPH).

## Resumo

O Lago Guaíba, uma das cinco unidades biológicas do Sistema Patos, é de grande importância por sua rica biodiversidade e pelos vários tipos de habitats compreendidos em sua extensão. Devido à crescente produção industrial e o aumento dos centros urbanos às margens deste ambiente, é imprescindível a caracterização do perfil atual deste ecossistema para a aplicação de medidas eficazes de conservação. Como indicadores da qualidade ambiental, diversos estudos vêm utilizando peixes. Em vista disto, foram avaliados inúmeros parâmetros na busca dos fatores condicionantes da distribuição das espécies da ordem Characiformes, uma das mais representativas da América do Sul. Ao longo de dois anos (de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014), foram realizadas 59 coletas contemplando os diferentes habitats do Lago Guaíba – pontos de conexão com rios, em arroios, margens e região pelágica. Em cada ponto, além de dados abióticos contínuos e binários, que incluíam desde parâmetros da água, caracterização do sedimento e paisagem, também foram coletados representantes da fauna de macroinvertebrados. Dez espécies de Characiformes foram identificadas durante as amostragens com redes de espera (15-70 mm entre nós adjacentes): *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Astyanax* sp. aff. *fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cyphocharax voga*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus obtusidens*, *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Prochilodus lineatus* e *Schizodon jacuiensis*. Para quantificação da influência de cada variável na distribuição da ictiofauna foram gerados Modelos Aditivos Generalizados (GAM, em inglês) no software R. Devido ao grande número de descritores, neste trabalho apresentamos uma metodologia não usual, reunindo, primeiramente, todos os parâmetros em seis grupos considerados funcionais (Água, Sedimento 1 e 2, Macroinvertebrados, Macro Habitat e variáveis Morfométricas). Posteriormente, modelamos em duas etapas seus constituintes mais importantes e significativos até que restasse o subconjunto de descritores determinantes do padrão de distribuição de cada uma das espécies. As duas espécies mais abundantes, *C. voga* e *A. sp. aff. fasciatus*, tiveram sua distribuição determinada por quatro variáveis. A primeira, pela vegetação ripária, Gastropoda, OD e margem; a segunda, pelas granulometrias 0,25 e <0,63 mm, margem arenosa e distância de canal. Em seguida, *O. jenynsii* por uma variável (temperatura da água), *O. robustus* por sete variáveis (granulometria 0,25 mm, Chironomidae, vegetações emergente, ripária e flutuante, pH e Patos), *A. jacuhiensis* por duas variáveis (distância do canal e arroio), *Acestrorhynchus pantaneiro* por três variáveis (média ponderada do diâmetro das partículas, distância da margem e Guaíba) e, finalmente, *H. malabaricus* por cinco variáveis (média ponderada do diâmetro das partículas, distância do canal, vegetação flutuante, margem vegetada e granulometria <0,63 mm). As três espécies menos abundantes, *P. lineatus*, *L. obtusidens* e *S. jacuiensis* não apresentaram número de indivíduos suficiente para a análise.

**Palavras-chave:** Sul do Brasil, Characiformes, Modelagem de distribuição, GAM.

## Abstract

### Pattern of habitat distribution of the main Characiformes species from Guaíba Lake (Rio Grande do Sul, Brazil) as a function of environmental variables.

Guaíba Lake, one of five biologically defined units of the Patos Lagoon system, is extremely important for its rich biodiversity and the numerous habitats distributed along its length. Due to the increase in both urbanization and industry on the shores of this environment, the characterization of the current habitat status of this ecosystem is essential for the implementation of effective conservation measures. Fish have been previously studied as indicators of environmental quality. Consequently, several parameters were utilized to determine the spatial distribution factors of species of Characiformes, one of the most representative orders of South America. Over a two year period (from February 2012 to February 2014), 59 surveys were completed at different locations within Guaíba Lake - connection points with rivers, streams, margins and the pelagic region. At each point continuous and binary abiotic data (e.g. water parameters, characterization of sediment and landscape), were collected, in addition to biotic data (e.g. macroinvertebrate community composition). Ten species of Characiformes were identified from gillnets (mesh size 15-70 mm): *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Astyanax* sp. aff. *fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cyphocharax voga*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus obtusidens*, *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Prochilodus lineatus* and *Schizodon jacuiensis*. To quantify the influence of each variable in the distribution of fish population we generated Generalized Additive Models (GAM) in R Software. Due to the large number of descriptors, in this paper we present an unusual methodology, initially splitting all parameters into six functional groups (water, sediment 1 and 2, macroinvertebrates, macrohabitat and morphometric variables). Subsequently, we modelled the most important ones in two stages, leaving the most significant subset of descriptors that determine the distribution of each species. The distribution of the two most abundant species, *A. sp. aff. fasciatus* and *C. voga*, was determined by four distinct variables. The former, by riparian vegetation, Gastropoda, DO and margin; the latter, by particle size 0.25 and <0.63 mm, shoal and distance from the channel. *O. jenynsii* distribution was determined by one variable (temperature), *O. robustus* by seven variables (particle size 0.25 mm, Chironomidae, emergent, riparian and floating vegetation, pH and Patos), *A. jacuhiensis* by two variables (distance from the channel and stream), *A. pantaneiro* by three variables (average diameter of sediment particles, distance from the shore and Guaíba) and finally *H. malabaricus* by five variables (average diameter of sediment particles, distance from the channel, floating vegetation, vegetated margin and particle size <0.63 mm). Insufficient numbers of the three least abundant species, *P. lineatus*, *L. obtusidens* and *S. jacuiensis*, were collected for analysis.

**Keywords:** Southern Brazil, Characiformes, Distribution Modelling, GAM.

## 1. INTRODUÇÃO

A modelagem efetiva da relação entre espécies e seu ambiente vem sendo considerada um ponto focal em ecologia, e muitos métodos têm sido propostos para produzir estes modelos (Joy & Death, 2004).

Estudos que englobam a qualidade ambiental fornecem critérios para o desenvolvimento sustentável dos ecossistemas, a fim de que os mesmos possam continuar fornecendo serviços ecológicos, os quais possibilitam a sociedade de alcançar suas metas e aspirações (Rapport, 1999). A qualidade do ambiente pode ser avaliada com a utilização de indicadores ambientais, que podem ser de diversas naturezas: bióticos, abióticos e sociais. Além de avaliar as condições do ambiente, são úteis para diagnosticar as causas de problemas ambientais, assim como para monitorar mudanças nas condições naturais ao longo do tempo e do espaço (Dale & Beyeler, 2001).

Na última década, estudos envolvendo comunidades de peixes indicam a importância destes organismos como indicadores de qualidade ambiental nos sistemas de água doce (Fausch *et al.*, 1990). Os peixes têm sido usados com sucesso para avaliar mudanças ambientais, pois oferecem algumas vantagens em relação a outros organismos: (1) estão presentes na maior parte dos ambientes aquáticos; (2) existe maior conhecimento científico da biologia das espécies em comparação a muitos invertebrados; (3) são de identificação relativamente fácil, podendo ser processados em campo e devolvidos ao ambiente; (4) as assembléias geralmente incluem animais de vários níveis tróficos; e (5) possuem grande valor para a opinião pública (Whitfield & Elliott, 2002).

O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade ambiental se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem (Buss *et al.*, 2003). Fatores que influenciam a distribuição geográfica de espécies incluem como os organismos se relacionam com seu ambiente (requisitos do nicho), interações interespecíficas como competição, predação e parasitismo (Chave *et al.*, 2002), bem como fatores históricos como barreiras geográficas e/ou falta de oportunidades suficientes de dispersão (Patterson, 1999).

Inúmeros trabalhos vêm buscando explicar a distribuição das espécies aquáticas em relação a fatores abióticos, como: pH, transparência, oxigênio dissolvido, profundidade e ciclos de precipitação (Pedrozo & Rocha, 2007; Saccol-Pereira & Fialho, 2010), clorofila alfa (Marcovecchio *et al.*, 2006; Pedrozo & Rocha, 2007), salinidade (Marcovecchio *et al.*, 2006; Schifino *et al.*, 2004), temperatura (Saccol-Pereira & Fialho, 2010), características dos sedimentos, condutividade, saturação de oxigênio, direção do vento, turbidez (Pedrozo & Rocha, 2007), nutrientes (Marcovecchio *et al.*, 2006), etc. Dentre estes, a temperatura da água é o fator mais freqüentemente avaliado quando se pretende caracterizar a distribuição das espécies em relação ao meio (Douglas *et al.*, 2009; Marcovecchio *et al.*, 2006; Pedrozo & Rocha, 2007; Saccol-Pereira & Fialho, 2010; Schifino *et al.*, 2004).

Apesar destes esforços, administradores de recursos aquáticos encaram freqüentemente carência de informação na distribuição de componentes biológicos na sua área de responsabilidade. Mapas com a distribuição de espécies são muitas vezes incompletos, antigos ou inexistentes, significando que decisões em relação ao uso de recursos são feitas usualmente com a ausência de informações básicas (Joy & Death, 2004).

Em vista disso, modelos de distribuição de espécies vêm sendo amplamente utilizados para interpolar ou extrapolar os pontos de observação, a fim de se prever a ocorrência das espécies onde há carência de dados amostrais (mapas preditivos). Em um sentido amplo, os modelos de distribuição e abundância têm dois papéis distintos: compreender os processos e padrões ecológicos, além das relações entre as espécies e o ambiente, bem como prever com precisão adequada a presença e abundância de espécies no espaço.

Tais modelos baseiam-se em observações de ocorrência de espécies e variáveis ambientais que influenciam na adequabilidade de hábitat e, conseqüentemente, na distribuição destas espécies. São modelos ditos descritores, tanto de nicho quanto de adequabilidade (Franklin, 2009). Quanto aos mapas preditivos, podem ser usados por agências de conservação para priorizar áreas de estudo onde estão previstas, por exemplo, espécies raras ou ameaçadas (Joy & Death, 2004). Mapas de distribuição são úteis também para

testar hipóteses sobre as características da distribuição das espécies, partição e conservação de nicho. Além disto, são necessários para a gestão de recursos e planejamento para conservação, incluindo avaliação da biodiversidade, projetos de reservas, manutenção e recuperação de habitats, populações, comunidades e ecossistemas; predizendo, inclusive, os efeitos das mudanças climáticas nas espécies e ecossistemas (Franklin, 2009).

A raiz da modelagem de distribuição remonta as análises de gradientes ecológicos e a biogeografia, e mais recentemente o sensoriamento remoto e a ciência da informação geográfica (Franklin, 2009). Do ponto de vista histórico, a modelagem de distribuição pode ser dividida em cinco gerações, desde Lotka-Volterra e Streeter-Phelps aos modelos de dinâmica estruturais de hoje, constituindo-se como um campo científico em crescimento.

No início dos anos 1920, surgiram os primeiros modelos de balanço de oxigênio em riachos (Modelo de Streeter-Phelps) e de relação entre presa e predador (Modelo de Lotka-Volterra). A segunda geração se deu com o avanço nos modelos de dinâmica de população nos anos 50 e 60. A terceira geração se iniciou por volta dos anos 70, quando a modelagem começou a ser mais amplamente utilizada para o manejo do ambiente. Os modelos do final dos anos 70 até a metade dos anos 80 podem ser chamados de quarta geração. Foram caracterizados por uma base ecológica relativamente sólida, com ênfase no realismo e na simplicidade. A partir da metade da década de 80, deu-se início à quinta geração, onde se tornou clara a rigidez dos modelos em relação à flexibilidade dos ecossistemas (Jorgensen, 1995).

A modelagem de distribuição e abundância de espécies pode ser dividida em duas grandes etapas: a calibração do modelo estatístico (ou construção), e a validação (ou avaliação). Existem basicamente três classes de modelos:

1. Métodos de regressão: Modelos Lineares Generalizados, Modelos Aditivos Generalizados, *Splines* de Regressão Adaptativa Multivariada;
2. Métodos de Classificação: Análise Discriminante Linear, Árvores de Classificação e Regressão;

3. Métodos de Aprendizagem: Redes Neurais Artificiais, *Random Forests*, *Aggregated Boosted Trees*.

Dentre as técnicas de modelagem de abundância, os Modelos Aditivos Generalizados, especificamente, são flexíveis e capazes de descrever relações não lineares entre os preditores e a variável resposta. Constituem uma extensão não paramétrica dos Modelos Lineares Generalizados (*GLM*). No caso do *GAM*, os coeficientes são substituídos por uma função de ‘suavização’ (*smoothing function*,  $f$ ), que divide o dado em intervalos regulares para a análise (Franklin, 2009). A equação do modelo está descrita a seguir:

$$g(E(Y)) = \beta_0 + f_1(x_1) + f_2(x_2) + \dots + f_m(x_m) + \mathcal{E}$$

Onde,

$Y$  = variável resposta ou dependente;

$\beta_0$  = constante *intercept*;

$f_{(1-m)}$  = função de suavização;

$x_{(1-m)}$  = variáveis preditoras ou independentes; e

$\mathcal{E}$  = erro.

Qualquer que seja a técnica ou modelo escolhido, na primeira etapa do processo de análise (calibração) é realizada a estimação e ajuste dos coeficientes ou parâmetros do modelo, a fim de se otimizar a concordância entre os resultados e os dados utilizados para sua construção. A calibração é realizada para cada espécie de forma independente em função do método estatístico selecionado. É importante ressaltar que a escolha do método é baseada nos objetivos do estudo, bem como na escala espacial a ser utilizada. Durante a segunda etapa (validação), se avalia o desempenho do modelo, a fim de se quantificar o grau de confiança. Quando o conjunto de dados é expressivo, a calibração é efetuada com um subconjunto dos dados disponíveis, e a validação consiste em aplicar o modelo gerado ao subconjunto restante (Franklin, 2009).

A avaliação da performance explicativa tem como objetivo saber se a combinação de variáveis inseridas no modelo consegue explicar corretamente

as variações da resposta. Já a avaliação da performance preditiva tem o objetivo de quantificar a capacidade do modelo estatístico calibrado de reproduzir a distribuição observada, e discriminar entre as presenças e ausências (Buisson, 2009).

Muitos modelos requerem apenas dados de presença e ausência (qualitativos), em detrimento à abundância (quantitativos). No primeiro caso, a modelagem gera respostas do tipo binárias (Franklin, 2009). Por outro lado, pesquisas sobre a história natural, populações, comunidades e produtividade são realizadas, preferencialmente, por meio de amostragens quantitativas (Eaton, 2004). Geralmente, acredita-se que modelos de abundância possam apresentar resultados mais confiáveis pela maior quantidade de dados coletados em um mesmo ponto. Contudo, estudos com dados binários possibilitam ampliar a malha de pesquisa, sendo possível a visita de um maior número de pontos. Um trabalho comparativo sobre a eficiência destas duas metodologias na conservação de espécies ameaçadas demonstrou que a partir dos dados de presença e ausência foi possível se identificarem mudanças na população bem como confirmar a classificação de risco de extinção das espécies de baixa densidade. Porém, com o aumento do número de indivíduos e também da probabilidade de detecção, melhores respostas foram obtidas com dados de abundância (Joseph, 2006). O fato é que os modelos de presença e ausência podem ser prejudicados pelas 'falsas ausências', resultado da imperfeita detecção das espécies (a espécie não é detectada e então registrada como ausente, embora esteja presente) (MacKenzie *et al.*, 2002). As 'falsas ausências' acabam por reduzir a precisão dos modelos convencionais de distribuição de espécies, que não levam em consideração este viés de detecção (Lobo *et al.*, 2010).

Atualmente, cresce o desenvolvimento de bases digitais de coleções de história natural, que tornam as informações sobre localização das espécies mais amplamente disponíveis. Existem, por exemplo, sites com este propósito, como o *Global Biodiversity Information Facility* (<http://www.gbif.org/>). Organizações para conservação sem fins lucrativos também participam disponibilizando um inventário biológico internacional (<http://www.naturereserve.org/>) (Franklin, 2009).

Neste âmbito, os rios, lagos, represas e estuários são os ambientes que recebem o maior esforço de modelagem entre ecossistemas aquáticos (Jorgensen, 1995). Em águas interiores, geralmente a biota é muito mais diversa e rica do que a dos oceanos. As águas doces ocupam 0,0093% do volume total de água do planeta e, no entanto, 12% das espécies animais vivem nas águas interiores (Tundisi *et al.*, 2002). Do total de 28.000 espécies de peixes, cerca de 43% ocorrem durante parte ou todo ciclo de vida em águas doces (Nelson, 2006). Apesar disso, os peixes de água doce da América do Sul estão entre os menos conhecidos do mundo. O grande volume de informação pode ser responsável pela carência de produção nesta área, especialmente em lagoas (Böhlke, 1978).

Segundo o padrão proposto por Lowe-McConnel (1987) para a ictiofauna da América do Sul, as ordens mais representativas são Characiformes e Siluriformes. Com aproximadamente 2.000 espécies, a ordem Characiformes é um dos maiores componentes da fauna de peixes de água doce (Nelson, 2006). Habitam uma ampla variedade de ecossistemas, desde rios e córregos na região dos Andes Neotropical até planícies de inundação nas Américas e África. O número de espécies e táxons supra-específicos, em ambos os lados do Atlântico, demonstram uma assimetria pronunciada: na África a ordem inclui cerca de 200 espécies conhecidas; no outro lado do oceano, 1.700 espécies (Weitzman & Vari, 1988). Os Characiformes do Novo Mundo estão divididos em 14 famílias: Acestorhynchidae, Anostomidae, Characidae, Chilodontidae, Crenuchidae, Ctenoluciidae, Curimatidae, Cynodontidae, Erythrinidae, Gasteropelecidae, Hemiodontidae, Lebiasinidae, Parodontidae e Prochilodontidae (Reis *et al.*, 2003), com Serrasalminidae também reconhecida como família por alguns autores (Weitzman *et al.*, 2005). Já os Characiformes africanos estão divididos entre três famílias endêmicas, Citharinidae, Distichodontidae e Hepsetidae (Nelson, 2006). A família Alestidae é tida atualmente como um clado transatlântico (Zanata & Vari, 2005).

Segundo Marques (2007), as espécies de Characiformes mais freqüentes na região do Lago Guaíba, obtidas em captura com rede de emalhe, são: *Astyanax sp. aff. fasciatus* (Cuvier, 1819), *Cyphocharax voga* (Hensel,

1870), *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864) e *Oligosarcus robustus* Menezes, 1969.

Para este trabalho, foram selecionadas dez espécies de interesse, pertencentes a seis famílias distintas.

*Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992, popularmente conhecida como 'peixe-cachorro' (FishBase, 2014), pertence à família Acestrorhynchidae. É a única espécie da família com distribuição no Rio Grande do Sul, e restringe-se à bacia do Rio Uruguai (Reis *et al.*, 2003). Na Laguna dos Patos, esta espécie se caracteriza como alóctone (Saccol-Pereira *et al.*, 2006). Desde 2006, *A. pantaneiro* vem sendo capturada na Laguna dos Patos. O mecanismo de introdução de indivíduos deve-se provavelmente à transposição em função da grande proximidade entre as bacias Patos e Uruguai em área de nascentes dos rios Ibicuí e Vacacaí (Barletta *et al.*, 2010).

Conhecida popularmente por 'piava', *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836), da família Anostomidae, apresenta grandes migrações em seu ciclo de vida, preferindo ambientes profundos e correntosos (Bertoletti, 1985). No Estado do Rio Grande do Sul, distribui-se nos sistemas da Laguna dos Patos e do Rio Uruguai (Koch *et al.*, 2000).

Também da família Anostomidae, *Schizodon jacuiensis* Bergmann, 1988, conhecida por 'voga', é endêmica do Rio Grande do Sul, estando distribuída no sistema lagunar Patos (Reis *et al.*, 2003), sendo encontrada em ambientes bento-pelágicos (FishBase, 2014).

*Astyanax* sp. *aff. fasciatus* (Cuvier, 1819) é comumente chamada no Brasil de 'lambari' (FishBase, 2014). No Rio Grande do Sul, a espécie se distribui no sistema da Laguna dos Patos, sistema lagunar costeiro e sistema do Rio Uruguai (Koch *et al.*, 2000). Toleram amplo espectro de variação de parâmetros físicos e químicos da água, sendo encontrados em rios, arroios e lagoas (Bemvenuti & Moresco, 2005).

Da mesma família anterior e também conhecida como 'lambari', *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) é bastante tolerante às condições físico-químicas da água, sendo encontrada em rios, arroios e lagos (Bemvenuti & Moresco, 2005). Distribui-se no Jacuí, Uruguai e drenagens costeiras do sul do Brasil, além da Argentina (Reis *et al.*, 2003).

*Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864), popularmente conhecida por 'branca', 'tambica', 'tambicu' ou 'peixe-cachorro', pertence à família Characidae. Distribui-se por arroios, rios e lagoas da região costeira e da planície interior do Rio Grande do Sul, estendendo-se, também, pelos territórios do Uruguai e Argentina (Reis *et al.*, 2003). No sul do Brasil, a espécie *Oligosarcus robustus* Menezes, 1969 apresenta distribuição coincidente e sobreposta à *Oligosarcus jenynsii* (Menezes, 1988).

*Cyphocharax voga* (Hensel, 1870), ou 'birú', da família Curimatidae, apresenta ampla distribuição na América do Sul (Reis *et al.*, 2003), podendo ser encontrada nas bacias dos rios da Prata, baixo Paraná e Paraguai, e do sistema lagunar costeiro do Rio Grande do Sul, incluindo a Laguna dos Patos (Koch *et al.*, 2000), até a Argentina (Bemvenuti & Moresco, 2005).

Pertencente à família Erythrinidae, a 'traíra' *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) distingue-se por apresentar um comportamento agressivo. Ocorre em rios e lagoas das Américas Central e Sul (Bemvenuti & Moresco, 2005). No Rio Grande do Sul, pode ser encontrada em praticamente todas as bacias (Koch *et al.*, 2000).

O 'grumatã' ou 'curimbatá', nome popular para *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (família Prochilodontidae), apresenta grande potencial pesqueiro (Almeida *et al.*, 1993), além de estar presente em praticamente todos os grandes rios do Rio Grande do Sul (Bertoletti, 1985).

A publicação de modelos de distribuição de peixes em bacias do Rio Grande do Sul iniciou-se em 2009. Primeiramente, Alves & Fontoura (2009) avaliaram através de equações logísticas (LOGIT) a resposta de quatro espécies de peixes migradores da bacia do Rio Jacuí em relação a dois descritores, altitude e área da bacia de montante. Rodrigues *et al.* (2011) buscaram, para as mesmas espécies e condicionantes ambientais, obter os padrões longitudinais na bacia do Rio Camaquã. Mais tarde, em 2012, Barradas *et al.* aplicaram a mesma metodologia para a Bacia do Rio Uruguai. Embora ancorados em poucos descritores de efeito indireto, os modelos propostos apresentaram acurácia de cerca de 80%, considerando a matriz de dados disponíveis.

Neste âmbito, o objetivo principal deste trabalho foi analisar o padrão de distribuição de *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Astyanax* sp. aff. *fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cyphocharax voga*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus obtusidens*, *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Prochilodus lineatus* e *Schizodon jacuiensis* no Lago Guaíba, identificando e avaliando de forma quantitativa a influência de condicionantes ambientais naturais da ocupação de hábitat destas espécies.

Foram duas as hipóteses prévias a este trabalho: que as dez espécies coletadas não apresentariam distribuição influenciada por variáveis ambientais; ou que estariam claramente distribuídas em resposta a todo conjunto ou apenas determinados condicionantes dentre aqueles avaliados.

Ressalta-se que o Lago Guaíba constitui-se como o principal manancial de abastecimento da cidade de Porto Alegre. Recebe carga poluidora de várias naturezas, incluindo os esgotos domésticos *in natura*, ou parcialmente tratados, além de efluentes industriais e agrícolas. As águas do Guaíba apresentam variações de qualidade, com maior prejuízo nas áreas de margem, onde ocorre menor dispersão das cargas poluentes afluentes (DMAE, 2011).

Em vista disso, a modelagem de distribuição de peixes no Lago Guaíba objetiva também contribuir para o melhor entendimento do funcionamento dinâmico do lago, tanto para a conservação das comunidades aquáticas residentes, quanto para a o monitoramento ambiental em virtude da importância deste ecossistema para as comunidades regionais.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Caracterização da Área

Ao longo da região costeira do Brasil encontra-se um grande número de ecossistemas lacustres, muitos dos quais situados no Estado do Rio Grande do Sul (Esteves *et al.*, 1984). Na planície costeira do Estado, localiza-se um dos maiores sistemas lagunares do tipo estrangulado do planeta, a laguna dos Patos (Lahm, 2005). O Lago Guaíba está entre as cinco unidades biológicas que compõem a Laguna dos Patos (corpo lagunar central, Lago Guaíba, enseada de Tapes, Lagoa do Casamento e a região estuarina), sendo o maior tributário de água doce do sistema. A parte superior do lago apresenta um delta, como resultado da deposição de grande quantidade de sedimento transportado por tributários, que têm a sua energia de fluxo dissipada ao entrar na bacia do lago (Asmus, 1998).

O regime dos ventos, que tem grande influência na dinâmica de um sistema lagunar por se constituir no principal fator de indução de ondas e correntes (Lahm, 2005), predomina nos quadrantes Leste e Nordeste na região. Este vento sopra mais na primavera e no verão, com intensidades sempre maiores à tarde do que pela manhã (Knippling, 2002).

O clima da região é do tipo Cfa – temperaturas moderadas, com chuvas bem distribuídas, invernos com médias abaixo de 16°C, e verões quentes com máximas acima de 30°C (Kottek *et al.*, 2006).

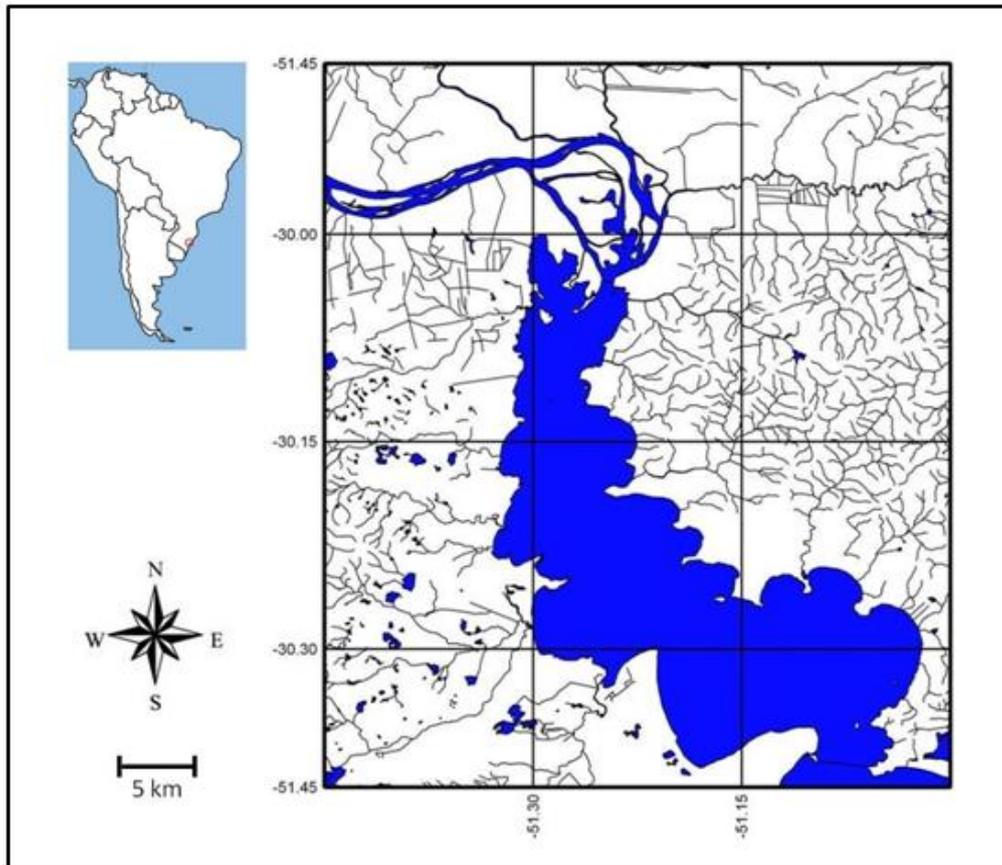
Para fins de gestão dos recursos hídricos, o Estado do Rio Grande do Sul foi dividido em três regiões hidrográficas: Região Hidrográfica da Bacia do Rio Uruguai, compreendendo as áreas de drenagem do Rio Uruguai e Rio Negro; Região Hidrográfica do Guaíba, compreendendo as áreas de drenagem do Lago Guaíba; e Região Hidrográfica das Bacias Litorâneas, que compreende as áreas não incluídas nas duas bacias anteriormente citadas (SEHABS, 2014).

A Região Hidrográfica do Guaíba é dividida em nove bacias: Lago Guaíba, Gravataí, Sinos, Caí, Taquarí-Antas, Alto-Jacuí, Vacacaí e Vacacaí Mirim, Pardo e Baixo Jacuí (Comitê do Lago Guaíba, 2014). Está situada à

leste do Estado do Rio Grande do sul, entre as coordenadas geográficas de 29°55' a 30°37' de latitude sul e 50°56' a 51°46' de longitude oeste. Abrange as províncias geomorfológicas do Escudo Uruguaio Sul Rio-Grandense e a Planície Costeira, incluindo os municípios como Canoas, Guaíba, Porto Alegre, Tapes, Triunfo e Viamão (SEMA, 2014).

O Lago Guaíba (Figura 1) ocupa uma superfície alagada de aproximadamente 468 km<sup>2</sup>, com profundidades que, na maior parte de sua extensão, não ultrapassam 3 m. Possui 50 km de comprimento e 19 km de largura máxima. Sua bacia de drenagem é de 88.000 km<sup>2</sup>, abrangendo cerca de 30% do Estado do Rio Grande do Sul (Lersch *et al.*, 1999).

Além disso, são de grande importância as três Unidades de Conservação inseridas nesta região. Na porção sudeste do lago, localiza-se o Parque Estadual de Itapuã, uma das últimas amostras significativas de ecossistemas originais da região metropolitana de Porto Alegre (Nicolodi, 2007). No extremo norte tem-se o Parque Estadual do Delta do Jacuí, que abrange as ilhas de formação sedimentar do arquipélago do Rio Jacuí e do Lago Guaíba, sendo constituído por inúmeros canais, sacos e banhados (Koch *et al.*, 2000). Ao centro do lago, na margem leste, encontra-se a Reserva Biológica do Lami José Lutzenberger, que foi criada pela motivação de preservação de um vegetal raro e endêmico: a *Ephedra tweediana*. Esta reserva vem desempenhando importante papel na conservação *in situ* dos ecossistemas que a constituem (Witt, 2013).

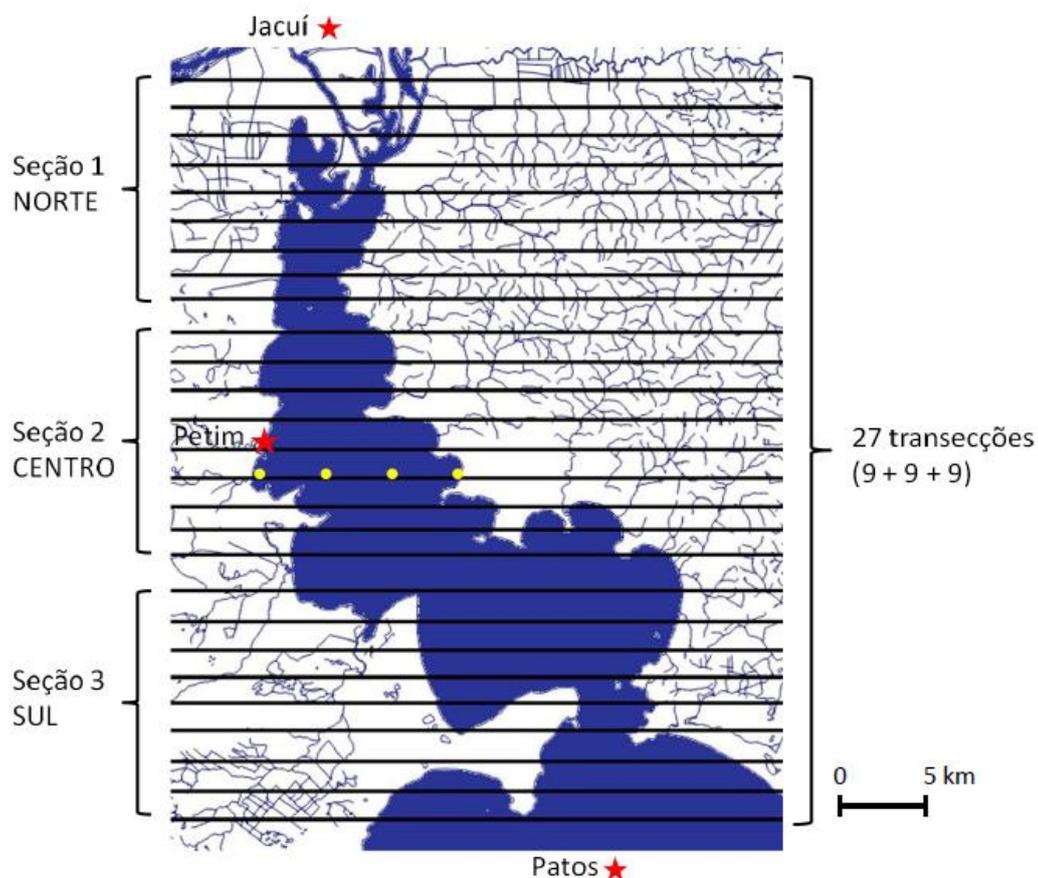


**Figura 1.** Lago Guaíba. Localização relativa na América do Sul.

## 2.2. Amostragem

O programa amostral teve duração de dois anos, de fevereiro de 2012 até fevereiro de 2014. Os pontos amostrais foram distribuídos sobre 27 transecções paralelas, distantes um minuto de latitude e numeradas de um (Lat. 29°59' S) a 27 (Lat. 30°25' S). Em cada transecção, foram marcados três pontos distintos: em ambas as margens do lago (margens oeste e leste, na isóbata de 1,5 m de profundidade), além de um ponto central rente ao canal de navegação ou próximo a um local com atributo ambiental de interesse (parcel, banco de areia), visando à contemplação de todos os tipos de habitats existentes no Guaíba. Nas transecções onde a largura do lago é maior, marcaram-se quatro pontos. No total, marcaram-se 81 pontos

Com vistas a distribuir-se temporal e espacialmente o esforço amostral, as transecções foram divididas em três seções de igual tamanho (norte, centro e sul), cada uma apresentando nove linhas equidistantes (Figura 2).



**Figura 2.** Divisão do Lago Guaíba em 27 transecções paralelas equidistantes 1 minuto de latitude. Os círculos amarelos representam a distribuição dos pontos de coleta para cada transecto (margem oeste e leste, além de um ponto rente ao canal de navegação ou próximo a algum atributo de interesse). As estrelas vermelhas apontam os três pontos de conexão: Rio Jacuí, Arroio Petim e Laguna dos Patos.

Primeiramente, a cada estação do ano, eram sorteados sem reposição três pontos amostrais em cada seção. Além disto, objetivando identificar a conectividade do sistema, procurou-se efetuar uma amostragem no Rio Jacuí, próximo ao Delta (Lat.  $29^{\circ}57'11,88''$  S, Long.  $51^{\circ}20'11,76''$  O), uma amostragem no Arroio Petim (Lat.  $30^{\circ}12'35,64''$  S, Long.  $51^{\circ}19'31,08''$  O) e uma amostragem na Laguna dos Patos próximo à foz do Lago Guaíba (Lat.  $30^{\circ}24'26,64''$  S, Long.  $51^{\circ}3'40,68''$  W). A escolha do Arroio Petim se deu pela sua localização mediana no lago, além de representar um ambiente pouco impactado. Ao final de cada estação, então, o intuito era coletar dados em três pontos de cada setor e em três pontos de conectividade, totalizando doze pontos distintos.

À medida que as coletas foram ocorrendo, para reduzir-se os efeitos das pausas ocasionadas pelo mal tempo e também pela concentração de pontos em determinado tipo de ambiente, optou-se pela geração de uma tabela contendo o tipo de hábitat e os pontos correspondentes no mapa. Assim, ao longo das estações, foi possível realizar o sorteio entre os hábitats que estavam inicialmente sendo subamostrados, caracterizando o sorteio como aleatório estratificado.

Cada ponto, com exceção dos de conexão, foi amostrado uma única vez ao longo de 20 horas, com início às 14h e fim às 10h do dia seguinte. Para as amostragens utilizou-se uma embarcação motorizada (Figura 3).



**Figura 3.** Lancha Von Spix. Embarcação utilizada durante as amostragens realizadas no Lago Guaíba.

Os pontos foram georeferenciados através do aparelho de GPS Garmin 420s com 12 canais, com margem de erro de até 50 m considerando o posicionamento da embarcação e qualidade de sinal.

### **2.3. Peixes**

Para a coleta de peixes, foram empregadas duas redes de espera, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura. Uma das redes possuía

entrelaçamento para operar em superfície, enquanto a outra possuía entrelaçamento para operar junto ao fundo. Cada rede encontrava-se subdividida em um conjunto de 12 painéis, cada um com 5 m de comprimento, apresentando malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes), de forma a permitir a captura de peixes em ampla faixa de tamanhos. No total, o esforço em ambas as redes correspondeu a um esforço amostral bruto de 3.600 m<sup>2</sup> por 1h.

Em campo, os animais foram triados por espécie, sendo medidos com o auxílio de um ictiômetro (escala de 1 mm). Todos os indivíduos foram devolvidos ao ambiente assim que tiveram sua espécie e tamanho determinados. Eventualmente alguns espécimes não sobreviveram ao manuseio, porém, a técnica empregada objetivou ser o mais benéfica dentro das possibilidades geradas pela pesca com redes de espera.

#### **2.4. Sedimento e Macroinvertebrados**

Para a amostragem de sedimento e macroinvertebrados, foi utilizada uma draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada (15 x 15 cm), retirando-se uma amostra para análise granulométrica do sedimento e 10 amostras para análise quantitativa da comunidade bentônica. As amostras de sedimento para granulometria foram transportadas refrigeradas e armazenadas por congelamento. As amostras de bentos foram peneiradas em campo para remoção do sedimento fino através de uma malha de 300 µm. Após a lavagem, foram fixadas separadamente em solução Formalina 4% tamponada com Bórax (2 g para cada 100 mL de Formalina 4%) e coradas com Rosa de Bengala (1 g para cada 1 L de Formalina 4%), objetivando a otimização da triagem.

#### **2.5. Registro de Parâmetros Ambientais**

Ainda em campo, dados de oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, sólidos totais dissolvidos, resistividade e condutividade foram obtidos na superfície da água através do Medidor Multiparâmetro SX751 (Sanxin).

Para a análise dos sólidos suspensos e clorofila alfa, foram coletados 2 L de água, os quais foram mantidos refrigerados e abrigados da luz. A profundidade foi verificada pelo ecobatímetro da embarcação de coleta. A temperatura atmosférica foi verificada através de um termômetro de mercúrio. Para a obtenção da transparência da água, utilizou-se um disco de Secchi.

## **2.6. Processamento das Amostras**

### **2.6.1. Granulometria e Determinação do Teor de Matéria Orgânica (TMO)**

A análise foi realizada segundo o protocolo proposto por Jackson (1958). Do sedimento total coletado, uma sub amostra de 200 g foi transferida para um Becker de 250 mL e levada à estufa para desidratação por 48h a 80°C. Após as primeiras 24h o sedimento foi destorroado, voltando à estufa por mais 24h ou até peso constante.

Do sedimento seco, 120 g foram utilizadas para a granulometria. Após 5 min em agitador, registrou-se os pesos das frações retidas nas peneiras de malhas 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm, 0,063 mm e <0,063 mm. Sempre que o sedimento apresentou muita quantidade de material orgânico particulado grosseiro, além de seco, o mesmo foi queimado em mufla (550°C por 6h) e só então colocado no agitador.

Para a oxidação do carbono (TMO), uma alíquota de 50 g de sedimento seco foi colocada em mufla a 550°C por 6h. O teor de matéria orgânica foi estimado pela seguinte equação:

$$\text{TMO (\%)} = \frac{(\text{peso inicial da amostra} - \text{peso após a queima})}{\text{peso inicial da amostra}} \times 100$$

### **2.6.2. Fauna Bentônica e Material Particulado Orgânico Grosseiro**

Em laboratório, as amostras de material bentônico foram analisadas sob estereomicroscópio. Quando estas apresentaram número excessivo de animais

capturados (centenas), realizou-se o quarteamento do sedimento. Após a triagem, o número de indivíduos por táxon foi multiplicado por quatro. Além disso, naquelas amostras em que o número de anelídeos era muito elevado, realizou-se uma pré-triagem com o método de flutuação dos organismos em solução supersaturada de sal (500 g de sal em 2 L de água) (Brandimarte *et al.*, 2004). Quanto às conchas coletadas, apenas aquelas com partes moles foram contadas, evitando, assim, a inclusão de indivíduos que foram carreados pela corrente vindos de outros ambientes, ou até mesmo mortos há mais tempo – não sendo representativos do habitat local no momento da amostragem. A identificação dos indivíduos foi no menor nível taxonômico possível.

O material orgânico particulado grosseiro, como elemento estruturador do hábitat, foi retido em peneira 2 mm, desidratado em estufa a 60°C e pesado em balança semi-analítica após peso constante (sendo expresso em gramas de matéria seca).

### **2.6.3. Sólidos Suspensos e Clorofila Alfa**

Para a quantificação dos sólidos suspensos, um volume de água de 300 a 1.000 mL (dependendo da turbidez) foi filtrado em membrana de fibra de vidro (GF/C, 47 mmØ, 1,2 µm - Whatman), sendo posteriormente seco a 100°C até peso constante. O valor da fração de sólidos suspensos foi obtido pela diferença de peso da membrana seca com e sem o conteúdo filtrado, dividido pelo volume de água filtrada (APHA, 1998).

A clorofila alfa foi extraída pelo método de acetona a frio *over-night*, sendo quantificada pelo método tricromático. Primeiramente, uma amostra de 300 a 1.000 mL de água foi filtrada, no escuro, em membrana de fibra de vidro (GF/F, 47 mmØ, 0,7 µm - Whatman). O filtro foi incubado em 5 mL de acetona 90%, por no mínimo 6 e no máximo 24h. Após a incubação, o conteúdo foi macerado e centrifugado a temperatura ambiente por 15 min a 2.500 rpm. O volume do sobrenadante foi completado com acetona 90% para 10 mL de volume final. Em espectrofotômetro, foi realizada a leitura de absorvância (Densidade Óptica, DO) tomadas a 750, 664, 647 e 630 nm. A concentração de clorofila alfa foi, então, estimada pela seguinte equação (APHA, 1998):

$$Ca = 11,85.(DO664-DO750) - 1,54.(DO647-DO750) - 0,08.(DO630-DO750)$$

A quantidade de pigmento por volume foi obtida pela fórmula a seguir:

$$\text{Clorofila a } (\mu\text{g/mL}) = ((Ca \times \text{volume do extrato (L)}) / \text{volume da amostra (m}^3)) \times 1.000$$

## **2.7. Análise Estatística**

O processo de análise foi efetuado de forma independente para cada espécie de peixe, a fim de identificarem-se os parâmetros ambientais condicionantes de adequabilidade de hábitat para cada fração populacional. Um resumo dos parâmetros mensurados, a escala de medida e sua origem estão descritos na Tabela 1:

**Tabela 1.** Parâmetros mensurados, escala de medida e origem do dado para identificação dos condicionantes de adequabilidade de hábitat para peixes do Lago Guaíba.

<b>Parâmetro</b>	<b>Escala de Medida</b>	<b>Origem e/ou processamento do dado</b>
Abundância de invertebrados bentônicos por táxon	Contínua	Draga de Eckmann
Abundância de peixes por espécie	Contínua	Rede de espera multi-malha
Clorofila alfa	Contínua ( $\mu\text{g/mL}$ ou ppm)	APHA, 1998
Condutividade	Contínua ( $\mu\text{s/cm}$ )	Sonda SX751 (Sanxin)
Distância da margem	Contínua (m)	Mapa de Distância Raster (Software QGis)
Distância do canal mais próximo	Contínua (m)	Mapa de Distância Raster (Software QGis)
Granulometria	Contínua (g): 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm, 0,063 mm e <0,063 mm.	Draga de Eckmann
Macro hábitat (0,1)	Binária: arroio, rio, Lago Guaíba, Laguna dos Patos, Delta, pedras, banco de areia, praia vegetada, praia arenosa, margem, pelágico, vegetação ripária, vegetação emergente e vegetação flutuante.	Classificação visual
Material particulado orgânico grosseiro (MPOG)	Contínua (g)	Draga de Eckmann
Média ponderada do diâmetro das partículas (MedPond)	Contínua (mm)	Cálculo baseado na Granulometria
Oxigênio dissolvido (OD)	Contínua (mg/L)	Sonda SX751 (Sanxin)
Porcentagem de Areia	Contínua (%)	Soma das Granulometrias maiores ou iguais a 0,63 mm x 100 / peso total
pH	Contínua	Sonda SX751 (Sanxin)
Profundidade	Contínua (m)	Sonda 420s (Garmin)
Resistividade	Contínua (K $\Omega$ )	Sonda SX751 (Sanxin)
Sólidos suspensos	Contínua (mg/L)	Protocolo APHA, 1998
Sólidos totais dissolvidos (STD)	Contínua (mg/L)	Sonda SX751 (Sanxin)
Temperatura atmosférica	Contínua ( $^{\circ}\text{C}$ )	Termômetro convencional
Temperatura da água (superfície)	Contínua ( $^{\circ}\text{C}$ )	Sonda SX751 (Sanxin)
Teor de matéria orgânica (TMO)	Contínua (%)	Jackson, 1958
Transparência da água	Contínua (m)	Disco de Sechi

### 2.7.1. Ajuste do Modelo Estatístico

Primeiramente, em uma análise exploratória, todas as variáveis contínuas foram checadas quanto à sua colinearidade pelo Teste de Correlação de Pearson. Guisan *et al.* (2000) chamam à atenção para fato de que dois preditores altamente correlacionados podem aparecer como não significativos, embora possam explicar grande parte dos resultados se considerados individualmente. Entre as variáveis que apresentaram valores superiores a 0,9, foram mantidas para a modelagem aquelas com maior relevância funcional (Joy & Death, 2004). Foram excluídas das análises as seguintes variáveis: temperatura atmosférica (colinear à temperatura da água), resistividade e condutividade (colineares aos STD) e a percentagem de areia (colinear à granulometria <0,63 mm).

Os táxons de macroinvertebrados foram reunidos em seis grupos, com o intuito de reduzir o número de variáveis descritoras no modelo, e conseqüentemente os graus de liberdade. São eles: (1) filos Annelida e Nematoda, (2) classes Insecta (exceto família Chironomidae) e Entognatha, (3) família Chironomidae, (4) subfilo Crustacea, (5) classe Bivalvia e (6) classe Gastropoda.

Tanto as variáveis descritoras contínuas (ambientais e de macroinvertebrados), quanto o número de indivíduos das espécies de peixes, foram logaritmizados ( $\ln(x+1)$ ) para se evitar a influência de valores discrepantes. As espécies de peixes com número de indivíduos reduzido (inferior a seis) foram excluídas das análises.

O ajuste do modelo estatístico de adequabilidade de hábitat para cada espécie de peixe foi efetuado através do *software* livre R Studio (Versão 0.98.953), utilizando-se a rotina *Generalized Additive Models (GAMs)* do pacote 'mgcv', método gráfico amplamente utilizado e recomendado por sua alta acurácia preditiva.

No *software* R Studio, o número de variáveis independentes (descritoras ou explicativas) com função *smoother* é limitado pelo número de amostragens, sendo possível analisar-se simultaneamente um número de descritores que represente no máximo 10% do número de amostras efetuadas. Neste caso, as

variáveis foram divididas em seis grupos de até seis variáveis (exceto o grupo de variáveis de paisagem, sem função *smoother*), sendo eles: Água, Sedimento 1, Sedimento 2, Macroinvertebrados, Macro Hábitat e Morfométricas.

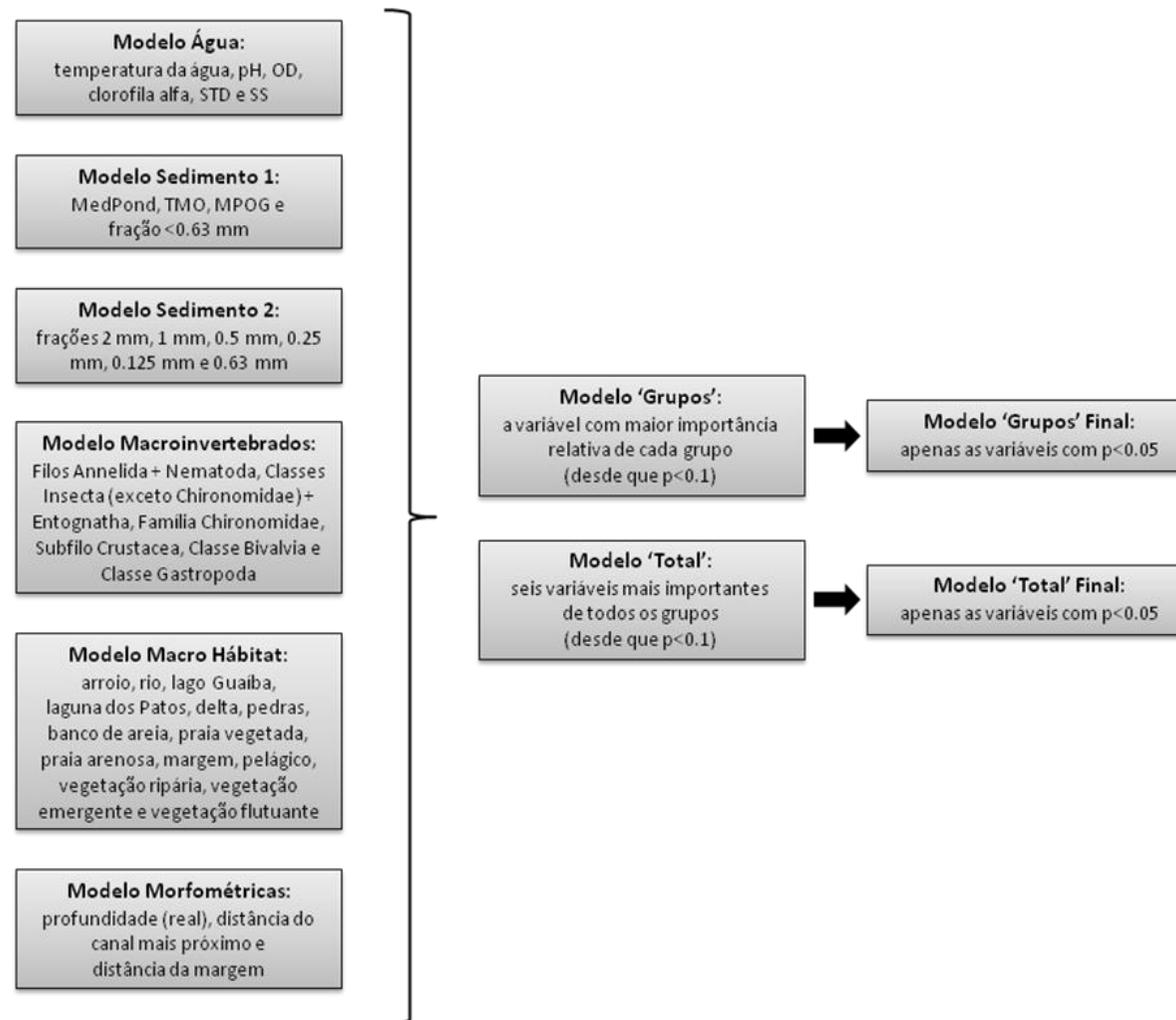
O grupo 'Água' constituiu-se pelas seguintes variáveis: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido (OD), clorofila alfa, sólidos totais dissolvidos (STD) e sólidos suspensos (SS). O grupo 'Sedimento 1' abrangeu a média ponderada do diâmetro das partículas (MedPond), o teor de matéria orgânica (TMO), o material particulado orgânico grosseiro (MPOG) e a fração granulométrica <0,63 mm. O terceiro grupo, 'Sedimento 2', reuniu todas as frações granulométricas, exceto grãos <0,63 mm (já inserido em 'Sedimento 1'). Os 'Macroinvertebrados' compreenderam os seis grupos de táxons listados anteriormente. Em 'Macro Hábitat', foram inseridas todas as variáveis binárias de paisagem (arroio, rio, Lago Guaíba, Laguna dos Patos, Delta, pedras, banco de areia, praia vegetada, praia arenosa, margem, pelágico, vegetação ripária, vegetação emergente e vegetação flutuante). Por último, o grupo de variáveis 'Morfométricas' que englobou a profundidade (real), distância do canal mais próximo e distância da margem.

Na primeira etapa de modelagem, onde foram avaliados separadamente os seis grupos de variáveis preditoras em relação ao número de indivíduos de cada uma das espécies de peixes, obtiveram-se valores de significância (p) e importância relativa para cada uma das variáveis. Cada modelo gerou também um Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ) e AIC (*Akaike's Information Criterion*).

Com o intuito de possibilitar a análise em conjunto de todas as variáveis significativas da primeira etapa, geraram-se dois novos modelos. Para o primeiro modelo, cada espécie de peixe teve as seis variáveis com maior importância relativa (desde que  $p < 0,1$ ) selecionadas. No segundo, ainda por espécie, selecionaram-se as variáveis com maior importância relativa de cada grupo (também se  $p < 0,1$ ). No caso de algum grupo não possuir nenhuma variável com esta significância, não foram incluídos representantes do referido grupo. Ambos os modelos geraram novamente valores de "p" e importância relativa para cada uma das variáveis, além de um valor de  $R^2$  e AIC. Desta etapa, cada modelo teve suas variáveis significativas (agora apenas com

$p < 0,05$ ) reunidas para uma nova modelagem, e assim sucessivamente, até que permanecesse apenas o subconjunto de descritores ambientais significativos e determinantes do padrão de distribuição para cada espécie (Figura 4).

A divisão da modelagem em duas etapas (Grupos e Total) objetivou a ampliação do número de combinações entre as variáveis, uma vez que a interação entre elas pode reduzir ou aumentar o poder explicativo dentro do modelo.



**Figura 4.** Esquematização das etapas de modelagem através do método GAM. Primeira etapa: variáveis divididas em seis grupos funcionais (Água, Sedimentos 1 e 2, Macroinvertebrados, Macro Hábitat e Morfométricas). Segunda etapa: seleção de variáveis da primeira etapa (mais importantes com  $p < 0,1$ ) para dois novos modelos, Grupos e Total ( $p < 0,05$ ).

## **2.8. Geração de Mapas**

### **2.8.1. Distância da Margem e Distância do Canal Mais Próximo**

Com o intuito de se obter os valores de distância da margem e distância do canal mais próximo como variáveis descritivas, foram gerados mapas no *software* QGis (Versão 2.2.0).

Para o mapa de distância da margem, utilizou-se a hidrografia em linhas da malha digital disponibilizada pelo site do IBGE (<http://www.ibge.gov.br>). Selecionada a feição do lago, sem a região do Delta, converteu-se o polígono do contorno em pontos. Posteriormente, o *layer* foi rasterizado e submetido à rotina Raster > Análise > Distância (Raster), gerando um mapa de distâncias com resolução de 30 x 30 m.

Já para o mapa de distância do canal mais próximo, também com base na malha digital do IBGE, criou-se um *layer* vetorial com um ponto na entrada de cada um dos arroios perenes que desembocam no Guaíba, totalizando 27 pontos. Gerou-se, então, um mapa com a mesma rotina e resolução do mapa anterior, 30 x 30 m.

### **2.8.2. MedPond, Profundidade e TMO**

Através do método de interpolação por Krigagem Ordinária no *software* ArcMap (Versão 10.2.1), gerou-se um produto cartográfico para os parâmetros ambientais sem ampla variação temporal: MedPond, profundidade e TMO. Foram interpolados, juntamente com 52 pontos amostrados para este projeto (excluindo-se os do Delta e os locais repetidos), mais 186 pontos provenientes do Projeto de Sedimentação realizado no Lago Guaíba (CECO, 1999), totalizando uma malha de 238 pontos.

Os valores de profundidade foram ajustados com o objetivo de minimizar a influência de eventos de seca e cheia. Além disso, são comuns oscilações diárias na profundidade com características relativamente regulares, causadas pelas variações na velocidade do vento. A direção do vento, a força de Coriolis e a maré em Rio Grande agem como fatores secundários de acréscimo ou

decréscimo destas oscilações (Nicolodi, 2007). Em vista disso, utilizaram-se dados de 11 anos (2003-2013) do controle hidrológico diário realizado pela Superintendência de Portos e Hidrovias na estação Praça da Harmonia. Para cada ponto, calculou-se a média diária de profundidade entre as medições matinal e vespertina. Posteriormente, subtraiu-se o valor mínimo observado (0,24 m) das médias diárias de todos os pontos. Destes valores obteve-se, então, a média final de 0,4 m, que foi adicionada aos valores reais obtidos em campo para os 238 pontos - tornando o lago aparentemente mais profundo. Além disso, para a suavização da interpolação do *layer* com as profundidades, também foram adicionados diversos pontos na margem do lago com valores iguais à zero.

### 3. RESULTADOS

No final de dois anos de amostragem, foram realizadas 60 coletas, sendo 59 válidas: 17 no verão, 16 no outono, 12 no inverno e 14 na primavera.

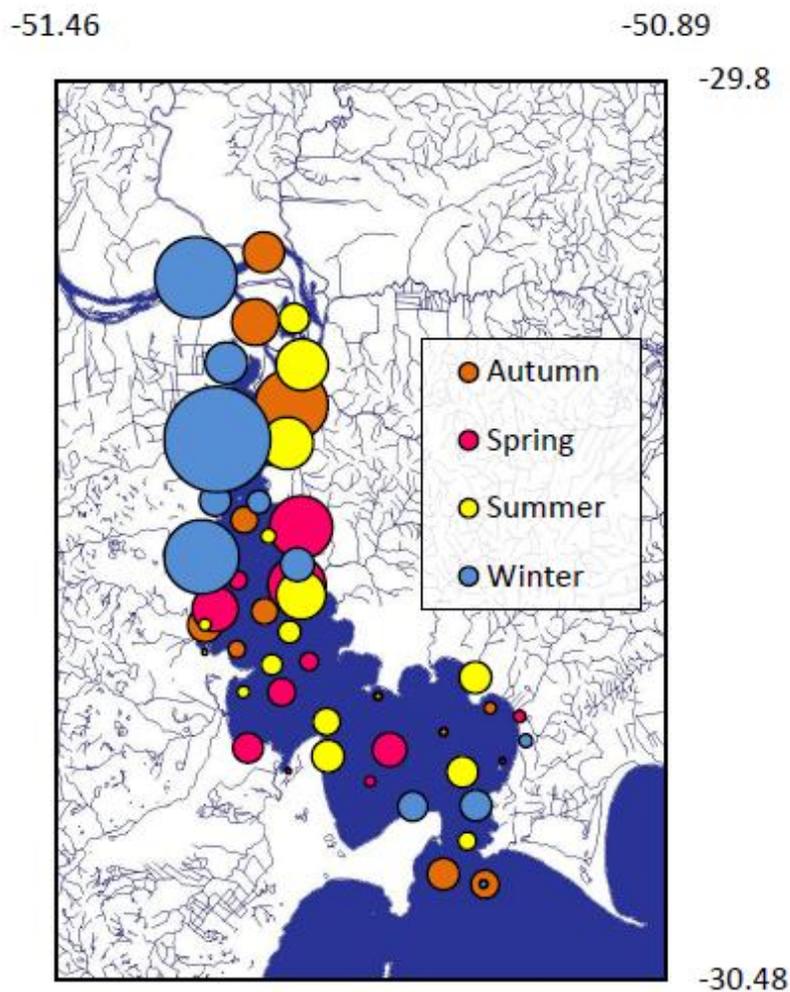
#### 3.1. Peixes

Dos 3.536 peixes amostrados, 57,95% corresponderam à família Curimatidae e 39,05% à Characidae. As famílias Acestrorhynchidae, Anostomidae, Erythrinidae e Prochilodontidae, juntas, representaram os 3% restantes (Tabela 2).

**Tabela 2.** Número de indivíduos por espécie coletados em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

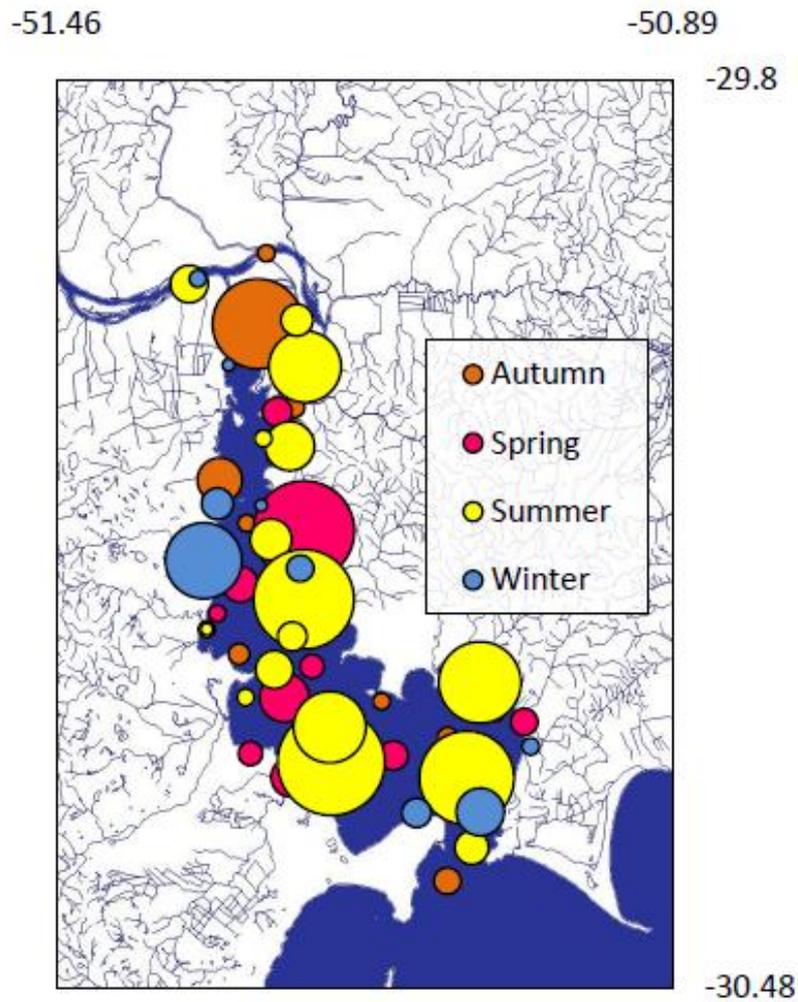
Família	Espécie	Estação				Total de Indivíduos	Total por Família
		Outono	Inverno	Primavera	Verão		
<b>Acestrorhynchidae</b>	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	37	2	10	25	74	74
<b>Anostomidae</b>	<i>Leporinus obtusidens</i>	0	0	0	5	5	7
	<i>Schizodon jacuiensis</i>	2	0	0	0	2	
<b>Characidae</b>	<i>Astyanax sp. aff. fasciatus</i>	108	81	153	406	748	1.381
	<i>Astyanax jacuhiensis</i>	18	9	13	54	94	
	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	66	200	11	6	283	
	<i>Oligosarcus robustus</i>	64	74	34	81	256	
<b>Curimatidae</b>	<i>Cyphocharax voga</i>	430	824	377	418	2.049	2.049
<b>Erythrinidae</b>	<i>Hoplias malabaricus</i>	8	2	5	4	19	19
<b>Prochilodontidae</b>	<i>Prochilodus lineatus</i>	2	0	0	4	6	6
<b>Total</b>		738	1.192	603	1.003	3.536	

*Cyphocharax voga*, a espécie com o maior número de indivíduos coletados, 2.049, esteve presente em 56 dos 59 pontos amostrados. Fora os três locais com nenhum indivíduo, o número de peixes variou entre um e 308 por ponto. Durante o inverno, foram coletados 824 indivíduos, representando 40,21% do total amostrado. Nas demais estações, foram coletados de 377 a 430 indivíduos. Os pontos com maior número de representantes ocorreram da região mediana do Lago Guaíba em direção ao Delta do Jacuí (Figura 5).



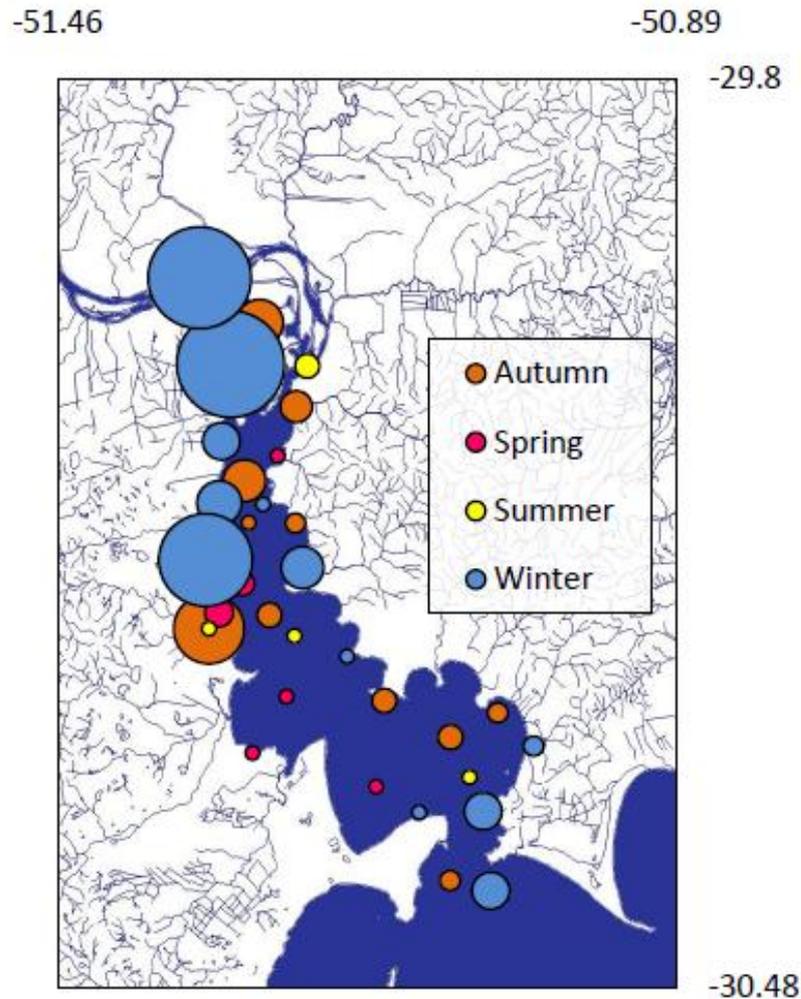
**Figura 5.** Abundância relativa de *Cyphocharax voga* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=2049). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

A segunda espécie mais abundante, *A. sp. aff. fasciatus*, com 748 indivíduos, foi coletada em 50 dos 59 pontos amostrados. Nos pontos com presença da espécie, amplamente distribuídos, foram coletados entre um e 80 indivíduos. Durante o verão, coletaram-se 406 representantes (54,28%); nas demais estações, de 81 a 153 (Figura 6).



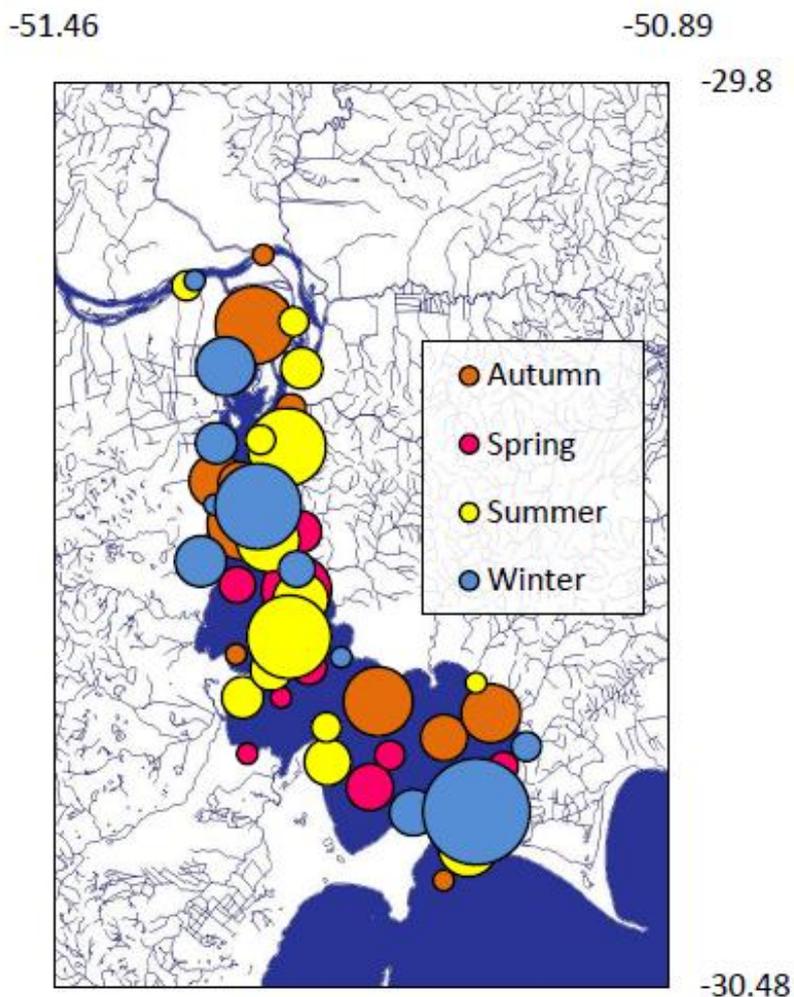
**Figura 6.** Abundância relativa de *Astyanax sp. aff. fasciatus* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=748). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

*Oligosarcus jenynsii*, a terceira espécie com mais indivíduos coletados (283), não foi coletada em 26 pontos. Onde a espécie esteve presente (demais 33 pontos), foram capturados entre um e 58 indivíduos. No inverno, foram coletados 200 representantes, distribuídos, sobretudo, na margem oeste, próximos ao Delta. Nas demais estações, verão, primavera e outono, foram coletados 6, 11 e 66 indivíduos, respectivamente (Figura 7).



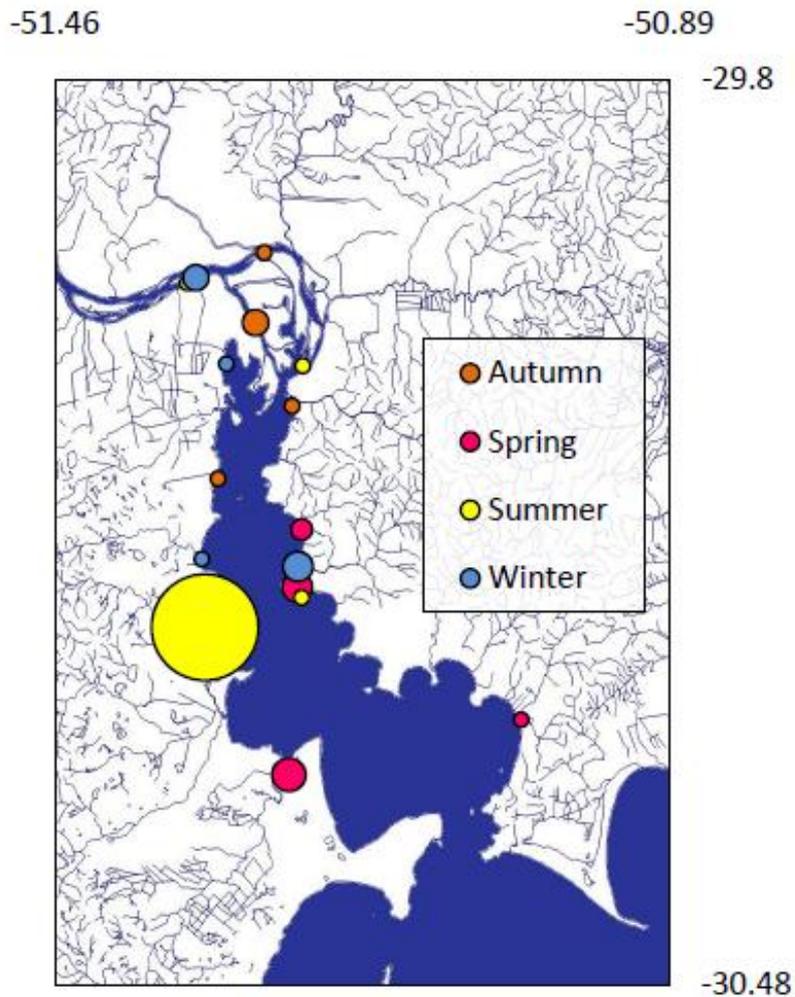
**Figura 7.** Abundância relativa de *Oligosarcus jenynsii* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=283). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

Pertencente ao mesmo gênero da espécie anterior, *O. robustus* esteve ausente em 11 dos 59 pontos de coleta. Nos 48 pontos com presença da espécie, capturou-se de um a 26 indivíduos. O maior número de representantes foi obtido no verão, com 81 peixes coletados. Nas demais estações, coletaram-se 34 (primavera), 64 (outono) e 74 indivíduos (inverno) (Figura 8).



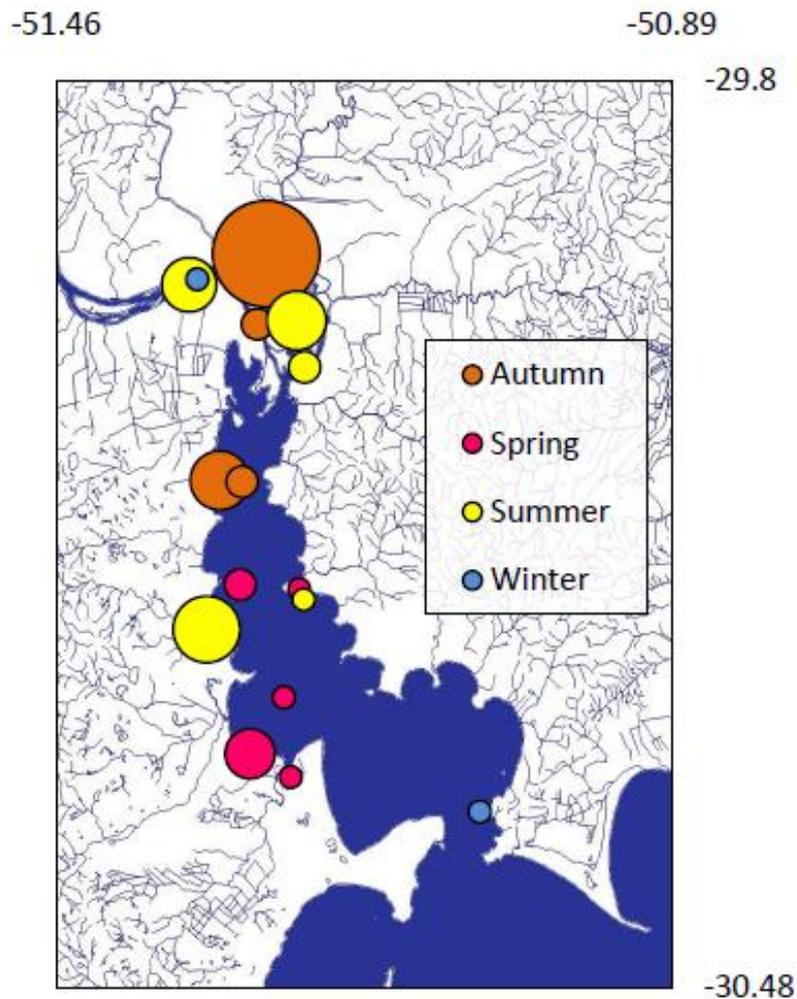
**Figura 8.** Abundância relativa de *Oligosarcus robustus* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=256). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

*Astyanax jacuhiensis*, com 94 indivíduos, não esteve presente em 41 dos 59 pontos de coleta. Nos 18 pontos restantes, foram capturados entre um e 51 indivíduos. No verão, coletaram-se 54 representantes, quase todos no ponto realizado no Arroio Petim, na margem oeste. No inverno, obtiveram-se nove peixes; na primavera, 13; e no outono, 18 (Figura 9).



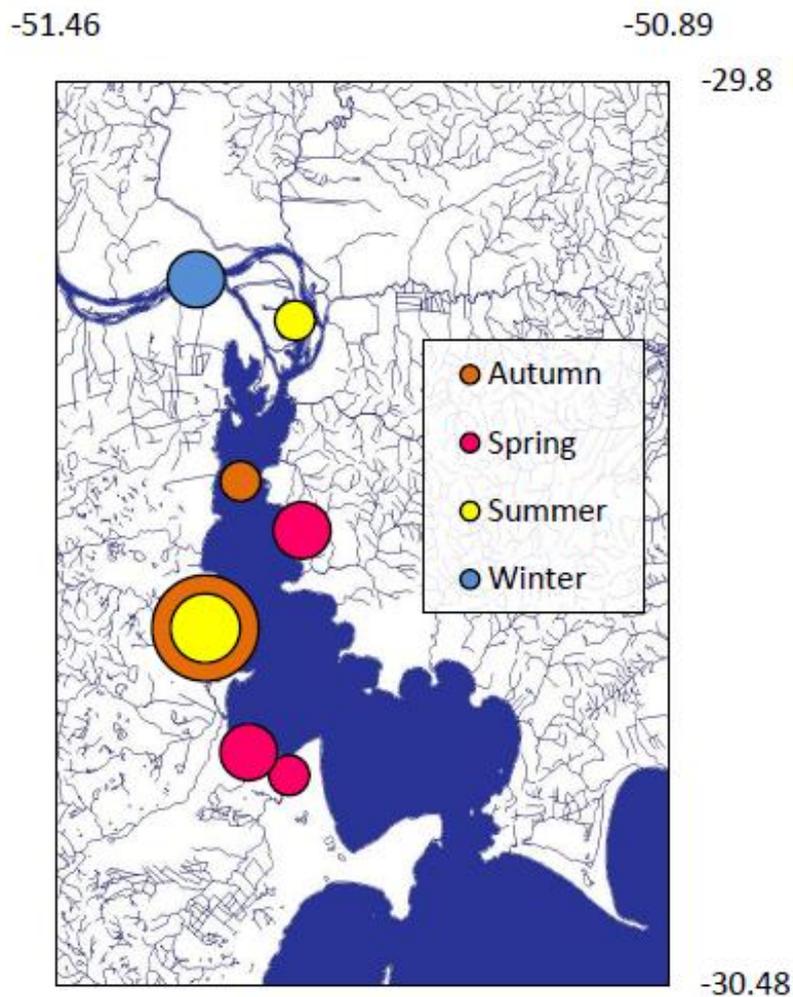
**Figura 9.** Abundância relativa de *Astyanax jacuhiensis* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=94). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

Com 74 indivíduos amostrados, *A. pantaneiro* é a sexta espécie em ordem decrescente de abundância. Esteve presente em 17 pontos, onde o número de indivíduos variou entre um e 23. No outono, foram capturados 37 representantes em quatro pontos localizados próximo ou dentro do Delta. Já no verão, obteve-se 25 peixes. Menores quantidades foram registradas na primavera e no inverno, com 10 e dois indivíduos, respectivamente (Figura 10).



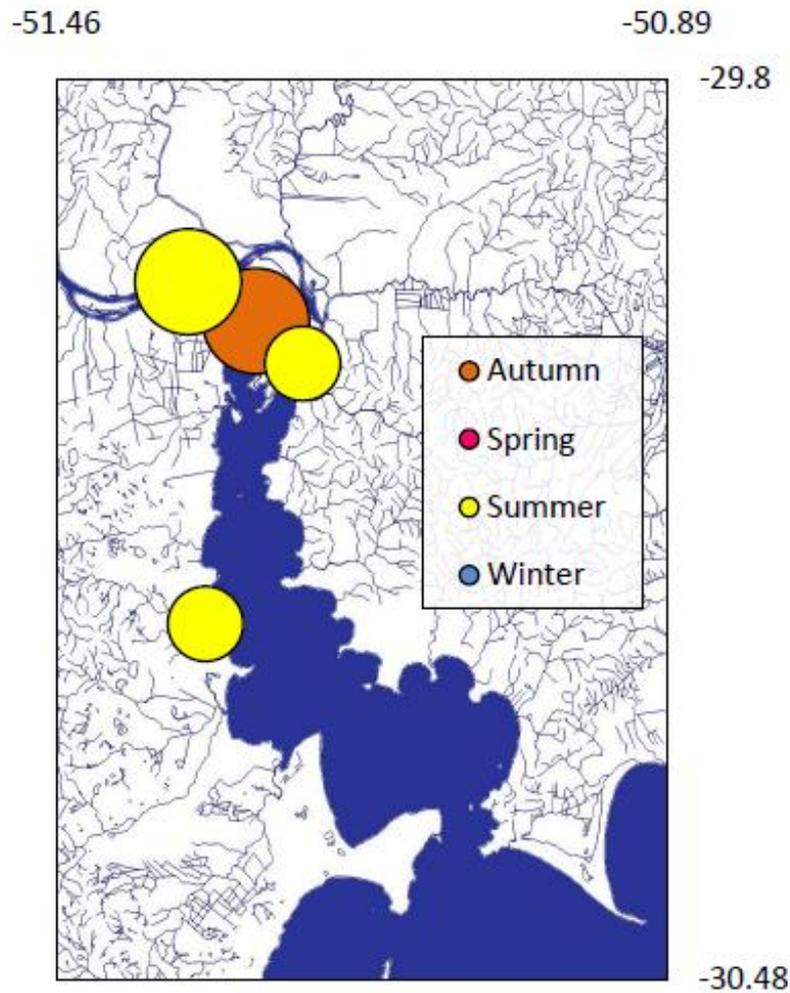
**Figura 10.** Abundância relativa de *Acestorhynchus pantaneiro* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=74). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

Os 19 indivíduos de *H. malabaricus* foram capturados em oito pontos amostrais, com o número de peixes coletados variando entre um e sete. Oito peixes foram capturados no outono; cinco na primavera; quatro no verão; e dois no inverno. Os dois pontos realizados no Arroio Petim foram os que apresentaram maiores abundâncias da espécie (Figura 11).



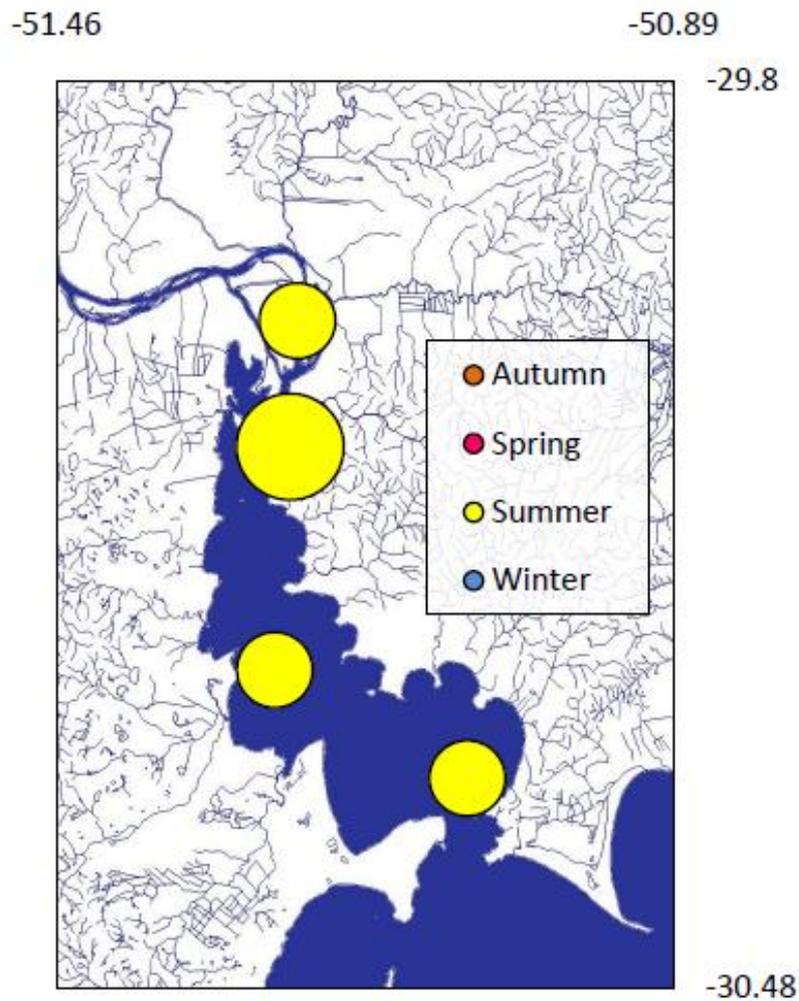
**Figura 11.** Abundância relativa de *Hoplias malabaricus* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=19). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

*Prochilodus lineatus*, com apenas seis indivíduos capturados, esteve presente em quatro pontos amostrais, um no arroio Petim e os demais no Delta. Foram coletados de um a dois peixes em cada um destes pontos, totalizando quatro no verão e dois no outono. Nenhum indivíduo foi obtido no inverno e na primavera (Figura 12).



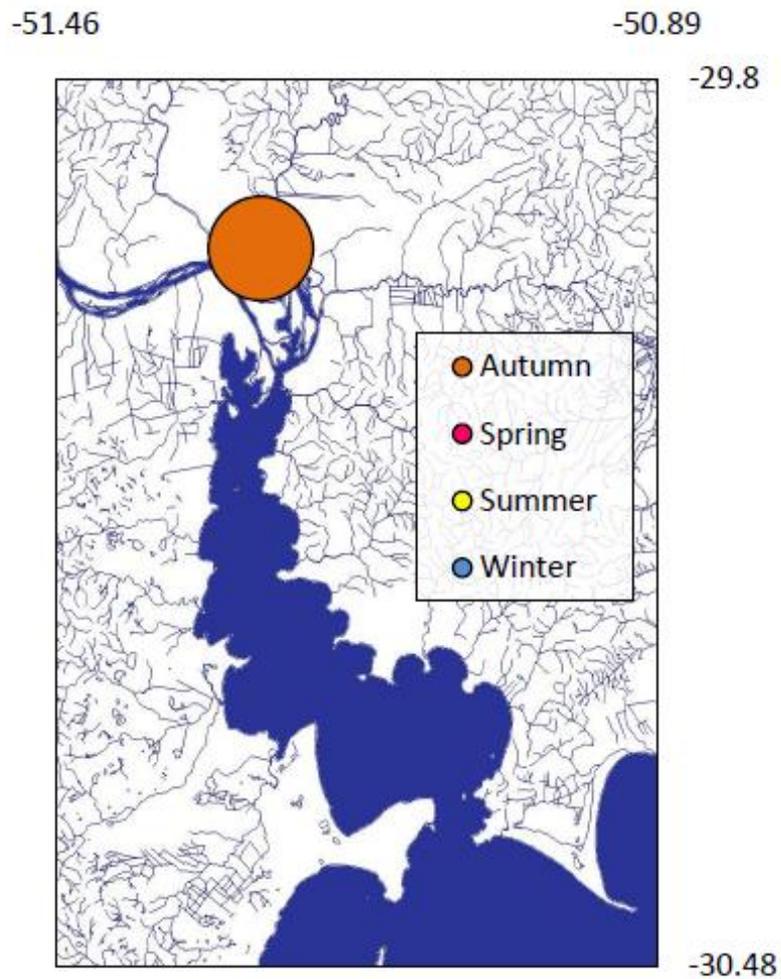
**Figura 12.** Abundância relativa de *Prochilodus lineatus* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=6). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

*Leporinus obtusidens*, assim como a espécie anterior, esteve presente em apenas quatro dos 59 pontos amostrais, porém, todos no verão. Foram capturados de um a dois indivíduos em cada um destes locais, somando cinco peixes no total (Figura 13).



**Figura 13.** Abundância relativa de *Leporinus obtusidens* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo (n=5). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

A espécie menos abundante foi *S. jacuiensis*, com dois indivíduos coletados em apenas um ponto amostral, realizado no Delta durante o outono (Figura 14).

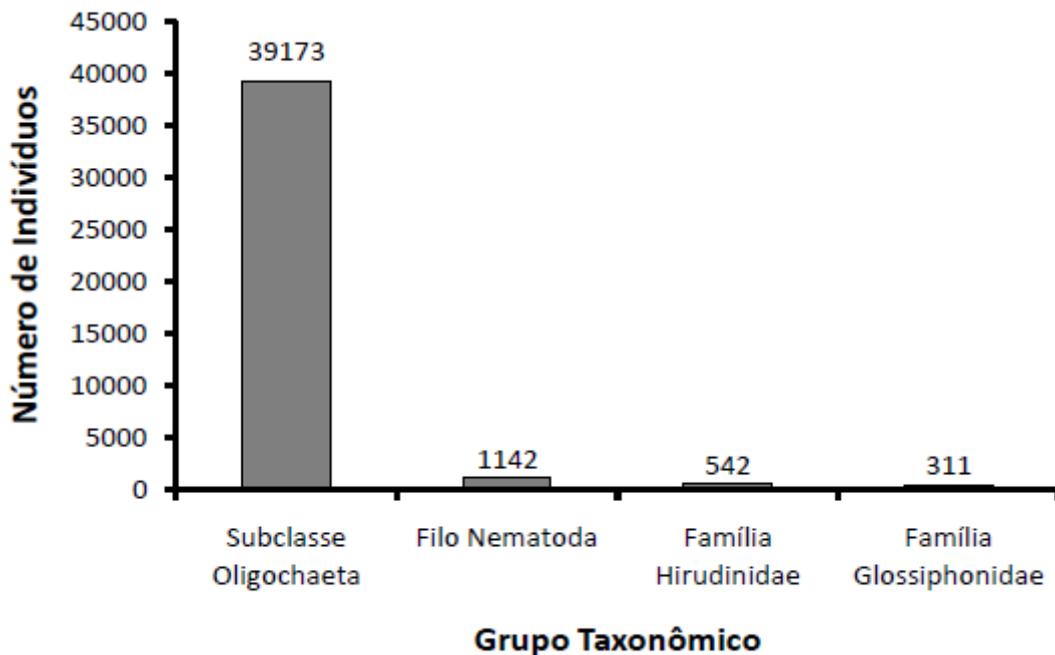


**Figura 14.** Abundância relativa de *Schizodon jacuiensis* em 59 amostras no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Valores proporcionais ao tamanho do círculo ( $n=2$ ). Amostras realizadas com redes de espera de superfície e fundo, ambas com 60 m de comprimento e 1,5 m de altura, cada rede subdividida em um conjunto de 12 painéis com 5 m de comprimento em malhas diferenciadas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 e 70 mm entre nós adjacentes).

### 3.2. Macroinvertebrados

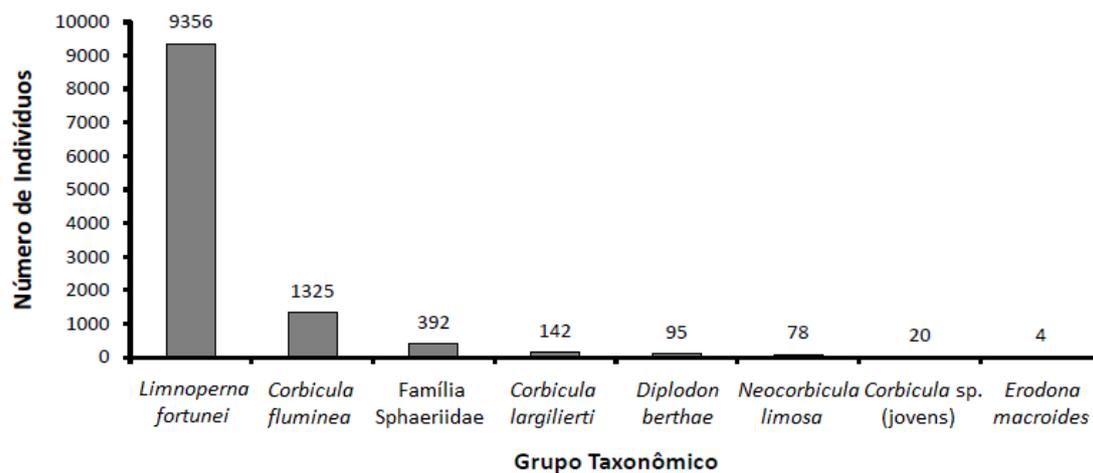
Como resultado das 590 dragagens para amostragem de macroinvertebrados, foram coletados 67.304 indivíduos (excluindo-se as pupas e os não identificados): 40.026 (59,47%) do filo Annelida, 22.137 (32,89%) do filo Mollusca (classes Bivalvia e Gastropoda), 3.999 (5,94%) do filo Arthropoda (subfilo Crustacea, família Chironomidae, classes Insecta e Entognatha) e 1.142 (1,7%) do filo Nematoda.

Para as análises, os filios Annelida e Nematoda foram agrupados. Dentro do filo Annelida, os oligochaetas foram os indivíduos mais representativos, com 39.173 do total de anelídeos. Além destes, encontraram-se indivíduos das famílias Hirudinidae e Glossiphonidae. O filo Nematoda foi o segundo maior representante deste grupo (Figura 15).



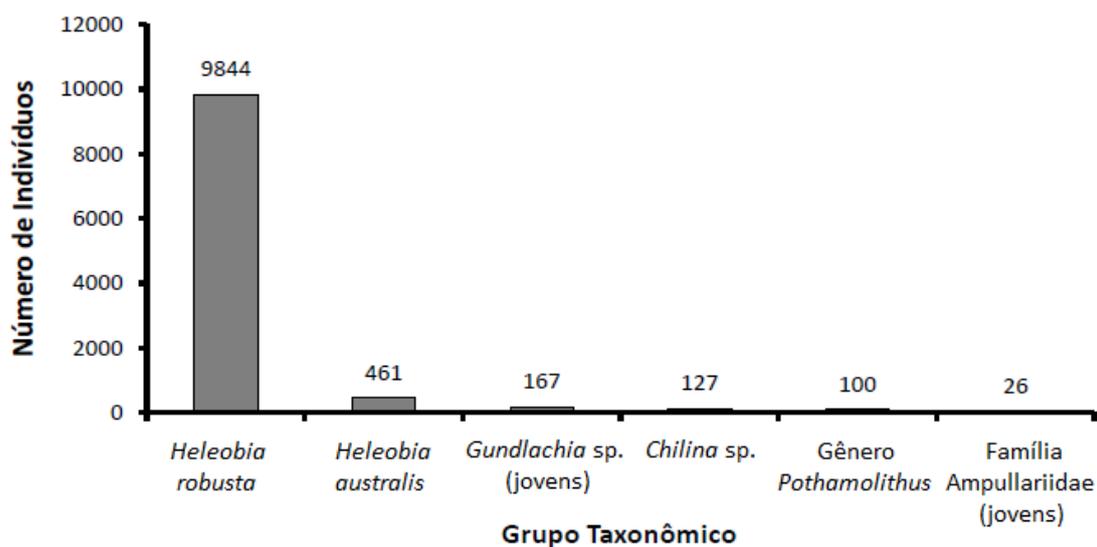
**Figura 15.** Número de indivíduos dos filios Annelida e Nematoda coletados em 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) realizadas no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014.

Na classe Bivalvia (filo Mollusca), segundo maior grupo, a espécie *Limnoperna fortunei* foi a mais abundante, com 9.356 indivíduos. Posteriormente, *Corbicula fluminea*, com 1.325 indivíduos. Os demais 731 corresponderam à família Sphaeriidae e às espécies *Corbicula largilerti*, *Diplodon berthae*, *Neocorbicula limosa*, *Corbicula* sp. (indivíduos jovens) e *Erodona macroides* (Figura 16).



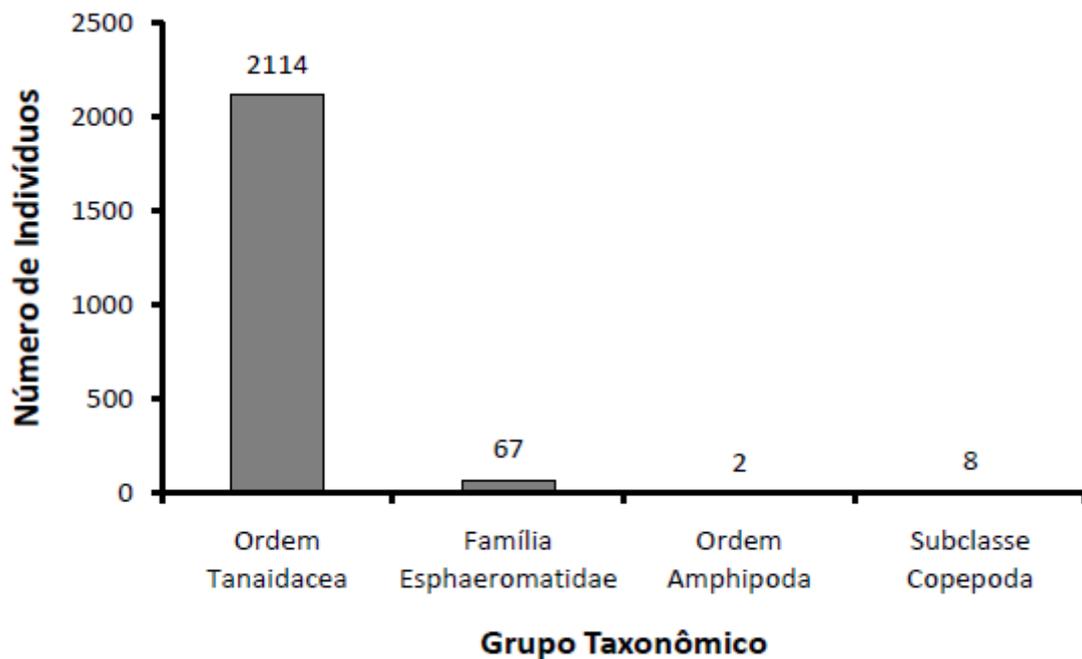
**Figura 16.** Número de indivíduos da classe Bivalvia coletados em 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) realizadas no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014.

Da classe Gastropoda, também do filo Mollusca, 91,78% dos indivíduos corresponderam à espécie *Heleobia robusta*. Os demais 8,22%, às espécies *Heleobia australis*, *Gundlachia* sp. (indivíduos jovens), *Chilina* sp., ao gênero *Pothamolithus* e, por último, à família Ampullariidae (Figura 17).



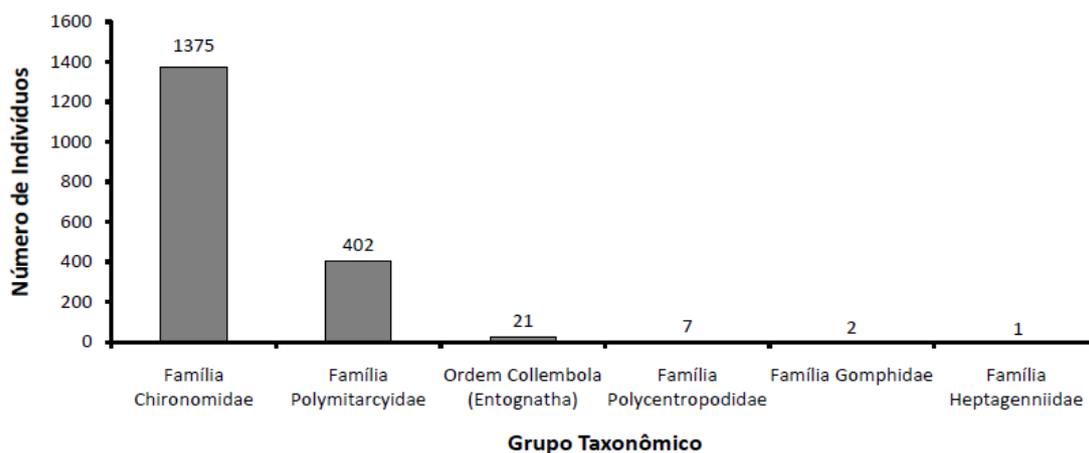
**Figura 17.** Número de indivíduos da classe Gastropoda coletados em 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) realizadas no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014.

O subfilo Crustacea (filo Arthropoda), quarto maior grupo, apresentou quatro táxons diferentes. Destes, a ordem Tanaidacea foi a mais abundante (2.114 indivíduos), totalizando 96,48% do total de crustáceos. Os demais indivíduos foram representantes da família Esphaeromatidae, da ordem Amphipoda e da subclasse Copepoda (Figura 18).



**Figura 18.** Número de indivíduos do subfilo Crustacea coletados em 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) realizadas no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014.

Também pertencentes ao filo Arthropoda, foram identificados 1.375 indivíduos da família Chironomidae, 402 da família Polymitarcyidae e 21 da ordem Collembola (Entognatha). As famílias Polycentropodidae, Gomphidae e Heptageniidae, juntas, somaram apenas 10 indivíduos (Figura 19).



**Figura 19.** Número de indivíduos das classes Insecta e Entognatha coletados em 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) realizadas no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014.

Os mapas com a distribuição dos grupos taxonômicos de macroinvertebrados mais abundantes, incluindo o grupo composto apenas pelos indivíduos da família Chironomidae, podem ser visualizados das Figuras 20 a 25.

Os indivíduos da subclasse Oligochaeta foram encontrados ao longo de todo Lago Guaíba, sendo mais abundantes próximo ao Delta do Jacuí e na Laguna dos Patos do que na porção sul do Guaíba. O ponto com maior abundância foi registrado no outono no Tabuleiro de Itapuã, localizado na entrada da laguna. Neste ponto, foram identificados 17.083 indivíduos (Figura 20).

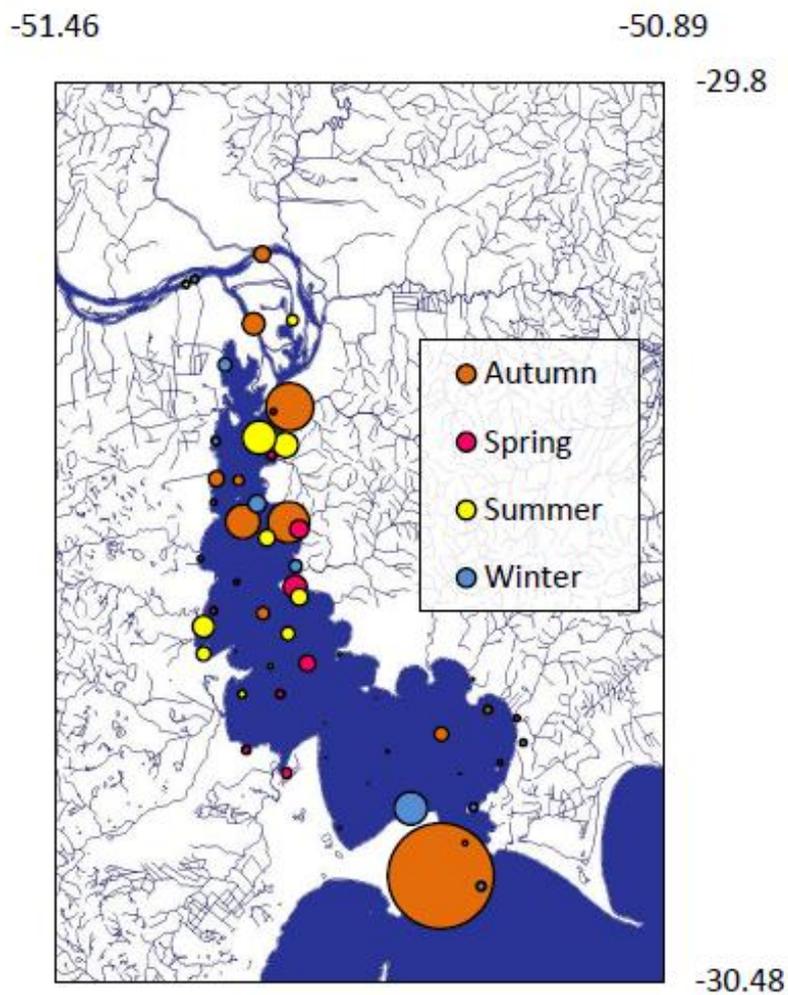
Quanto à espécie *L. fortunei*, dos 9.356 indivíduos, 3.223 foram coletados em um ponto durante o inverno, e 1.962 em um ponto realizado no verão. Dos 59 locais amostrados, 24 não continham nenhum representante desta espécie. A maioria dos indivíduos foi encontrada junto às margens e próximo ao Delta do Jacuí (Figura 21).

*Heleobia robusta*, com 9.844 indivíduos identificados, foi o táxon mais abundante da classe Gastropoda. Não foram encontrados representantes desta espécie no Delta do Jacuí, contudo, estavam distribuídos ao longo de todo Lago Guaíba, tanto em região de margem, quanto em zona pelágica. Os pontos com maior abundância foram registrados durante o inverno, na transição entre o Guaíba e a Laguna dos Patos (Figura 22).

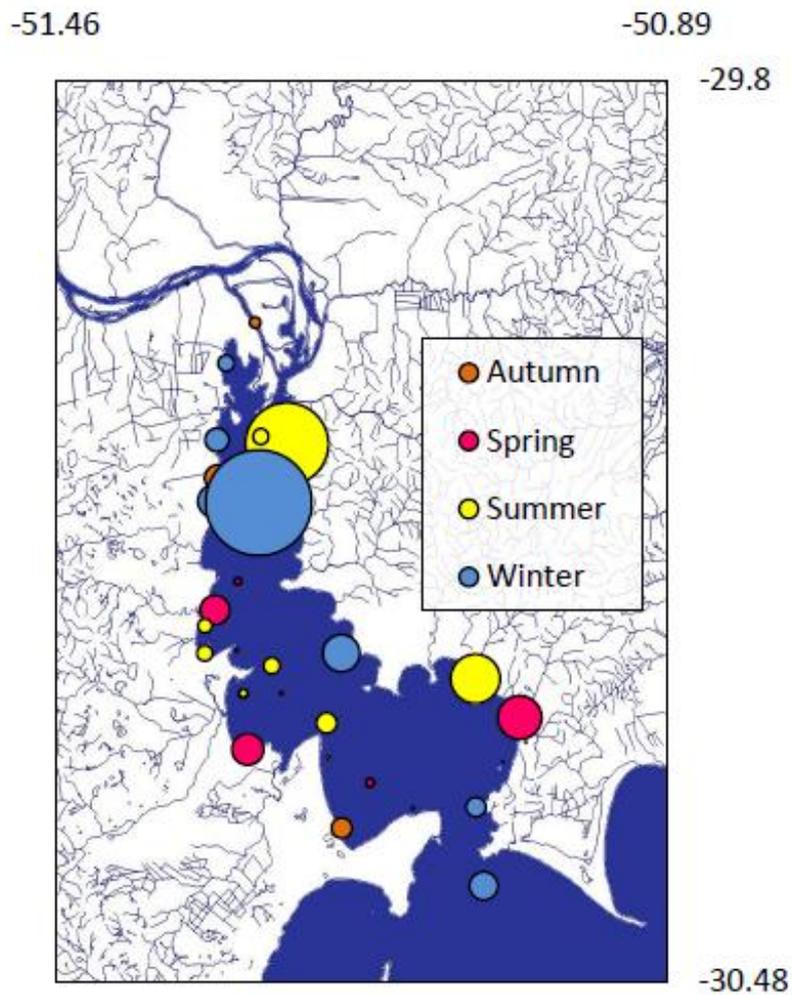
Os representantes da ordem Tanaidacea foram encontrados em apenas 14 pontos dos 59 amostrados, sendo mais abundantes na margem oeste. O local com maior abundância foi registrado na primavera, quando foram coletados 1.744 indivíduos na margem oeste do Setor 3 (Figura 23).

Com 1.375 indivíduos identificados, a família Chironomidae esteve amplamente distribuída ao longo do Lago Guaíba, sobretudo nos pontos de conexão. Durante o outono, foram coletados 513 espécimes; 494 no verão; 220 no inverno; e 148 na primavera (Figura 24).

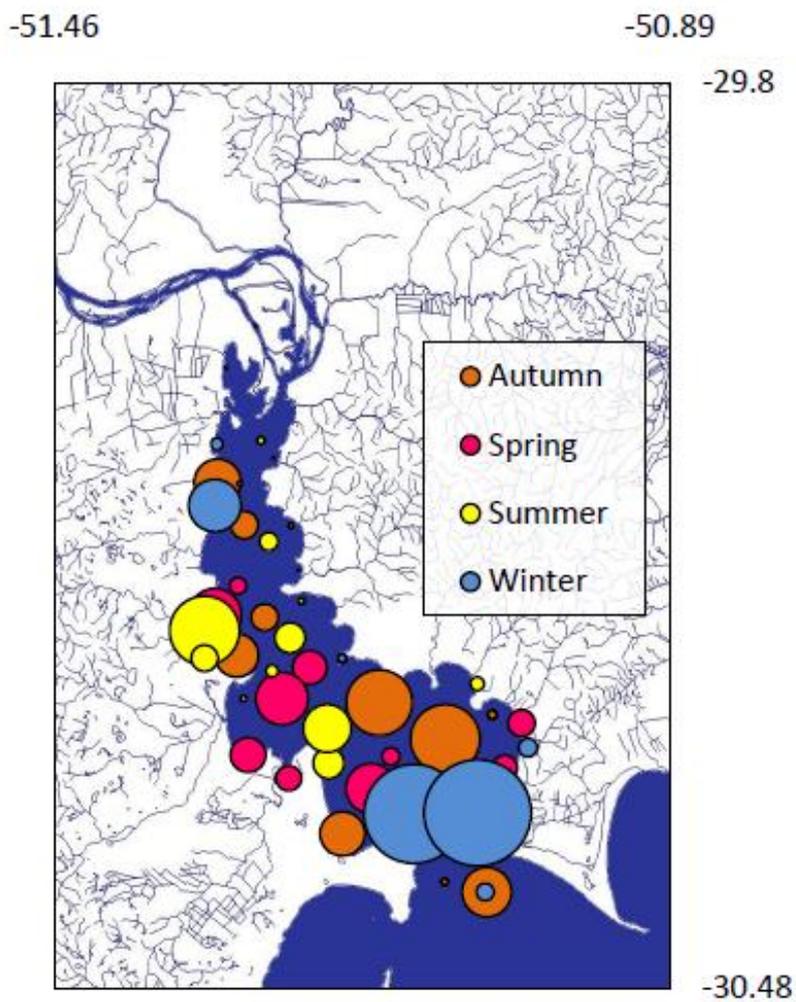
A família Polymitarcyidae, táxon mais abundante do grupo que incluiu as classes Insecta e Entognatha, exceto Chironomidae, apresentou 402 indivíduos, distribuídos em 13 pontos amostrais. Durante o outono, dois pontos realizados no Setor 3 contribuíram com 258 insetos desta família. No verão, outro ponto com maior abundância foi registrado, com 106 indivíduos (Figura 25).



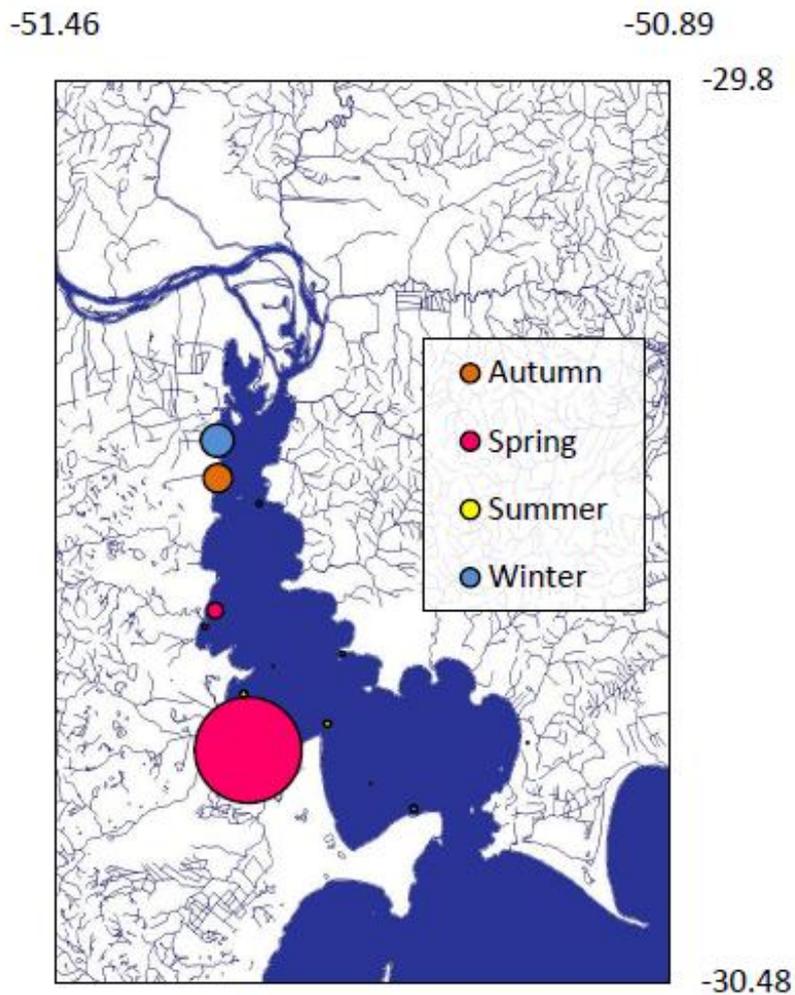
**Figura 20.** Distribuição espacial dos indivíduos coletados da subclasse Oligochaeta (filó Annelida) ( $n=39.173$ ) durante as 590 dragagens (draga de Eckmann com  $225\text{ cm}^2$  de área amostrada) no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Em laranja, os pontos realizados durante o outono; em rosa, durante a primavera; em amarelo, durante o verão; e em azul, durante o inverno.



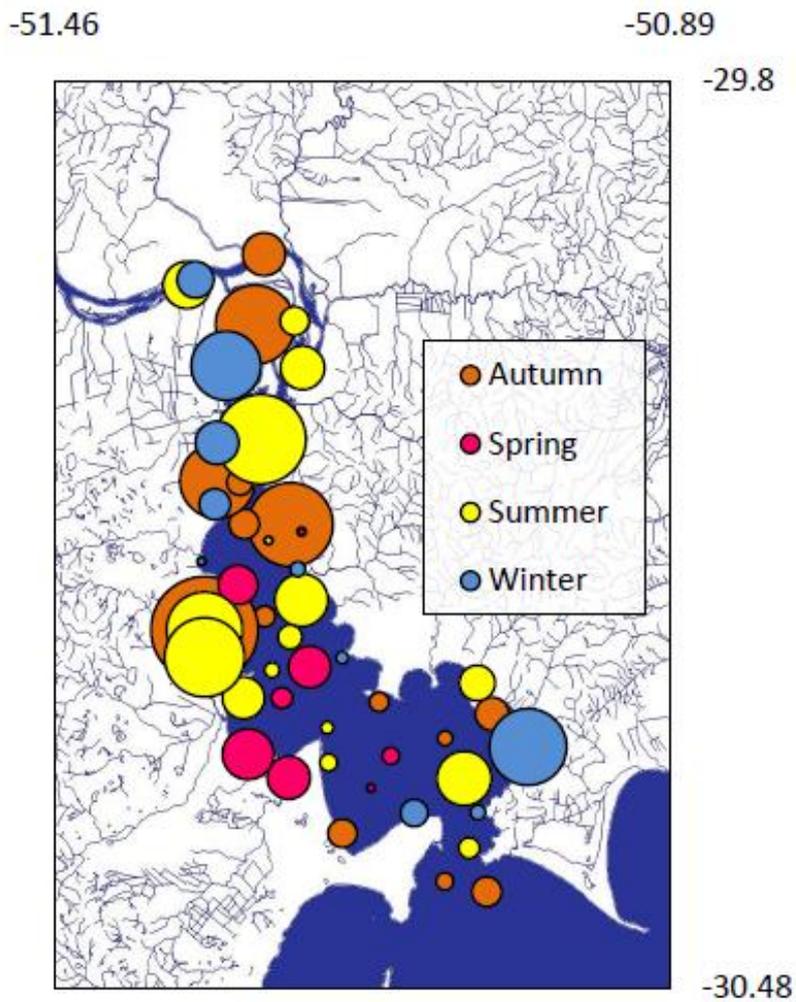
**Figura 21.** Distribuição espacial dos indivíduos coletados da espécie *Limnoperna fortunei* (classe Bivalvia, filo Mollusca) (n=9.356) durante as 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Em laranja, os pontos realizados durante o outono; em rosa, durante a primavera; em amarelo, durante o verão; e em azul, durante o inverno.



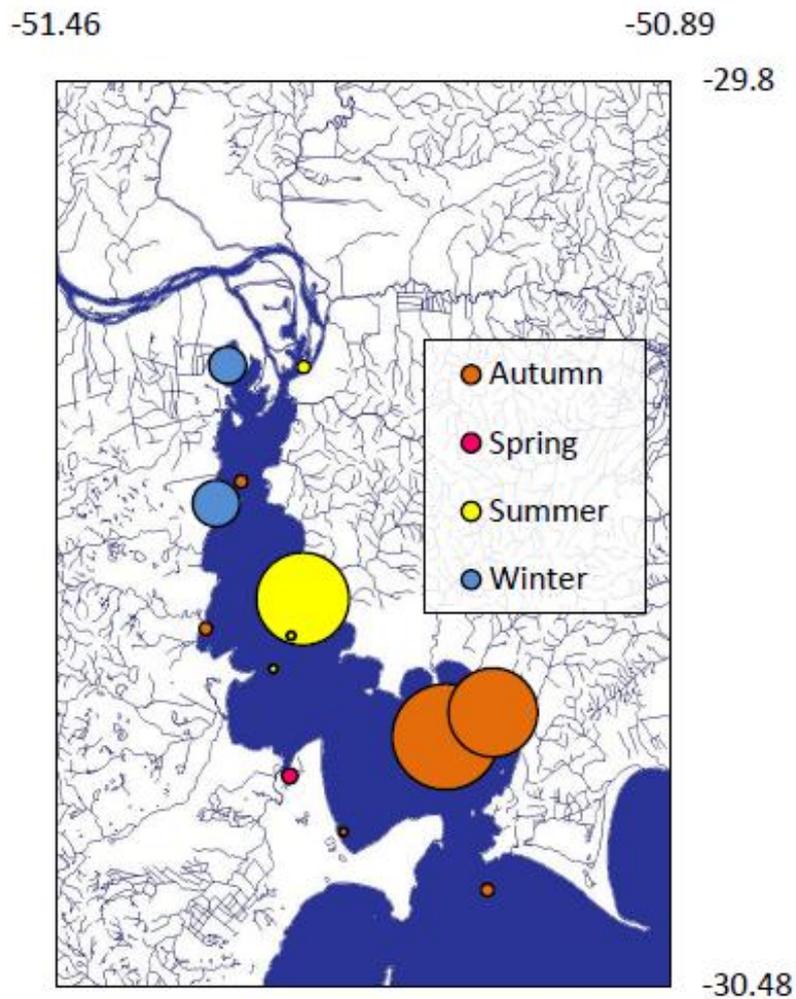
**Figura 22.** Distribuição espacial dos indivíduos coletados da espécie *Helleobia robusta* (classe Gastropoda, filo Mollusca) (n=9.844) durante as 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Em laranja, os pontos realizados durante o outono; em rosa, durante a primavera; em amarelo, durante o verão; e em azul, durante o inverno.



**Figura 23.** Distribuição espacial dos indivíduos coletados da ordem Tanaidacea (subfiló Crustacea, filo Arthropoda) ( $n=2.114$ ) durante as 590 dragagens (draga de Eckmann com  $225\text{ cm}^2$  de área amostrada) no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Em laranja, os pontos realizados durante o outono; em rosa, durante a primavera; em amarelo, durante o verão; e em azul, durante o inverno.



**Figura 24.** Distribuição espacial dos indivíduos coletados da família Chironomidae (classe Insecta, filo Arthropoda) ( $n=1.375$ ) durante as 590 dragagens (draga de Eckmann com  $225\text{ cm}^2$  de área amostrada) no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Em laranja, os pontos realizados durante o outono; em rosa, durante a primavera; em amarelo, durante o verão; e em azul, durante o inverno.



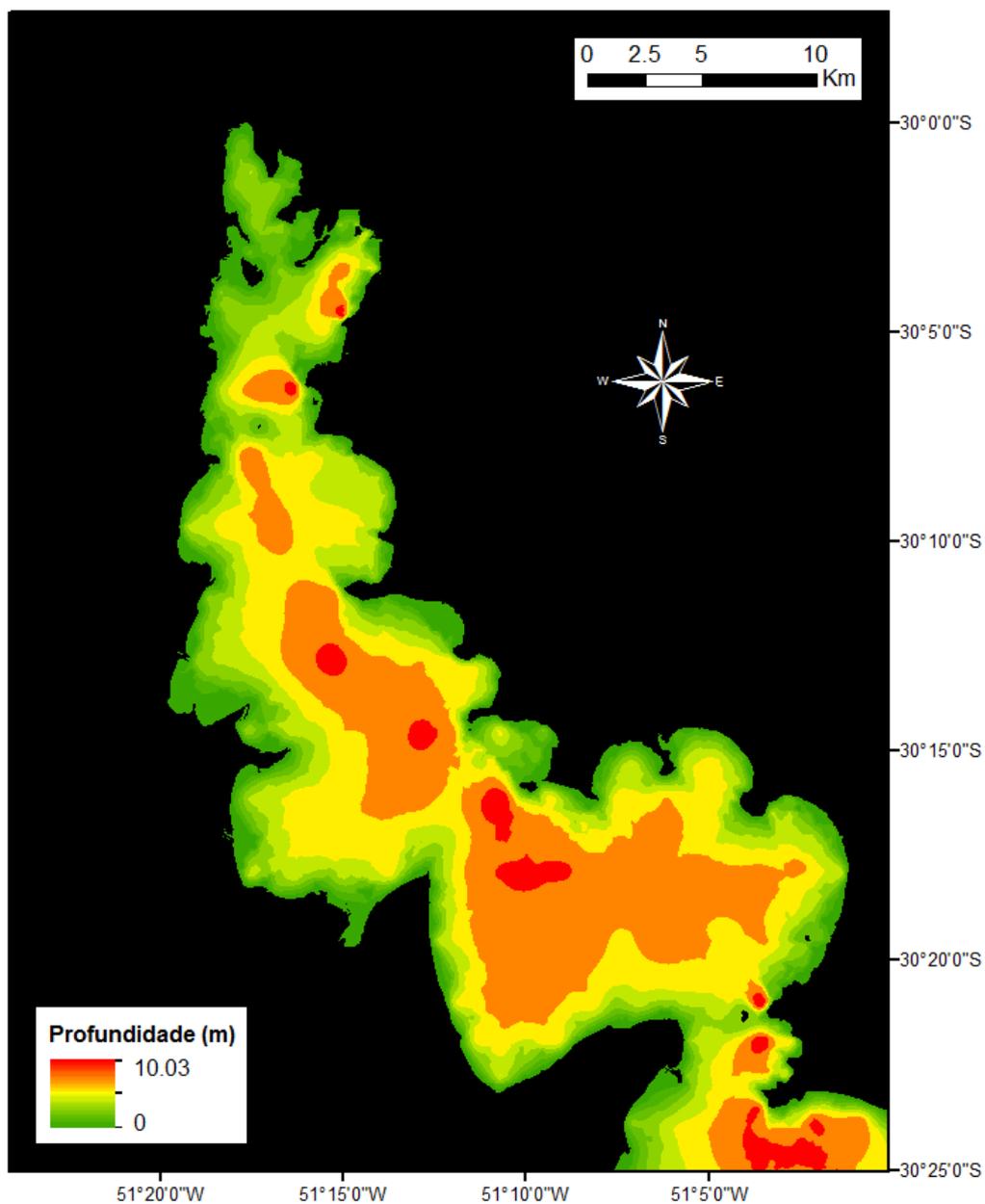
**Figura 25.** Distribuição espacial dos indivíduos coletados da família Polymitarcyidae (classe Insecta, filo Arthropoda) (n=402) durante as 590 dragagens (draga de Eckmann com 225 cm<sup>2</sup> de área amostrada) no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Em laranja, os pontos realizados durante o outono; em rosa, durante a primavera; em amarelo, durante o verão; e em azul, durante o inverno.

### **3.3. Variáveis Ambientais Contínuas**

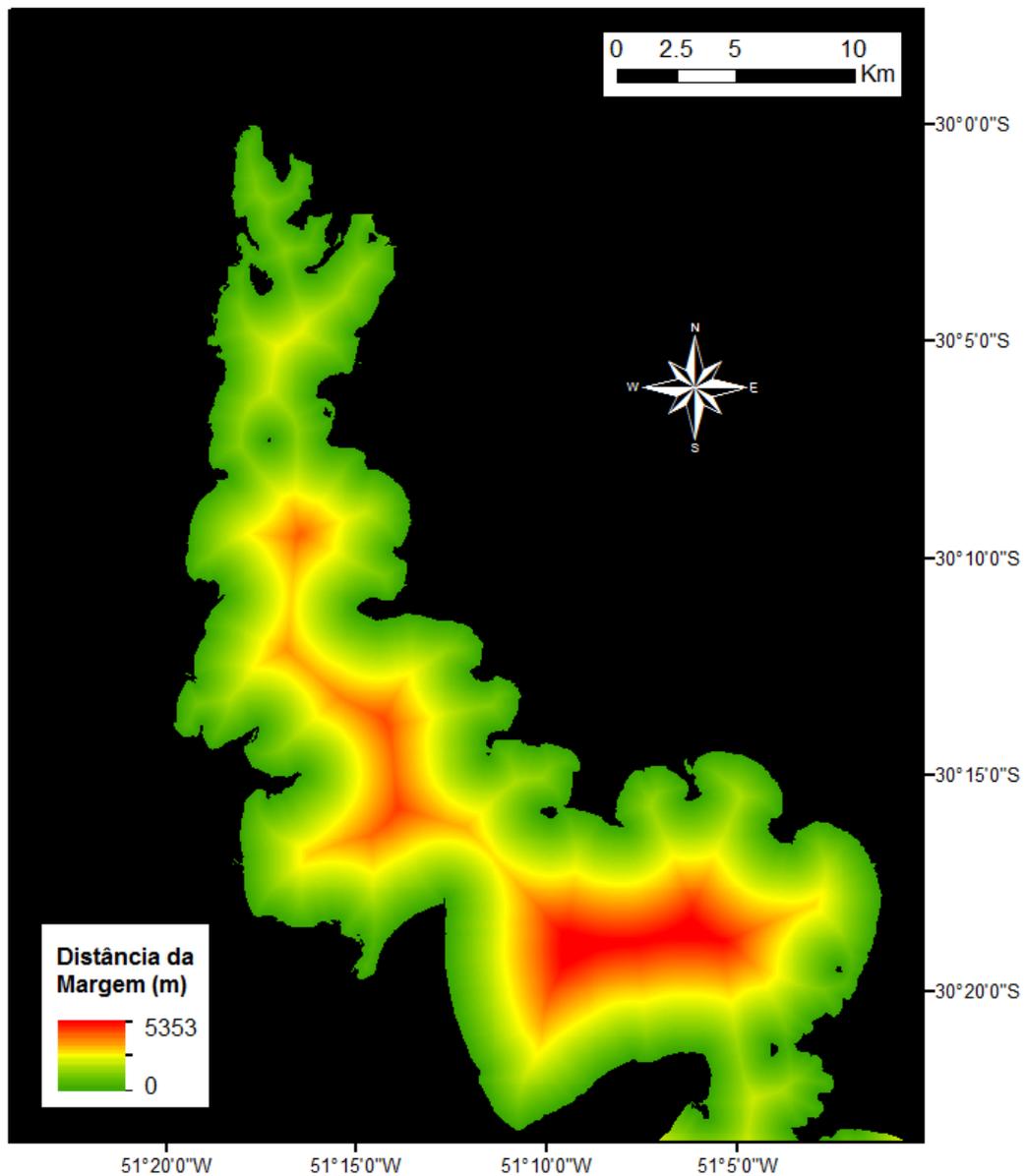
Na Tabela 3 (a seguir), tem-se um resumo, em ordem alfabética, dos valores obtidos para as 16 variáveis contínuas coletadas em campo. O mapa com o perfil batimétrico do Lago Guaíba pode ser observado na figura 26. Os valores de distância do canal e distância da margem para cada ponto foram obtidos nos mapas das Figuras 27 e 28, respectivamente. As demais variáveis sem variação sazonal (média ponderada do diâmetro das partículas e teor de matéria orgânica) podem ser observadas nas Figuras seguintes, 29 e 30.

**Tabela 3.** Unidade, número de amostras, valores mínimo e máximo por estação (ou geral), valor médio e variação das 16 variáveis abióticas contínuas coletadas no Lago Guaíba, sul do Brasil, de fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014. Siglas: material particulado orgânico grosseiro (MPOG); média ponderada do diâmetro das partículas (MedPond); oxigênio dissolvido (OD); sólidos totais dissolvidos (STD); e teor de matéria orgânica (TMO).

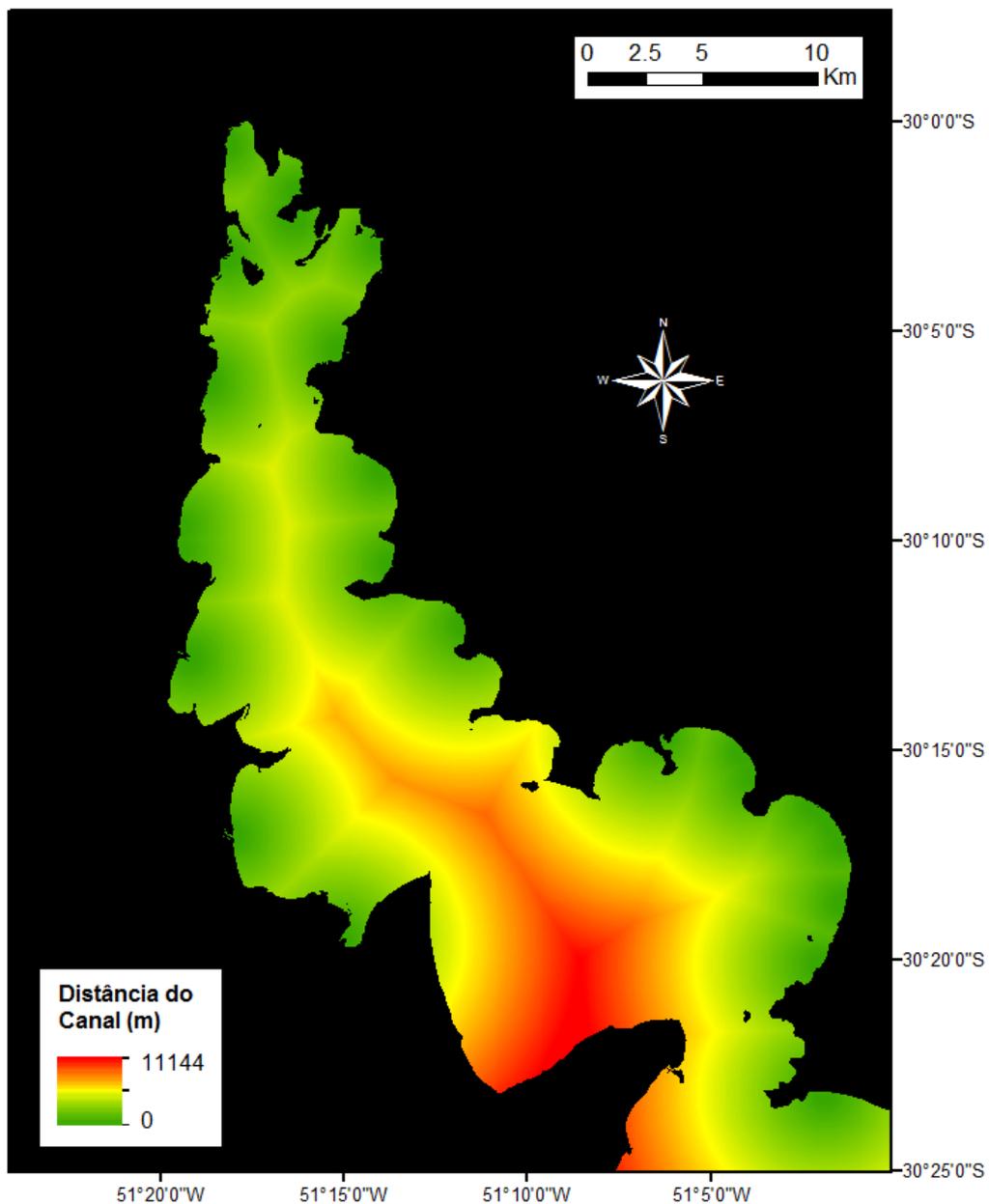
Variável	Unidade	Amostras	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Média	Varição
Clorofila alfa	ppm	59	0.0008 – 0.0079	0.0003 – 0.0171	0.0002 – 0.0051	0.0004 – 0.0109	0.0033	0.0169
Condutividade	µs/cm	59	50.5 – 78.9	44.3 – 119.6	49 – 91.1	45.1 – 103.2	70.21	75.3
Granulometria	2 mm	59	0 – 54.78				3.32	54.78
	1 mm	59	0 – 40.88				6.01	40.88
	0.5 mm	59	0 – 48.15				12.30	48.15
	0.25 mm	59	0.03 – 109.17				36.59	109.14
	0.125 mm	59	2.47 – 97.72				32.48	95.25
	0.63 mm	59	0.02 – 81.60				18.58	81.58
	<0.63 mm	59	0 – 52.16				9.4	52.16
MPOG	gr	54	0 – 10.03	0 – 6.71	0 – 6.9	0 – 1.71	0.98	10.03
MedPond	mm	59	0.2 – 1.2				0.4	1
OD	mg/L	59	0.02 – 8.91	4.02 – 9.27	4.97 – 9.63	3.78 – 7.6	6.01	9.61
Porcentagem de areia	%	59	50.11 – 100				91.97	41.86
pH	-	58	7 – 8.2	6.1 – 9.4	7 – 7.9	7.2 – 8.6	7.8	3.3
Profundidade	m	59	1.5 – 6.2				2.7	4.7
Resistividade	KΩ	55	12.6 – 18.8	8.34 – 22.5	10.7 – 20.8	9.7 – 22.2	14.9	14.2
Sólidos suspensos	mg/L	59	8.9 – 12.69	0.8 – 18	1 – 22.2	1.83 – 56.25	9.42	55.45
STD	mg/L	56	33.9 – 51.8	28.8 – 79	31.4 – 60.8	29 – 67.9	46	5.2
Temp. atmosférica	°C	55	28 – 43.8	19 – 33	15 – 27	24.2 – 36	27	29
Temp. da água	°C	59	26.8 – 31.9	14.6 – 25.6	13 – 21.3	18.6 – 30.7	23	19
TMO	%	59	0.25 – 14.8				3.99	14.55
Transparência Secchi	m	59	0.45 – 1.1	0.15 – 1	0.2 – 1.2	0.2 – 0.45	0.56	1.05



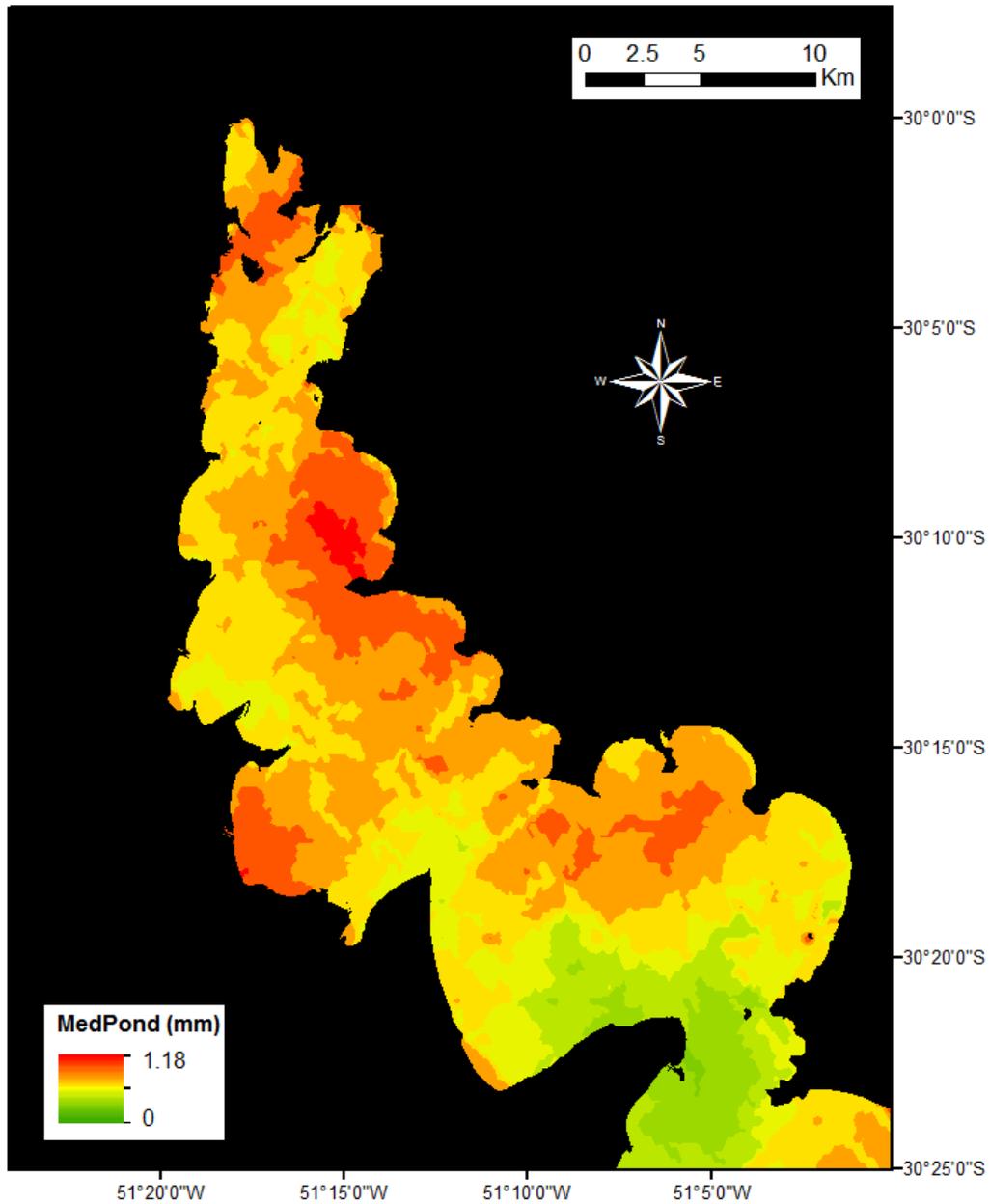
**Figura 26.** Perfil batimétrico do Lago Guaíba, sul do Brasil. Gerado através de interpolação por Krigagem Ordinária de 238 pontos no *software* ArcMap (Versão 10.2.1). Ajuste pela soma de 0,4 m de profundidade para a minimização dos eventos de seca e cheia. Utilizaram-se dados de 11 anos (2003-2013) do controle hidrológico diário realizado pela Superintendência de Portos e Hidrovias na estação Praça da Harmonia. Resolução: 30 x 30 m.



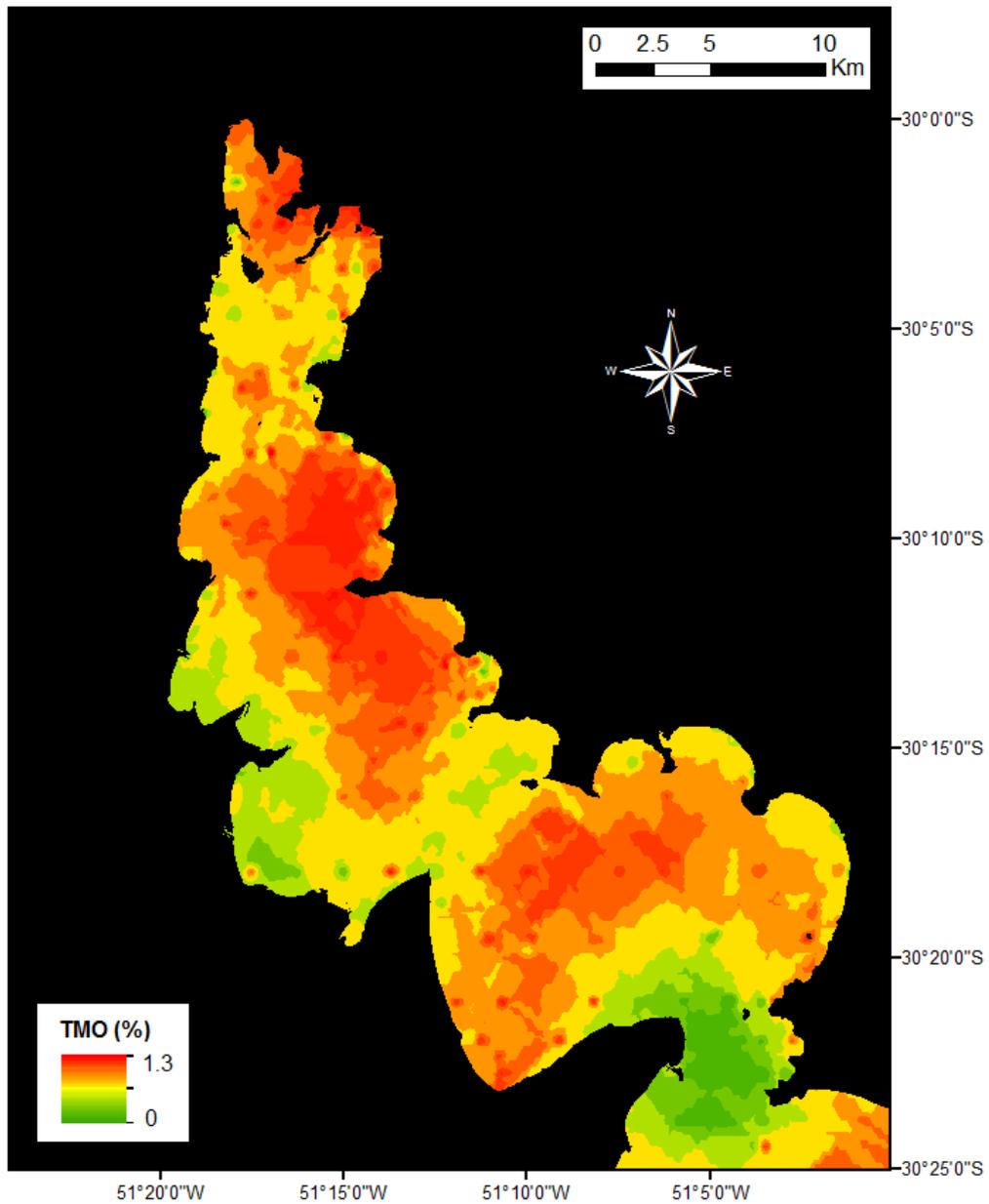
**Figura 27.** Mapa com a medida da distância (em metros) em relação às margens do Lago Guaíba, sul do Brasil. Gerado através da opção Distância Raster do *software* QGis (Versão 2.2.0) com a hidrografia da malha digital disponibilizada pelo IBGE (<http://www.ibge.gov.br>). Resolução: 30 x 30 m.



**Figura 28.** Mapa com a medida da distância (em metros) em relação aos 27 canais perenes que desembocam no Lago Guaíba, sul do Brasil. Gerado através da opção Distância Raster do *software* QGis (Versão 2.2.0). Resolução: 30 x 30 m.



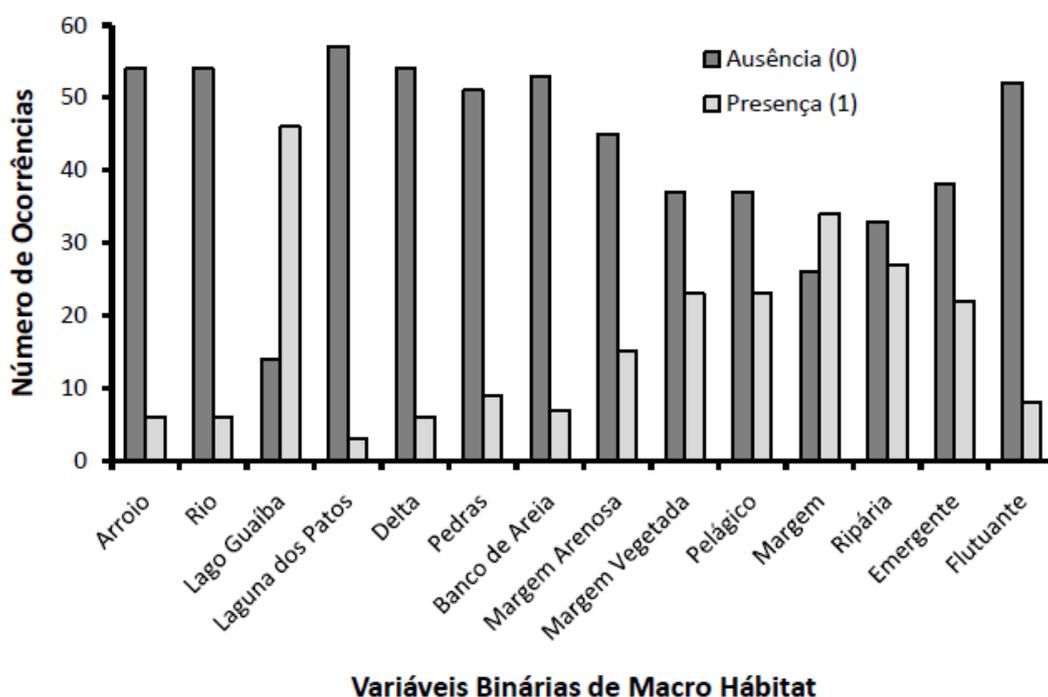
**Figura 29.** Média ponderada do diâmetro das partículas (MedPond) no Lago Guaíba, sul do Brasil. Gerado através de interpolação por Krigagem Ordinária de 238 pontos amostrais no *software* ArcMap (Versão 10.2.1). Resolução: 30 x 30 m.



**Figura 30.** Percentagens do teor de matéria orgânica (TMO) no Lago Guaíba, sul do Brasil. Gerado através de interpolação por Krigagem Ordinária de 238 pontos no *software* ArcMap (Versão 10.2.1). Resolução: 30 x 30 m.

### 3.4. Variáveis Ambientais Binárias

O número de ausências e presenças das 14 variáveis binárias de Macro Hábitat encontra-se na figura a seguir (Figura 31):



**Figura 31.** Número de ausências e presenças das variáveis binárias de Macro Hábitat registradas nos 59 pontos amostrais realizados no Lago Guaíba, sul do Brasil.

Como resultado do sorteio, as variáveis rio, Laguna dos Patos e Delta foram classificadas, em sua maioria, como ausentes. Somaram 46 os pontos realizados dentro do lago. Quanto aos arroios, dos 59 pontos de amostragem, seis ocorreram na foz ou próximo de algum arroio. Duas destas coletas ocorreram no Arroio Petim, margem oeste do Setor 2. Pedras foram registradas em nove pontos, enquanto que banco de areia, em sete pontos. Foram realizados 23 pontos em região pelágica e 33 pontos próximos à margem.

Durante períodos de fortes chuvas e grande vazão no lago, foi possível se observarem verdadeiras 'ilhas flutuantes' sendo carregadas pelas águas. Representantes dos gêneros *Thypha* ('taboa', emersa) e do gênero *Eichhornia* ('aguapé', flutuante livre), largamente distribuídos no Brasil e facilmente reconhecidos, foram registrados durante as coletas. O tipo Ripária (espécies

arbóreas predominantes na margem) foi observado em 26 pontos, Emergente (gêneros *Junco*, *Scirpus* e *Typha*) em 22 pontos e Flutuante (gênero *Eichhornia*) em oito pontos.

### **3.5. Modelagem**

#### **3.5.1. Primeira Etapa**

Os resultados da primeira etapa de modelagem, onde as variáveis foram agrupadas, podem ser observados nas Tabelas 4 e 5. Em negrito, estão destacados os valores de “p” para as variáveis selecionadas ( $p < 0,1$ ) e aquelas com a maior importância relativa do grupo. Na grande maioria, a variável mais representativa também apresentou  $p < 0,1$ . Nas exceções, em que a variável de maior importância não apresentou esta condição, outra variável (grifada em cinza) foi selecionada para a segunda etapa, respeitando-se a ordem decrescente de importância e  $p < 0,1$ .

#### **3.5.2. Segunda Etapa**

A segunda etapa de modelagem, onde novos modelos foram elaborados com base nas variáveis da primeira etapa, será apresentada por espécie. O primeiro modelo (Grupos) incluiu a variável com maior importância relativa (desde que  $p < 0,1$ ) de cada grupo. Já no segundo modelo (Total), foram selecionadas para cada espécie os descritores com maior importância relativa do total de variáveis (também se  $p < 0,1$ ). Para cada uma das espécies, geraram-se duas tabelas, uma com os modelos dos grupos e a outra com os modelos totais. A relação entre as variáveis significativas dos modelos finais da segunda etapa ( $p < 0,05$ ) e o número de indivíduos da espécie em questão poderá ser visualizada nos gráficos que seguirão as tabelas.

**Tabela 4.** Resultado da primeira etapa de modelagem (variáveis agrupadas) com o método *GAM* para as espécies *C. voga*, *H. malabaricus*, *O. robustus* e *O. jenynsii*. Em negrito, as variáveis selecionadas com  $p < 0,1$  e com maior importância relativa; grifadas em cinza, as variáveis selecionadas para a segunda etapa quando a mais importante não apresentou  $p < 0,1$ . (continua)

Grupos	Variáveis	<i>C. voga</i>		<i>H. malabaricus</i>		<i>O. robustus</i>		<i>O. jenynsii</i>	
		p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.
ÁGUA	<i>Intercept</i>	0.8860		0.1370		0.1212		0.5500	
	Temp. Água	0.2742	0.0255	0.1870	0.0139	0.4922	0.0103	<b>0.0000</b>	<b>0.4638</b>
	pH	0.8480	0.0129	0.6181	0.0101	<b>0.0445</b>	<b>0.0935</b>	0.7090	0.0009
	OD	<b>0.0161</b>	<b>0.0720</b>	<b>0.0074</b>	0.0344	0.4510	0.0150	0.9116	0.0126
	Clorofila A.	0.2690	0.0042	0.6696	0.0288	0.4704	0.0198	0.4650	0.0207
	STD	0.4256	0.0358	0.1433	<b>0.0489</b>	0.1231	0.0318	0.2525	0.0068
	Sól. Susp.	0.4126	0.0009	<b>0.0169</b>	0.0328	0.5060	0.0010	<b>0.0404</b>	0.0102
R <sup>2</sup>		0.166		0.321		0.161		0.61	
AIC		101.47		-41.97		57.23		38.9	
SEDIMENTO 1	<i>Intercept</i>	<b>0.0532</b>		0.5140		<b>0.0025</b>		0.4280	
	Gran. 2	<b>0.0013</b>	<b>0.0782</b>	0.5890	0.0806	0.3150	0.0101	0.3832	0.0186
	Gran. 1	0.3515	0.0233	0.1090	<b>0.0935</b>	0.1215	0.0364	<b>0.0000</b>	<b>0.0292</b>
	Gran. 0,5	0.1712	0.0533	0.9040	0.0241	0.3420	0.0248	<b>0.0203</b>	0.0142
	Gran. 0,25	0.2065	0.0273	0.8130	0.0228	<b>0.0527</b>	<b>0.0380</b>	0.8600	0.0219
	Gran. 0,125	0.3391	0.0071	0.2270	0.0309	0.3640	0.0195	<b>0.0526</b>	0.0014
	Gran. 0,63	<b>0.0673</b>	0.0576	0.9610	0.0224	0.6004	0.0246	<b>0.0740</b>	0.0127
R <sup>2</sup>		0.326		0.323		0.247		0.539	
AIC		93.35		-47.2		52.67		52.73	
SEDIMENTO 2	<i>Intercept</i>	<b>0.0002</b>		<b>0.0007</b>		<b>0.0005</b>		0.9615	
	MedPond	0.4999	0.0172	<b>0.0000</b>	<b>0.1922</b>	0.2053	0.0175	<b>0.0553</b>	<b>0.0181</b>
	TMO	0.2487	0.0150	0.2607	0.0347	0.7543	0.0193	0.3620	0.0057
	MPOG	<b>0.0287</b>	<b>0.0687</b>	0.3993	0.0012	<b>0.0895</b>	<b>0.0711</b>	0.3750	0.0012
	Gran. <0,63	<b>0.0318</b>	0.0557	<b>0.0726</b>	0.0383	0.1165	0.0559	0.4830	0.0017
R <sup>2</sup>		0.179		0.425		0.114		0.127	
AIC		96.53		-44.5		54.4		81.79	

**Tabela 4.** Resultado da primeira etapa de modelagem (variáveis agrupadas) com o método *GAM* para as espécies *C. voga*, *H. malabaricus*, *O. robustus* e *O. jenynsii*. Em negrito, as variáveis selecionadas com  $p < 0,1$  e com maior importância relativa; grifadas em cinza, as variáveis selecionadas para a segunda etapa quando a mais importante não apresentou  $p < 0,1$ . (continuação)

Grupos	Variáveis	<i>C. voga</i>		<i>H. malabaricus</i>		<i>O. robustus</i>		<i>O. jenynsii</i>	
		p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.
INVERTEBRADOS	<i>Intercept</i>	<b>0.0002</b>		0.2650		<b>0.0000</b>		<b>0.0509</b>	
	Annelida	0.4403	0.0180	0.1530	0.0124	0.1163	0.0087	0.8754	0.0005
	Chironomidae	0.8674	0.0021	0.4010	0.0322	<b>0.0002</b>	<b>0.0962</b>	0.1869	0.0014
	Insecta+Entognatha	0.7802	0.0043	0.2270	0.0017	0.6236	0.0071	<b>0.0244</b>	<b>0.0653</b>
	Crustacea	0.1135	0.0544	0.1270	<b>0.0358</b>	0.5474	0.0032	0.6186	0.0026
	Bivalvia	0.4670	0.0145	0.8060	0.0048	<b>0.0515</b>	0.0010	0.6217	0.0010
	Gastropoda	<b>0.0015</b>	<b>0.1498</b>	0.3820	0.0006	0.1128	0.0344	0.2087	0.0210
R <sup>2</sup>		0.259		0.22		0.42		0.173	
AIC		100.21		-33.81%		39.76		80.82	
MACRO HÁBITAT	<i>Intercept</i>	0.2372		0.4546		<b>0.0712</b>		0.1159	
	Ripária	<b>0.0017</b>	<b>0.1589</b>	0.7966	0.0100	<b>0.0018</b>	0.0885	0.1181	<b>0.0698</b>
	Emergente	<b>0.0056</b>	0.0756	0.6607	0.0266	<b>0.0092</b>	<b>0.1321</b>	0.4873	0.0175
	Flutuante	<b>0.0941</b>	0.0437	<b>0.0007</b>	<b>0.1529</b>	<b>0.0154</b>	0.0964	0.1846	0.0102
	Arroio	0.2283	0.0204	0.8913	0.0754	0.2644	0.0154	<b>0.0052</b>	0.0667
	Rio	0.4568	0.0112	0.1233	0.0121	0.2297	0.0159	0.1536	0.0156
	Guaíba	0.2114	0.0126	0.6940	0.0146	0.9904	0.0376	<b>0.0013</b>	0.0617
	Patos	0.3279	0.0061	0.6149	0.0052	<b>0.0294</b>	0.0746	<b>0.0048</b>	0.0403
	Delta	0.9947	0.0067	<b>0.0338</b>	0.0277	0.2051	0.0188	0.1333	0.0169
	Pedras	<b>0.0015</b>	0.0700	<b>0.0260</b>	0.0323	0.9563	0.0089	0.3652	0.0137
	Banco	0.3484	0.0087	0.9567	0.0063	0.3235	0.0095	0.9213	0.0015
	Pelágico	0.6568	0.0214	0.7432	0.0255	0.2832	0.0232	0.6935	0.0100
	Margem Arenosa	0.8608	0.0061	0.4847	0.0070	0.3387	0.0123	<b>0.0556</b>	0.0488
	Margem Vegetada	0.7802	0.0104	<b>0.0011</b>	0.1128	0.2875	0.0190	0.3545	0.0094
Margem	<b>0.0055</b>	0.0867	<b>0.0104</b>	0.0580	0.8882	0.0165	0.2615	0.0279	
R <sup>2</sup>		0.392		0.428		0.43		0.222	
AIC		90.31		-53.097		37.78		80.54	

**Tabela 4.** Resultado da primeira etapa de modelagem (variáveis agrupadas) com o método GAM para as espécies *C. voga*, *H. malabaricus*, *O. robustus* e *O. jenynsii*. Em negrito, as variáveis selecionadas com  $p < 0,1$  e com maior importância relativa; grifadas em cinza, as variáveis selecionadas para a segunda etapa quando a mais importante não apresentou  $p < 0,1$ . (conclusão)

Grupos	Variáveis	<i>C. voga</i>		<i>H. malabaricus</i>		<i>O. robustus</i>		<i>O. jenynsii</i>	
		p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.
MORFOMÉTRICAS	<i>Intercept</i>	<b>0.0407</b>		0.4270		<b>0.0853</b>		0.9480	
	Profundidade	0.1300	0.0414	0.3758	0.0258	<b>0.0332</b>	0.0112	<b>0.0920</b>	0.0437
	Dist. Canal	0.5692	0.0305	<b>0.0090</b>	<b>0.2807</b>	0.6812	<b>0.0165</b>	0.1880	<b>0.1226</b>
	Dist. Margem	0.2150	<b>0.0528</b>	0.7320	0.1137	0.9460	0.0073	0.8260	0.0556
R <sup>2</sup>		0.159		0.498		0.149		0.189	
AIC		92.97		-57.26		51.97		62.01	

**Tabela 5.** Resultado da primeira etapa de modelagem (variáveis agrupadas) com o método *GAM* para as espécies *A. jacuhiensis*, *A. fasciatus* e *A. pantaneiro*. Em negrito, as variáveis selecionadas com  $p < 0,1$  e com maior importância relativa; grifadas em cinza, as variáveis selecionadas para a segunda etapa quando a mais importante não apresentou  $p < 0,1$ . (continua)

Grupos	Variáveis	<i>A. jacuhiensis</i>		<i>A. fasciatus</i>		<i>A. pantaneiro</i>	
		p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.
ÁGUA	<i>Intercept</i>	0.8800		<b>0.0034</b>		0.5380	
	Temp. Água	<b>0.0978</b>	<b>0.0434</b>	<b>0.0056</b>	<b>0.1544</b>	0.3270	0.0063
	pH	0.9560	0.0009	0.4745	0.0033	0.5370	0.0363
	OD	<b>0.0475</b>	0.0104	0.4470	0.0371	0.9170	0.0012
	Clorofila A.	0.6750	0.0264	0.1102	0.0159	0.3090	0.0611
	STD	<b>0.0061</b>	0.0146	0.1542	0.0522	0.2050	0.0023
	Sól. Susp.	<b>0.0111</b>	0.0013	0.5416	0.0008	0.1310	<b>0.0731</b>
R <sup>2</sup>		0.516		0.291		0.232	
AIC		-17.66		86.02		18.37	
SEDIMENTO 1	<i>Intercept</i>	0.7450		<b>0.0947</b>		0.5160	
	Gran. 2	0.7000	0.0326	0.1632	0.0085	0.1930	<b>0.0426</b>
	Gran. 1	0.2030	0.0485	0.2674	0.0286	0.3870	0.0112
	Gran. 0,5	0.1920	0.0142	0.2457	0.0302	0.6170	0.0060
	Gran. 0,25	0.6010	0.0271	0.6374	0.0064	0.7520	0.0052
	Gran. 0,125	0.1250	<b>0.0602</b>	<b>0.0200</b>	<b>0.0308</b>	0.6480	0.0167
	Gran. 0,63	0.2610	0.0182	0.9821	0.0046	0.9170	0.0035
R <sup>2</sup>		0.174		0.157		0.032	
AIC		32.65		96.31		40.4	
SEDIMENTO 2	<i>Intercept</i>	<b>0.0002</b>		<b>0.0000</b>		0.4478	
	MedPond	<b>0.0025</b>	<b>0.1471</b>	0.3340	0.0027	<b>0.0044</b>	<b>0.1012</b>
	TMO	<b>0.0865</b>	0.0239	<b>0.0108</b>	0.0573	0.4170	0.0051
	MPOG	0.4119	0.0044	<b>0.0787</b>	0.0301	<b>0.0753</b>	0.0142
	Gran. <0,63	<b>0.0902</b>	0.0168	<b>0.0170</b>	<b>0.0675</b>	0.3123	0.0222
R <sup>2</sup>		0.352		0.192		0.235	
AIC		24.4		89.02		24.69	

**Tabela 5.** Resultado da primeira etapa de modelagem (variáveis agrupadas) com o método *GAM* para as espécies *A. jacuhiensis*, *A. fasciatus* e *A. pantaneiro*. Em negrito, as variáveis selecionadas com  $p < 0,1$  e com maior importância relativa; grifadas em cinza, as variáveis selecionadas para a segunda etapa quando a mais importante não apresentou  $p < 0,1$ . (continuação)

Grupos	Variáveis	<i>A. jacuhiensis</i>		<i>A. fasciatus</i>		<i>A. pantaneiro</i>	
		p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.
	<i>Intercept</i>	0.4747		<b>0.0005</b>		<b>0.0000</b>	
	Annelida	0.1308	0.0238	0.4412	0.0069	0.1557	0.0042
	Chironomidae	<b>0.0143</b>	<b>0.0787</b>	0.3580	0.0005	0.1726	0.0266
INVERTEBRADOS	Insecta+Entognatha	0.6690	0.0003	0.8510	0.0010	0.3456	0.0017
	Crustacea	0.9323	0.0028	0.1230	0.0188	0.1253	<b>0.0335</b>
	Bivalvia	<b>0.0227</b>	0.0217	0.2430	0.0022	0.2066	0.0011
	Gastropoda	0.1778	0.0110	0.3426	<b>0.0382</b>	<b>0.0229</b>	0.0275
R <sup>2</sup>		0.341		0.161		0.408	
AIC		24.22		100.73		18.61	
	<i>Intercept</i>	0.1099		<b>0.0165</b>		<b>0.0492</b>	
	Ripária	0.6585	0.0357	0.1647	0.0359	<b>0.0583</b>	0.0708
	Emergente	<b>0.0456</b>	0.0310	0.1173	0.0344	0.6048	0.0123
	Flutuante	<b>0.0396</b>	0.0828	0.7371	0.0095	<b>0.0218</b>	0.0683
	Arroio	<b>0.0115</b>	<b>0.2052</b>	0.9294	0.0042	0.4283	0.0366
	Rio	0.2243	0.0160	0.3735	0.0067	<b>0.0781</b>	0.0498
	Guaíba	0.1537	0.0550	0.5146	0.0058	<b>0.0004</b>	<b>0.1636</b>
MACRO HÁBITAT	Patos	0.2888	0.0128	0.1516	0.0379	<b>0.0011</b>	0.0534
	Delta	0.1840	0.0142	0.7396	0.0088	0.2554	0.0403
	Pedras	0.4298	0.0059	<b>0.0605</b>	0.0306	0.6092	0.0075
	Banco	0.8363	0.0095	0.2272	0.0323	<b>0.0580</b>	0.0108
	Pelágico	0.4736	0.0485	0.3588	0.0385	<b>0.0571</b>	0.0181
	Margem Arenosa	0.7878	0.0056	<b>0.0176</b>	<b>0.0909</b>	0.4970	0.0141
	Margem Vegetada	<b>0.0630</b>	0.0514	0.5497	0.0152	<b>0.0506</b>	0.0618
	Margem	<b>0.0236</b>	0.0912	0.7762	0.0217	<b>0.0155</b>	0.0540
R <sup>2</sup>		0.558		0.173		0.554	
AIC		0.38		99.55		0.003	

**Tabela 5.** Resultado da primeira etapa de modelagem (variáveis agrupadas) com o método *GAM* para as espécies *A. jacuhiensis*, *A. fasciatus* e *A. pantaneiro*. Em negrito, as variáveis selecionadas com  $p < 0,1$  e com maior importância relativa; grifadas em cinza, as variáveis selecionadas para a segunda etapa quando a mais importante não apresentou  $p < 0,1$ . (conclusão)

Grupos	Variáveis	<i>A. jacuhiensis</i>		<i>A. fasciatus</i>		<i>A. pantaneiro</i>	
		p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.	p	Impor. Rel.
	<i>Intercept</i>	<b>0.0000</b>		<b>0.0000</b>		<b>0.0388</b>	
MORFOMÉTRICAS	Profundidade	0.9397	0.0231	0.1368	<b>0.0570</b>	0.1990	0.0469
	Dist. Canal	<b>0.0002</b>	<b>0.3454</b>	<b>0.0153</b>	0.0037	0.8917	<b>0.0944</b>
	Dist. Margem	0.7370	0.1973	0.3834	0.0109	<b>0.0667</b>	0.0779
R <sup>2</sup>		0.539		0.327		0.353	
AIC		-3.46		76.32		-11.97	

### 3.5.2.1. *Cyphocharax voga*

Tanto no Modelo Grupos, onde se incluiu a variável com maior importância relativa e  $p < 0,1$  de cada grupo, quanto no Modelo Grupos Final, onde apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos foram mantidas, *C. voga* apresentou como representativa de sua distribuição somente a variável Ripária (Tabela 6):

**Tabela 6.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Cyphocharax voga*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<b><i>Intercept</i></b>	<b>0.0049</b>		<b>6.1E-15</b>	
OD	0.7154	0.0253		
Gran. 2 mm	0.7760	0.0094		
MPOG	0.3470	0.0393		
Gastropoda	0.0775	0.1080		
<b>Ripária</b>	<b>0.0122</b>	0.1274	<b>7.8E-04</b>	
$R^2$		0.275		0.167
AIC		90.95		98.16

Já no segundo modelo, Modelo Total, onde foram selecionadas as variáveis com maior importância relativa e  $p < 0,1$  entre todas as coletadas, as variáveis Gastropoda, OD, margem e emergente foram significativas ( $p < 0,05$ ). Quando modeladas excluindo-se as demais (Modelo Total Final), a variável emergente deixou de apresentar significância, permanecendo Gastropoda, OD e margem (Tabela 7):

**Tabela 7.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Cyphocharax voga*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

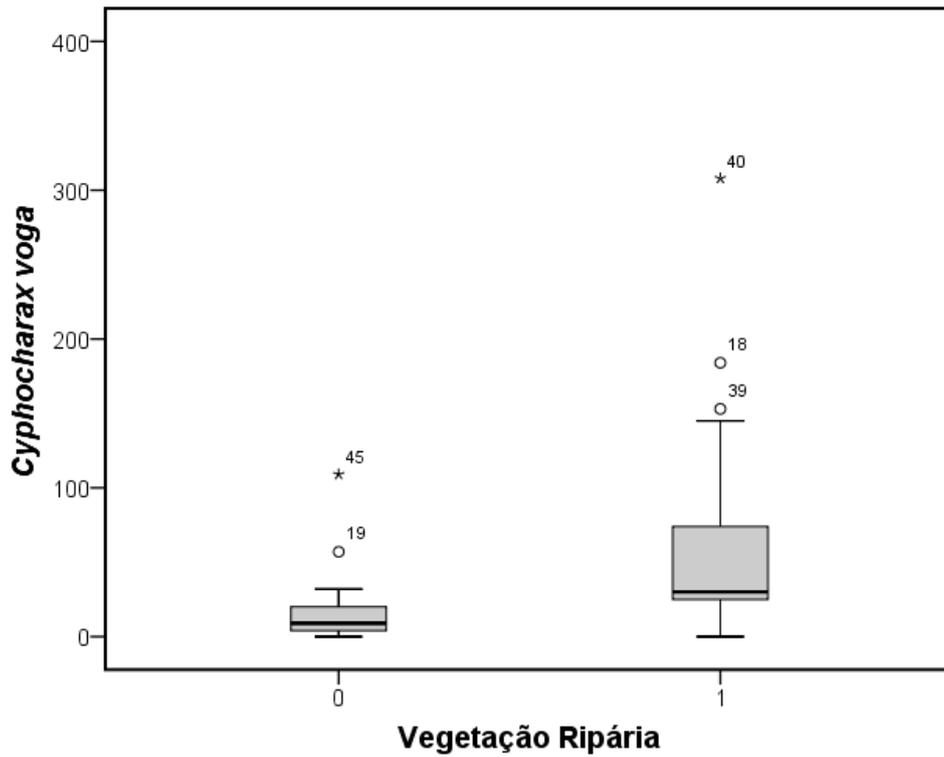
Variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final			
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>1.4E-13</b>		<b>4.0E-14</b>		<b>2.6E-14</b>	
<b>Gran. 2 mm</b>	0.1620	0.0077				
<b>Gastropoda</b>	<b>0.0056</b>	0.0726	<b>0.0060</b>	0.0851	<b>0.0011</b>	0.1010
<b>OD</b>	<b>0.0022</b>	0.0227	<b>0.0006</b>	0.0342	<b>0.0006</b>	0.0379
<b>Ripária</b>	0.1115	0.1320				
<b>Margem</b>	<b>0.0496</b>	0.0401	<b>0.0029</b>	0.0697	<b>0.0145</b>	0.0442
<b>Emergente</b>	<b>0.0215</b>	0.0442	0.0666	0.0291		
<b>R<sup>2</sup></b>	0.586		0.55		0.53	
<b>AIC</b>	70.59		74.22		76.37	

A relação entre o número de indivíduos de *C. voga* em cada ponto amostral e a variável ripária pode ser observada na Figura 32. Das 59 amostragens, 33 não apresentaram este tipo de vegetação. Nestes pontos, foram coletados de zero a 32 indivíduos de *C. voga*, com exceção dos pontos 19 e 45, com 57 e 109 espécimes, respectivamente. Já os 26 pontos com vegetação Ripária, na sua grande maioria, apresentaram entre 20 e 75 indivíduos. Destacaram-se valores extremos nos pontos 39, 18 e 40, com 153, 184 e 308 indivíduos, respectivamente.

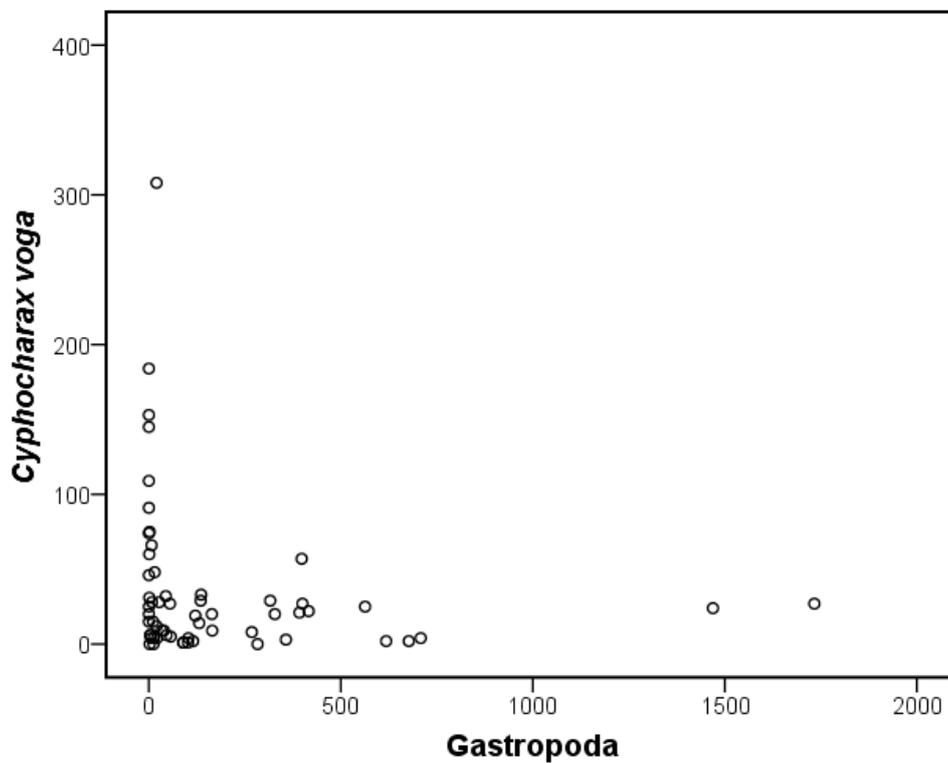
Com relação à variável Gastropoda, 10 pontos não apresentaram nenhum indivíduo desta classe. Em quatro destes, foram coletados mais de 100 indivíduos de *C. voga*. Os demais pontos variaram entre um e 708 gastrópodes. Nos dois pontos extremos, com 1.469 e 1.733 moluscos, foram coletados 24 e 27 peixes, respectivamente (Figura 33).

Quanto ao OD, os espécimes de *C. voga* se concentraram na faixa de 3,78 a 9,63 mg/L. No ponto em que foram coletados 308 indivíduos, foi registrado 5,48 mg/L (Figura 34).

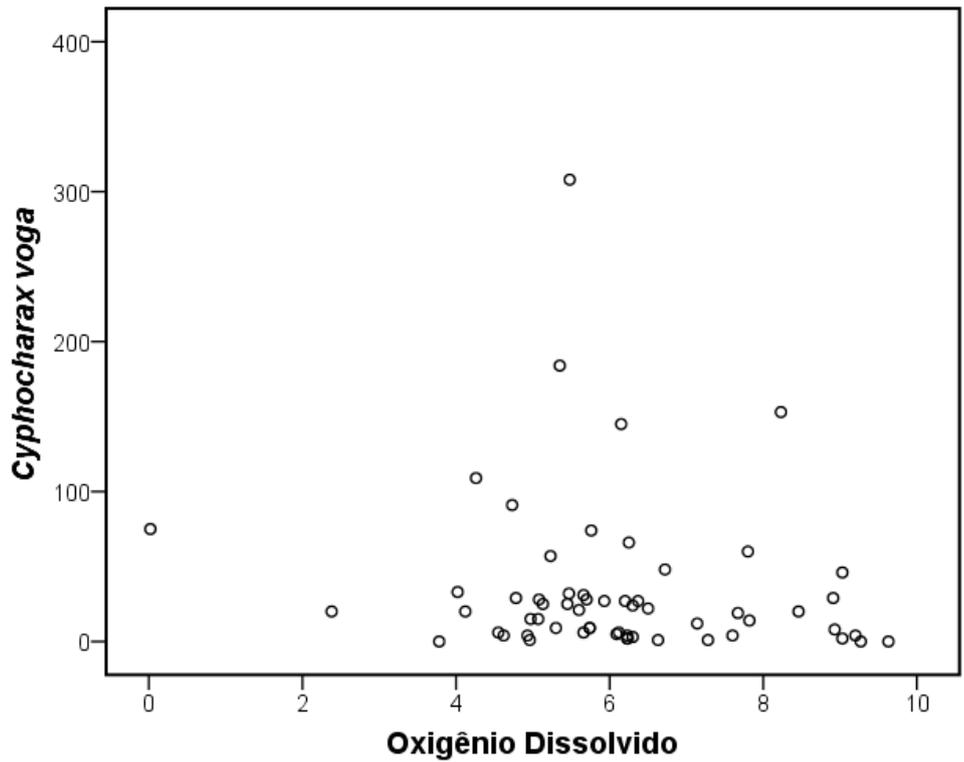
Nos 33 pontos classificados como margem, o número de indivíduos de *C. voga* variou entre zero e 308 (com a maior faixa entre quatro e 75 espécimes). Já nos 26 pontos afastados da margem, o número de peixes variou entre um e 32 indivíduos (Figura 35).



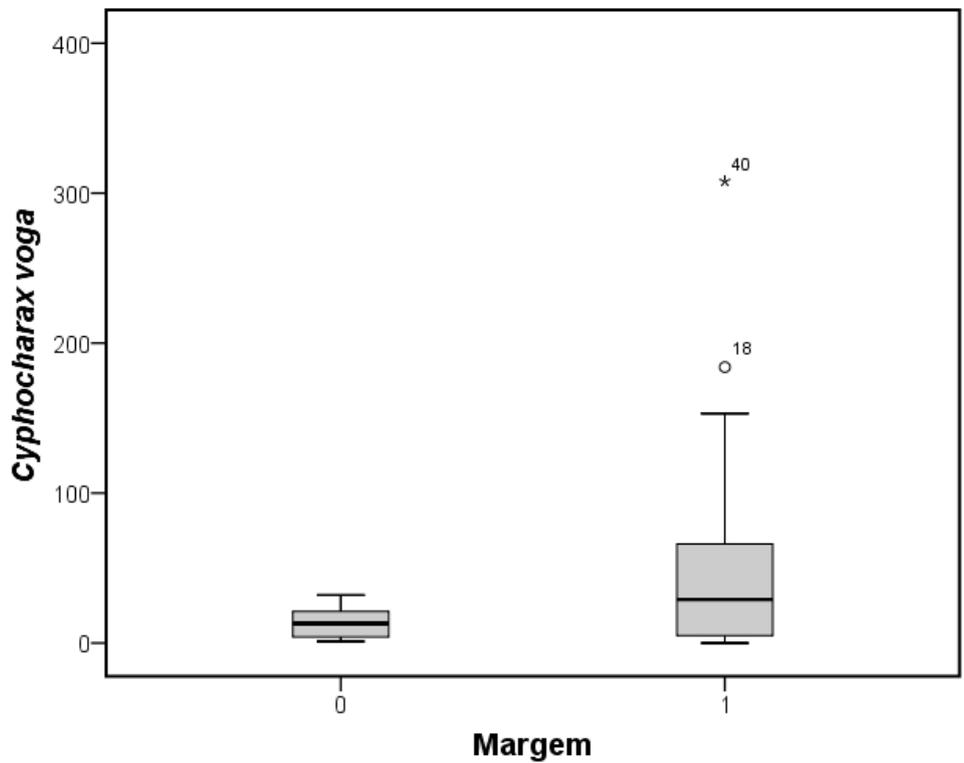
**Figura 32.** Relação entre o número de indivíduos de *Cyphocharax voga* e a variável binária ripária. Ausências (0) = 33 pontos; presenças (1) = 26 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.



**Figura 33.** Relação entre o número de indivíduos de *Cyphocharax voga* e o número de indivíduos da classe Gastropoda.



**Figura 34.** Relação entre o número de indivíduos de *Cyphocharax voga* e o oxigênio dissolvido (mg/L).



**Figura 35.** Relação entre o número de indivíduos de *Cyphocharax voga* e a variável binária margem. Ausências (0) = 26 pontos; presenças (1) = 33 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.

### 3.5.2.2. *Astyanax* sp. aff. *fasciatus*

Como resultado da modelagem com uma variável de cada grupo da primeira etapa, as variáveis granulometria 0,125 mm, margem arenosa e distância do canal permaneceram significativas ( $p < 0,05$ ) (Tabela 8):

**Tabela 8.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Astyanax* sp. aff. *fasciatus*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>3E-11</b>		<b>3.5E-11</b>	
Temp. Água	0.0948	0.1208		
<b>Gran. 0.125 mm</b>	<b>0.0069</b>	0.0078	<b>0.0113</b>	0.0092
<b>Gran. &lt;0.63 mm</b>	0.1437	0.0066		
<b>Margem Arenosa</b>	<b>0.0021</b>	0.1047	<b>0.0027</b>	0.1239
<b>Dist. Canal</b>	<b>0.0436</b>	0.0130	<b>0.0301</b>	0.0055
$R^2$		0.594		0.463
AIC		54.24		64.82

Para o Modelo Total Final, considerou-se o TMO juntamente com as variáveis granulometria <0,63 mm e margem arenosa. Visto que a primeira perdeu sua significância, no último modelo considerou-se apenas a granulometria <0.63 mm e a margem arenosa (Tabela 9):

**Tabela 9.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Astyanax sp. aff. fasciatus*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

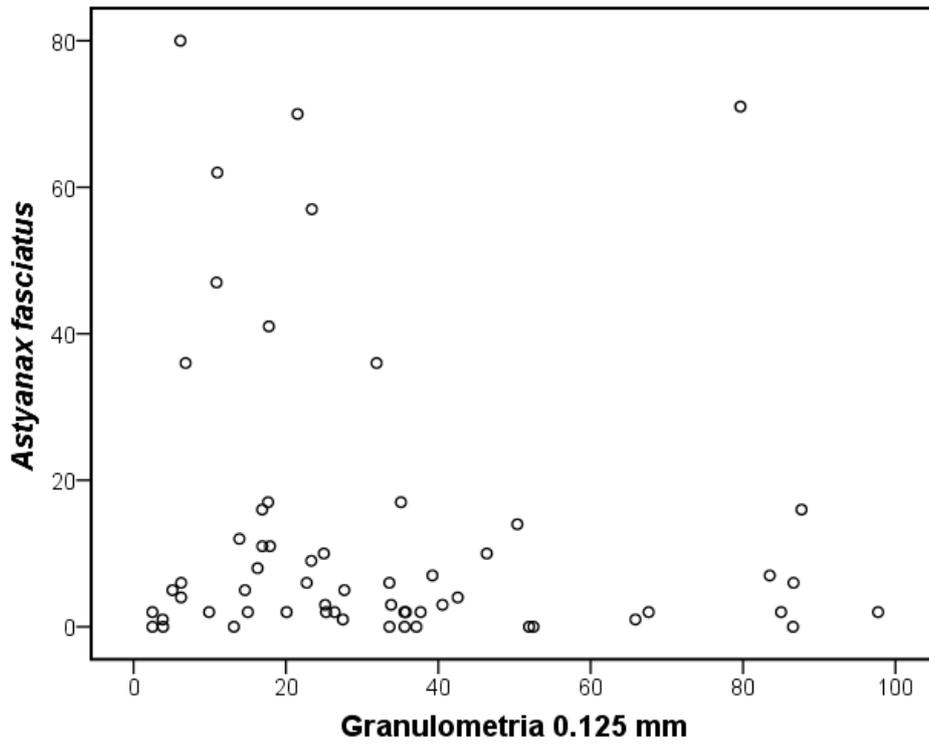
Variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final			
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	0.7199		<b>0.0000</b>		<b>1.7E-12</b>	
Temp. Água	0.1100	0.1123				
TMO	<b>0.0536</b>	0.0304	0.2010	0.0326		
Pedras	0.0950	0.0154				
Gran. <0.63 mm	<b>0.0027</b>	0.0579	<b>0.0093</b>	0.0545	<b>0.0154</b>	0.0242
Margem Arenosa	<b>0.0037</b>	0.0826	<b>0.0037</b>	0.0788	<b>0.0011</b>	0.0861
Gran. 0.125 mm	0.0677	0.0050				
$R^2$	0.491		0.314		0.304	
AIC	71.63		85.76		85.78	

Grande parte dos indivíduos de *A. sp. aff. fasciatus* foi coletada em pontos que apresentaram desde as menores quantidades da fração granulométrica 0,125 mm até cerca de 40 g (33,33% do total de sedimento amostrado). Dos nove pontos com mais de 65 g (54,16% do total de sedimento amostrado), oito apresentaram entre zero e 16 indivíduos; enquanto um apresentou 71 peixes da espécie (Figuras 36).

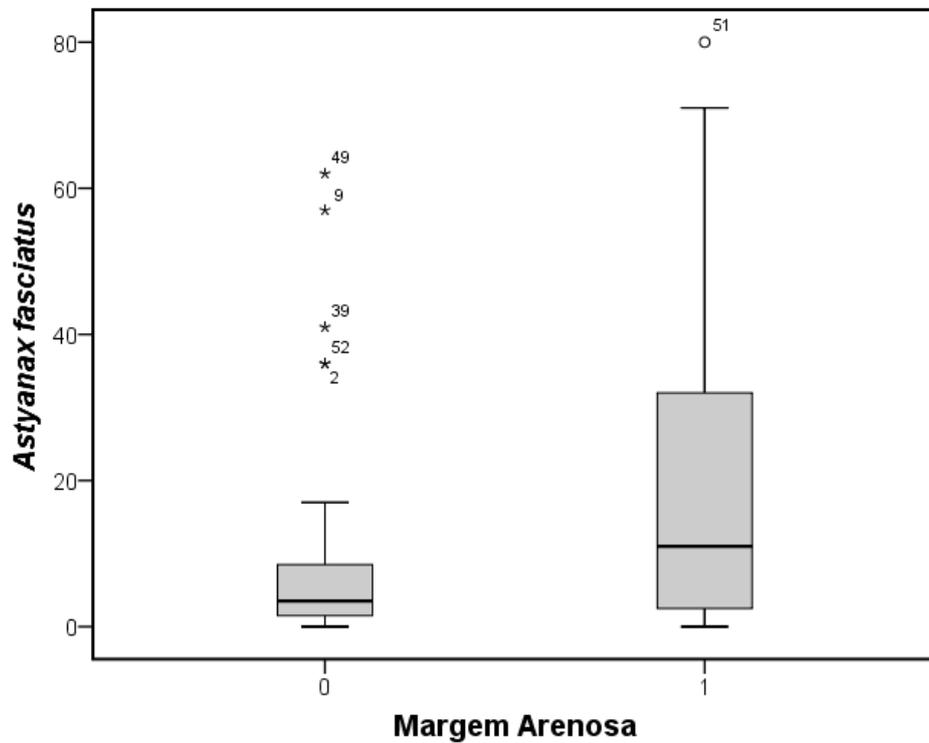
Na Figura 37, tanto nos 44 pontos sem margem arenosa, quanto nos 15 pontos que continham esta variável, foram coletados, na sua grande maioria, entre zero e 17 indivíduos. Os cinco pontos sem areia na margem com valores mais elevados apresentaram entre 36 e 62 espécimes. No caso do ponto extremo com margem arenosa, foram capturados 80 peixes.

A maior parte dos indivíduos de *A. sp. aff. fasciatus* foi coletada em pontos com menos de 7.500 m de distância de qualquer canal próximo. Os três pontos mais afastados apresentaram zero (em dois casos) ou seis indivíduos (Figura 38).

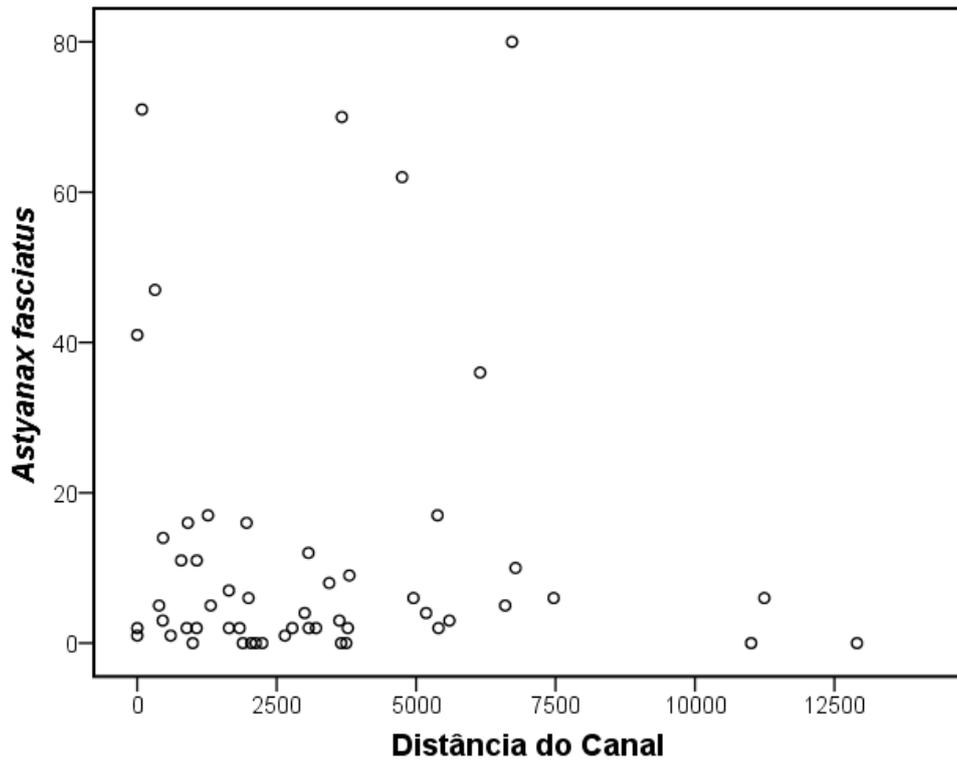
Quanto à fração granulométrica <0,63 mm, em 46 dos 59 pontos amostrados, os indivíduos de *A. sp. aff. fasciatus* estiveram relacionados a menos de 12 g desta fração (10% do total de sedimento amostrado). Dos 748 peixes coletados, 211 foram encontrados em regiões com mais de 21 g de silte/argila (17,5% do total de sedimento amostrado) (Figura 39).



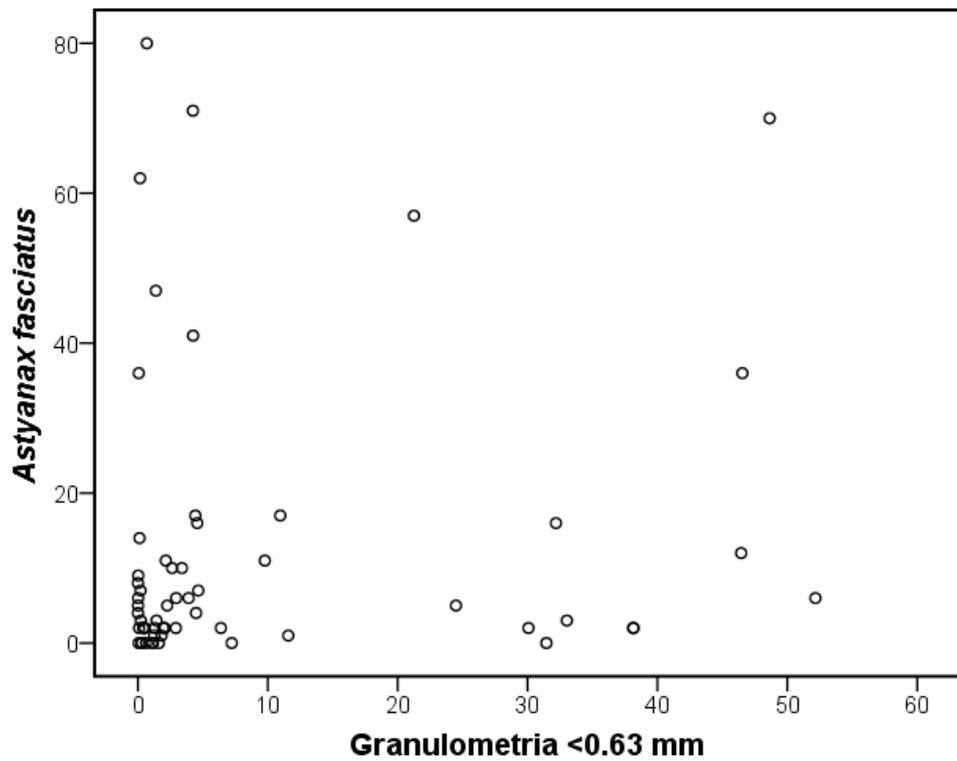
**Figura 36.** Relação entre o número de indivíduos de *Astyanax* sp. aff. *fasciatus* e a granulometria 0,125 mm (gramas).



**Figura 37.** Relação entre o número de indivíduos de *Astyanax* sp. aff. *fasciatus* e a variável binária margem arenosa. Ausências (0) = 44 pontos; presenças (1) = 15 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.



**Figura 38.** Relação entre o número de indivíduos de *Astyanax sp. aff. fasciatus* e a distância do canal mais próximo (metros).



### 3.5.2.3. *Oligosarcus jenynsii*

Da união de uma variável de cada grupo da primeira etapa (Modelo Grupos), apenas a temperatura da água apresentou significância ( $p < 0,05$ ). No Modelo Grupos Final, a variável permaneceu significativa quando modelada apenas com a abundância da espécie *O. jenynsii* (Tabela 10):

**Tabela 10.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Oligosarcus jenynsii*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

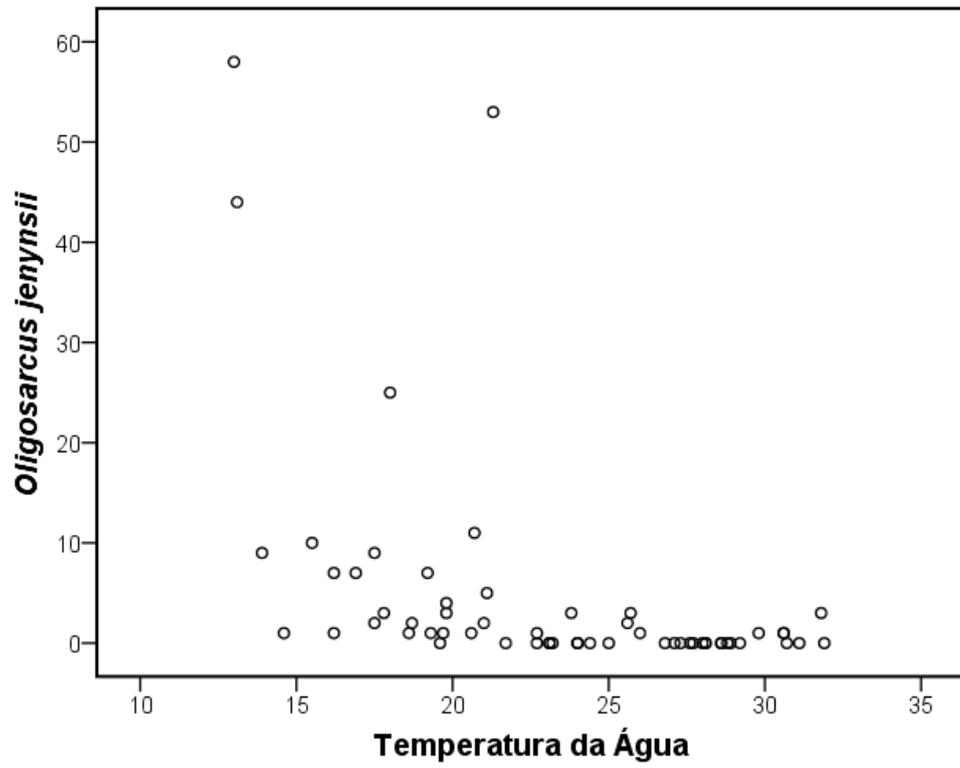
Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
Intercept	0.4540		<b>1.1E-12</b>	
<b>Temp. Água</b>	<b>0.0001</b>	0.4128	<b>8.7E-09</b>	
Gran. 1 mm	0.1628	0.0107		
MedPond	0.9850	0.0108		
Insecta + Entognatha	0.1156	0.0408		
Arroio	0.6220	0.0309		
Profundidade	0.2000	0.0099		
$R^2$		0.611		0.556
AIC		40.71		42.77

No Modelo Total e Total Final, da mesma forma que nos anteriores (Grupos e Grupos Final), apenas a variável temperatura da água permaneceu significativa (Tabela 11):

**Tabela 11.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Oligosarcus jenynsii*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0000</b>		<b>1.1E-12</b>	
<b>Temp. Água</b>	<b>0.0000</b>	0.4128	<b>8.7E-09</b>	
Margem Arenosa	0.3550	0.0271		
Guaíba	0.1810	0.0052		
Profundidade	0.0633	0.0072		
Arroio	0.4410	0.0400		
Insecta+Entognatha	0.1310	0.0416		
$R^2$		0.647		0.556
AIC		36.26		42.77

A relação entre o número de indivíduos de *O. jenynsii* em cada ponto amostral e a temperatura da água pode ser observada na Figura 40. Os pontos com mais espécimes ocorreram entre 13 e 21,3°C. Dentro desta faixa, foram coletados 267 peixes, com apenas um ponto de ausência. Posteriormente a esta temperatura, foram encontrados em cada ponto de zero a três indivíduos – 16 no total.



**Figura 40.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus jenynsii* e a temperatura da água (°C).

### 3.5.2.4. *Oligosarcus robustus*

A espécie *O. robustus* foi a que apresentou maior número de variáveis significativas na segunda etapa, sete no total. Como resultado da modelagem com uma variável de cada grupo da primeira etapa (Modelo Grupos), as variáveis granulometria 0,25 mm, Chironomidae e vegetação emergente permaneceram significativas ( $p < 0,05$ ). Da mesma forma, ocorreu em Grupos Final (Tabela 12):

**Tabela 12.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Oligosarcus robustus*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0000</b>		<b>&lt;2e-16</b>	
pH	0.3219	0.0652		
<b>Gran. 0.25</b>	<b>0.0324</b>	0.0510	<b>0.0353</b>	0.0818
<b>Chironomidae</b>	<b>0.0367</b>	0.0718	<b>0.0035</b>	0.0954
<b>Emergente</b>	<b>0.0003</b>	0.1885	<b>0.0012</b>	0.1658
Profundidade	0.0790	0.0176		
MPOG	0.1443	0.0522		
$R^2$		0.525		0.332
AIC		26.92		39.31

Nos modelos Total e Total Final, além das três variáveis significativas anteriores, ripária, pH, flutuante e Patos apresentaram  $p < 0,05$  (Tabela 13):

**Tabela 13.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Oligosarcus robustus*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0097</b>			
<b>Chironomidae</b>	<b>0.0045</b>	0.0793		
<b>Ripária</b>	<b>0.0003</b>	0.0779		
<b>Emergente</b>	<b>0.0001</b>	0.1687	<b>Igual ao Modelo Total</b>	
<b>pH</b>	<b>0.0370</b>	0.0637		
<b>Flutuante</b>	<b>0.0060</b>	0.1158		
<b>Patos</b>	<b>0.0161</b>	0.0698		
<b><math>R^2</math></b>		0.525		<b>Igual ao Modelo Total</b>
<b>AIC</b>		21.36		

Os pontos que se destacaram por maior abundância de indivíduos de *O. robustus* apresentaram de poucas até cerca de 50 g da fração granulométrica 0,25 mm (41,66% do total de sedimento coletado). Após esta faixa, foram capturados apenas 41 peixes do total de 256 da espécie (Figura 41).

Nos 18 pontos que não apresentaram nenhum indivíduo da família Chironomidae, foram coletados 108 peixes da espécie *O. robustus*. Nos outros 41 pontos, que apresentaram de um a 103 chironomídeos, foram coletados 148 peixes, tendo maior concentração em locais com até 40 espécimes de Chironomidae (Figura 42).

Do total de indivíduos de *O. robustus*, 215 foram capturados nos 37 pontos que não apresentaram vegetação emergente. Nestes locais, foram coletados de zero a 26 peixes por ponto. Já nos locais com presença desta vegetação, de zero a sete peixes por ponto (Figura 43).

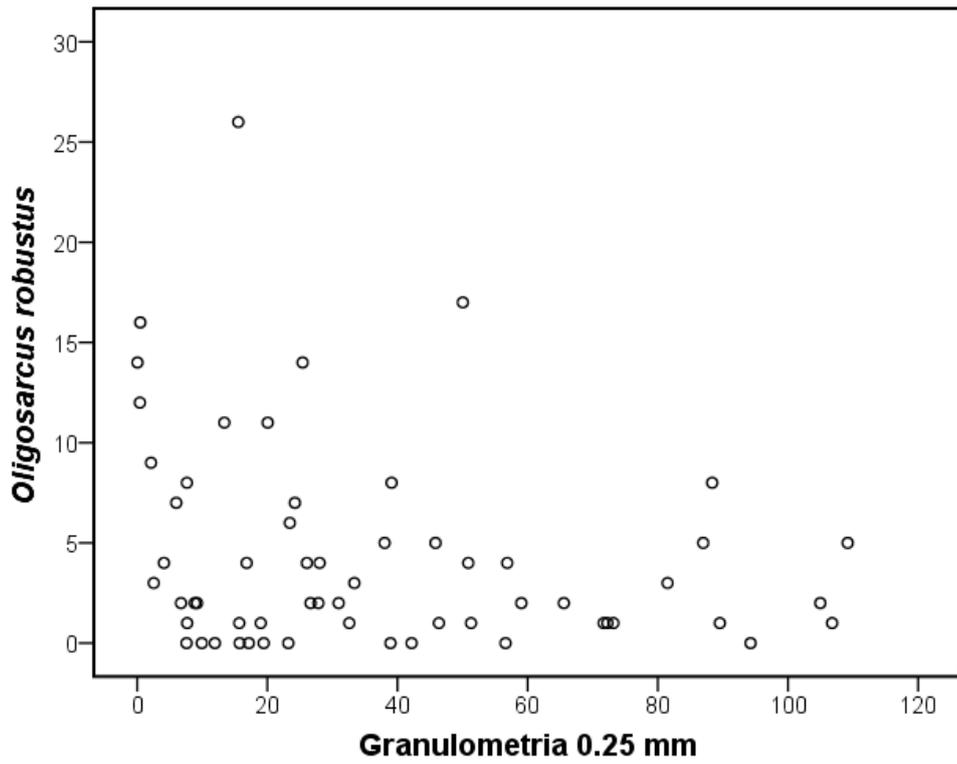
Também, os pontos com maiores abundâncias de indivíduos de *O. robustus* apresentaram pH na faixa de 6,81 a 8,15. Acima de 8,85, não foi encontrado nenhum peixe da espécie (Figura 44).

A vegetação ripária esteve presente em 33 dos 59 pontos de coleta. Nestes locais, foram capturados geralmente menos de cinco indivíduos por ponto, além de valores extremos, como 12, 16 e 17. No total, os pontos classificados como zero representaram a coleta de 123 exemplares. Já os

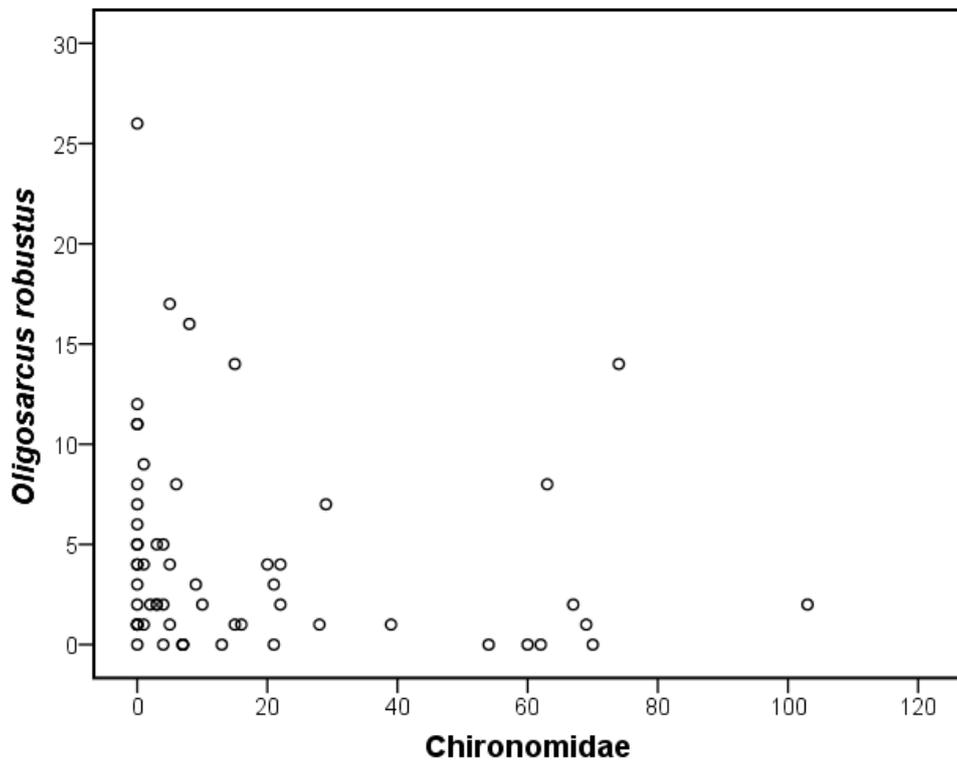
locais classificados como um, apresentaram, na grande maioria, menos de sete espécimes por ponto – exceção para o valor extremo de 26. No total, os locais com vegetação Ripária somaram 133 peixes da espécie (Figura 45).

No caso da vegetação flutuante, a maior parte dos indivíduos de *O. robustus* (248 do total de 256), foram capturados em locais sem esta variável. Nos pontos extremos, coletou-se 17 e 26 espécimes. Dos oito pontos restantes (classificados como um), cinco não apresentaram nenhum peixe. Os demais somaram oito indivíduos, sendo seis o valor superior (Figura 46).

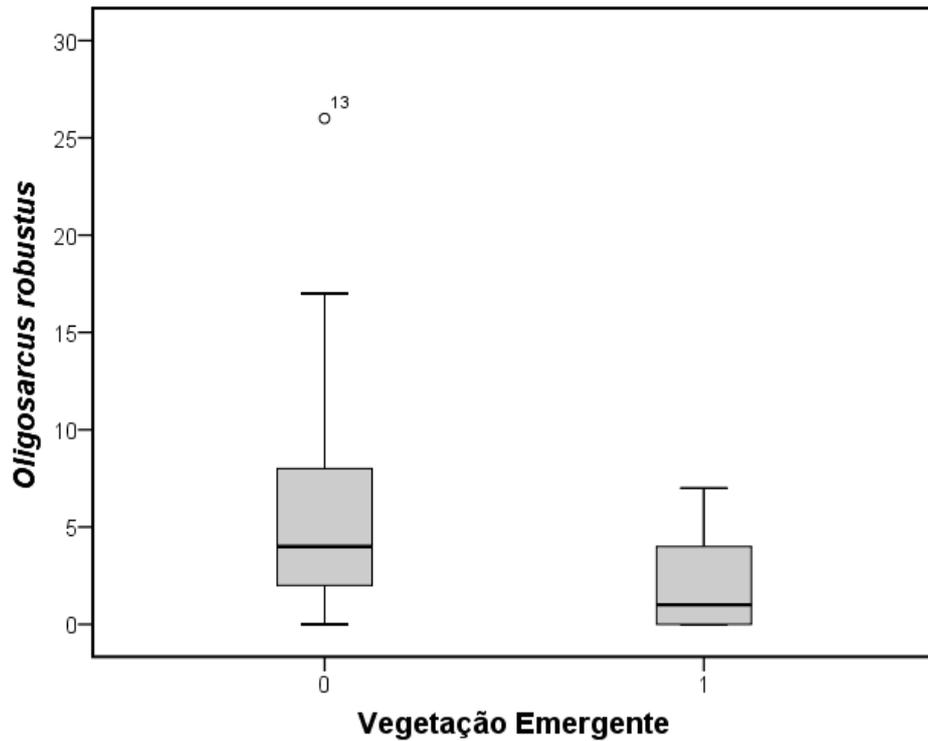
Nos 56 pontos classificados como Lago Guaíba, coletaram-se 255 indivíduos de *O. robustus*. Apenas um peixe da espécie foi coletado nos três pontos realizados na Laguna dos Patos (Figura 47).



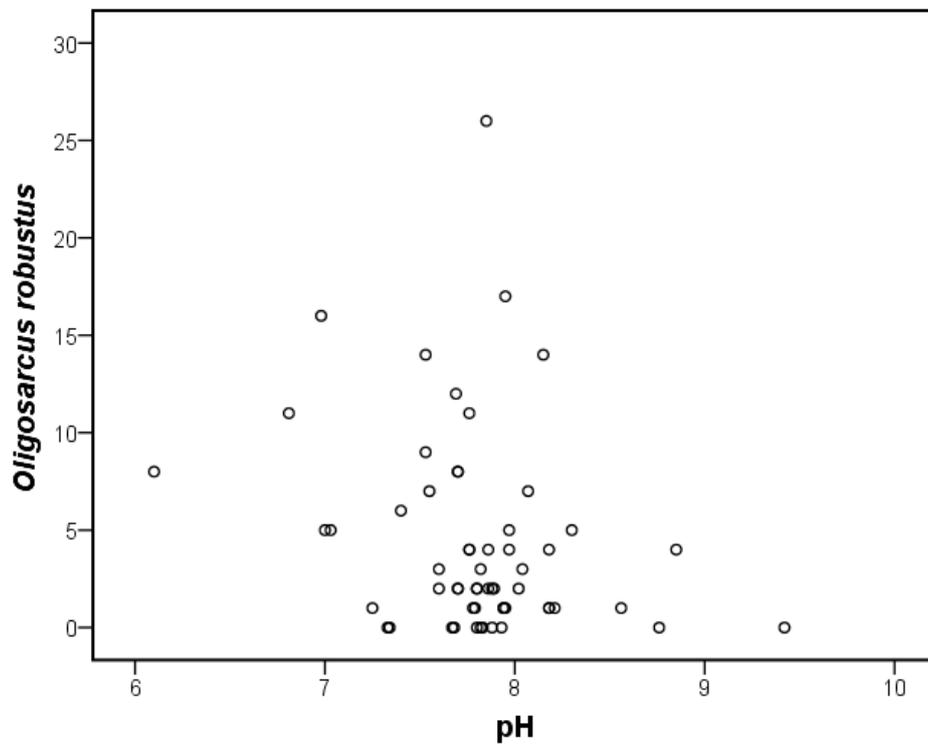
**Figura 41.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e a granulometria 0,25 mm (gramas).



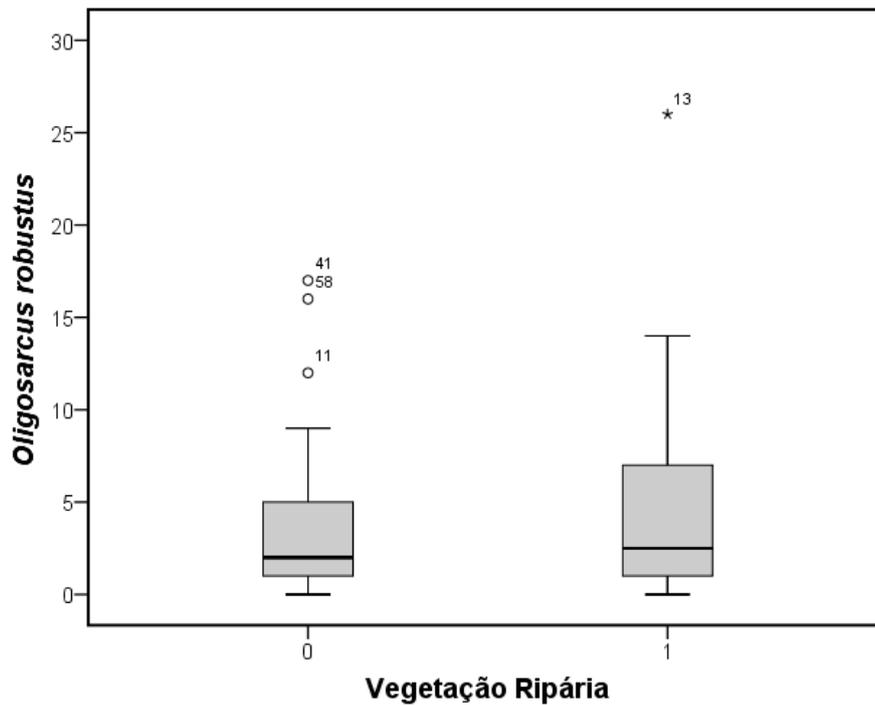
**Figura 42.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e o número de indivíduos da família Chironomidae.



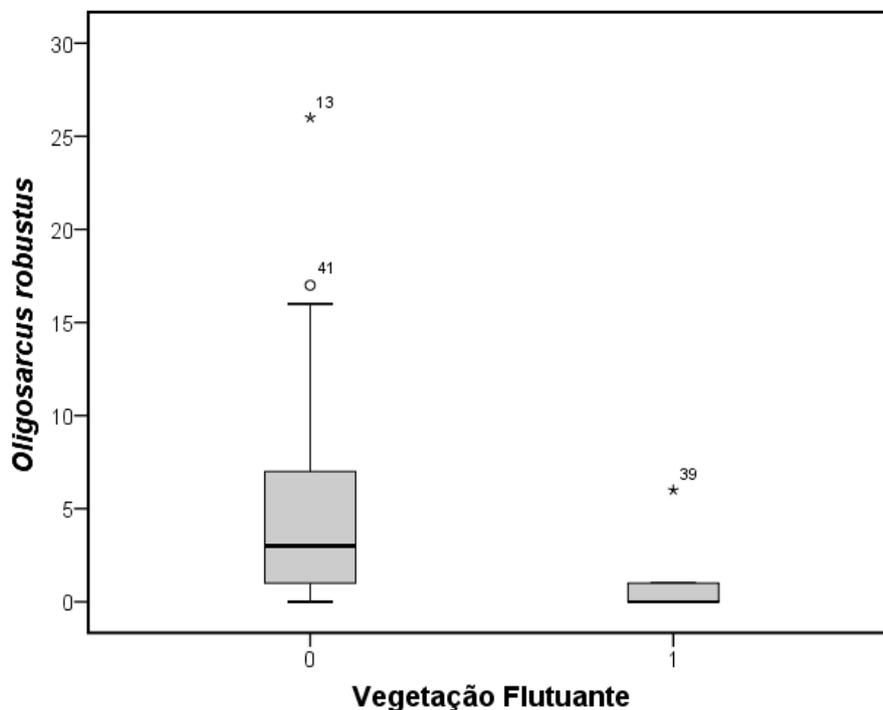
**Figura 43.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e a variável binária de vegetação emergente. Ausências (0) = 37 pontos; presenças (1) = 22 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.



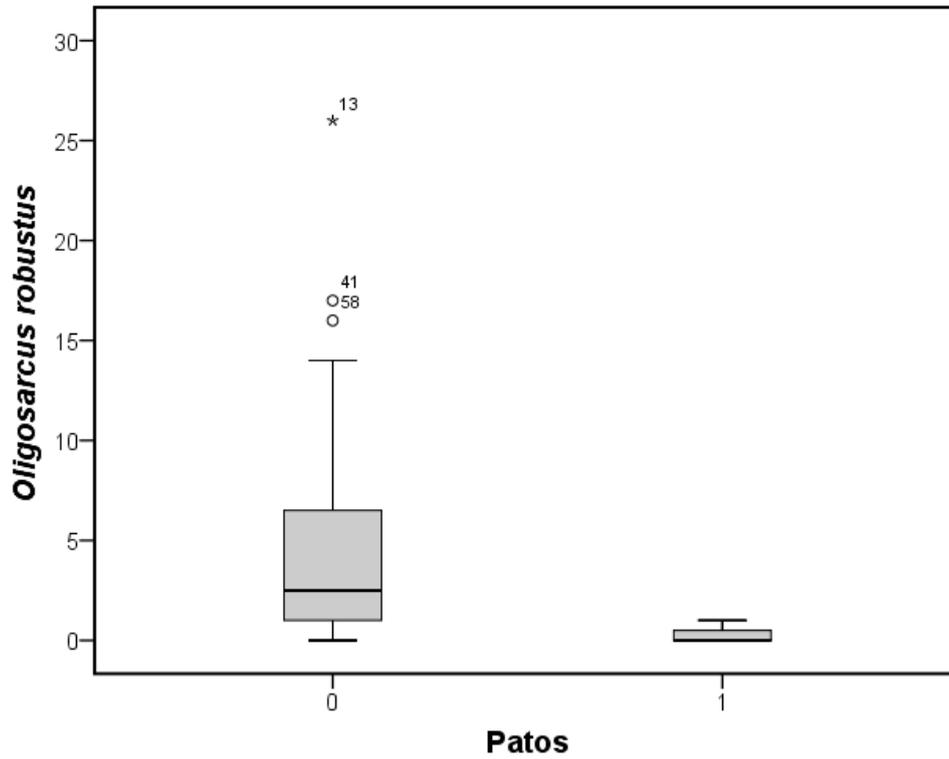
**Figura 44.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e o pH.



**Figura 45.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e a variável binária de vegetação ripária. Ausências (0) = 33 pontos; presenças (1) = 26 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.



**Figura 46.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e a variável binária de vegetação flutuante. Ausências (0) = 51 pontos; presenças (1) = 8 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.



**Figura 47.** Relação entre o número de indivíduos de *Oligosarcus robustus* e a variável binária Patos. Ausências (0) = 56 pontos; presenças (1) = 3 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.

### 3.5.2.5. *Astyanax jacuhiensis*

No Modelo Grupos, das cinco variáveis selecionadas da primeira etapa, apenas a distância do canal mais próximo permaneceu significativa ( $p < 0,05$ ) (Tabela 14).

**Tabela 14.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Astyanax jacuhiensis*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	0.5586		<b>2.7E-12</b>	
<b>Tem. Água</b>	0.4344	0.0055		
<b>MedPond</b>	0.2577	0.0529		
<b>Chironomidae</b>	0.3252	0.0290		
<b>Arroio</b>	0.0584	0.2229		
<b>Dist. Canal</b>	<b>0.0004</b>	0.3212	<b>9.0E-11</b>	
<b>R<sup>2</sup></b>		0.592		0.556
<b>AIC</b>		-8.17		-7.33

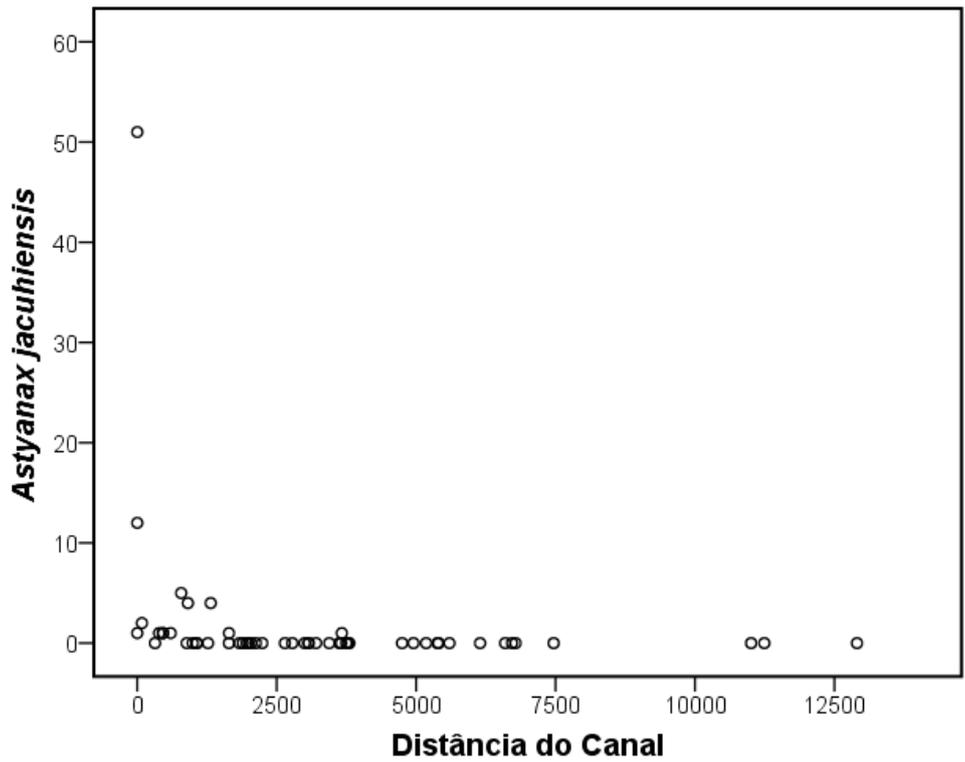
Além da variável anteriormente selecionada (distância do canal), tem-se, nos dois modelos seguintes, a variável arroio (Tabela 15).

**Tabela 15.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Astyanax jacuhiensis*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

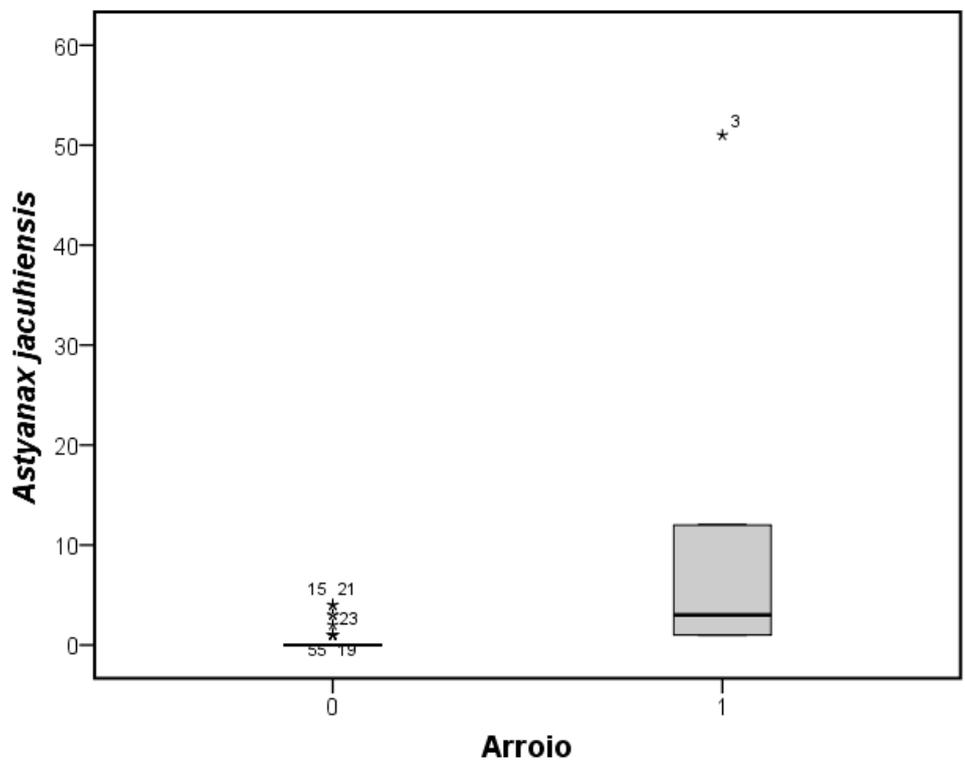
variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0287</b>		<b>3.1E-05</b>	
<b>Dist. Canal</b>	<b>0.0027</b>	0.2555	<b>8.9E-05</b>	0.3554
<b>MedPond</b>	0.3646	0.0392		
<b>Margem</b>	0.3749	0.0600		
<b>Flutuante</b>	0.8756	0.0704		
<b>Arroio</b>	<b>0.0448</b>	0.1804	<b>0.0462</b>	0.2429
<b>Chironomidae</b>	0.1460	0.0278		
<b>R<sup>2</sup></b>		0.586		0.582
<b>AIC</b>		-6.43		-9.59

A maior abundância de indivíduos de *A. jacuhiensis* foi obtida em pontos com até cerca de 1.300 m de proximidade a algum arroio. Dos 94 indivíduos capturados, apenas dois foram em locais com distâncias superiores a esta (Figura 48).

Somaram 53 os pontos coletados longe de algum arroio (classificados como zero). Nestes locais, foram capturados 23 indivíduos da espécie *A. jacuhiensis*, com amostras que variaram de zero a quatro peixes. Nos demais seis pontos, realizados dentro ou próximo à foz de algum arroio, coletaram-se de um a 12 indivíduos, além de um valor extremo (51), totalizando 71 espécimes (Figura 49).



**Figura 48.** Relação entre o número de indivíduos de *Astyanax jacuhiensis* e a distância do canal (metros).



**Figura 49.** Relação entre o número de indivíduos de *Astyanax jacuhiensis* e a variável binária arroio. Ausências (0) = 53 pontos; presenças (1) = 6 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.

### 3.5.2.6. *Acestrorhynchus pantaneiro*

Nos modelos Grupos e Grupos Final da espécie *A. pantaneiro*, duas variáveis foram significativas, MedPond e distância da margem (Tabela 16).

**Tabela 16.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Acestrorhynchus pantaneiro*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	0.1295			
<b>MedPond</b>	<b>0.0034</b>	0.1749	<b>0.0045</b>	0.1653
Gastropoda	0.0647	0.0762		
Guaíba	0.0728	0.0893		
<b>Dist. Margem</b>	<b>0.0190</b>	0.1403	<b>0.0016</b>	0.1338
$R^2$		0.535		0.517
AIC		-28.14		-26.72

No Modelo Total, a variável MedPond também apareceu como significativa, porém junto com a variável binária Guaíba. No Modelo Total Final, ambas permaneceram com  $p < 0,05$  (Tabela 17):

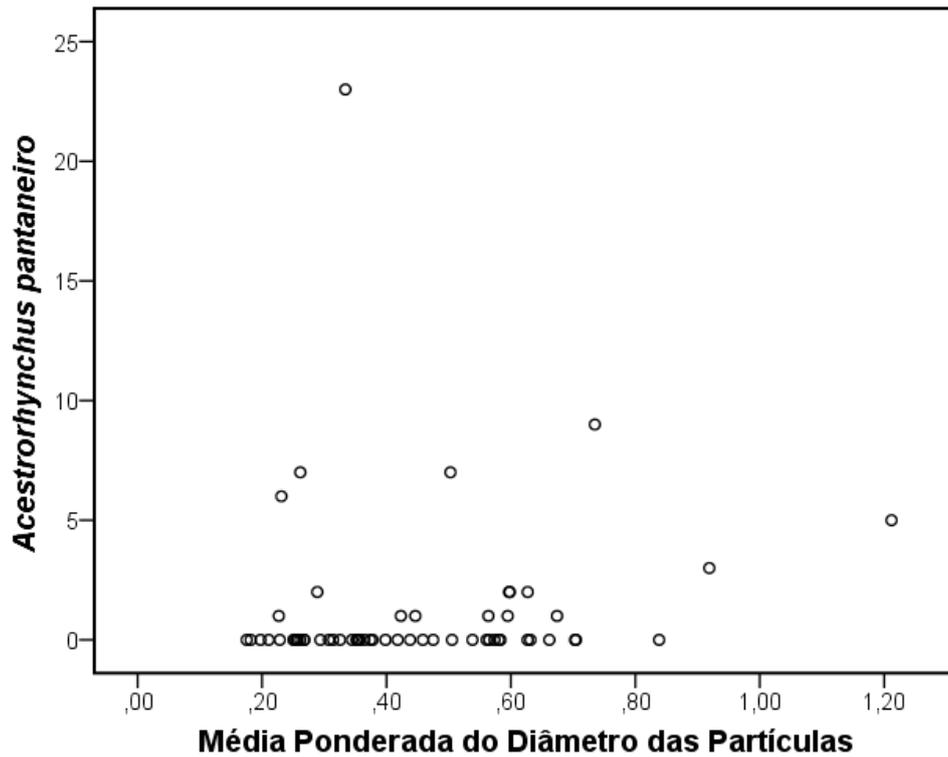
**Tabela 17.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Acestrorhynchus pantaneiro*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0008</b>		<b>0.0000</b>	
<b>Guaíba</b>	<b>0.0112</b>	0.0775	<b>0.0000</b>	0.3212
Dist. Margem	0.1573	0.0772		
Ripária	0.2629	0.0474		
Margem Vegetada	0.0980	0.0305		
Flutuante	0.8496	0.0799		
<b>MedPond</b>	<b>0.0068</b>	0.1415	<b>0.0147</b>	0.0577
$R^2$		0.431		0.412
AIC		-19.87		7.5

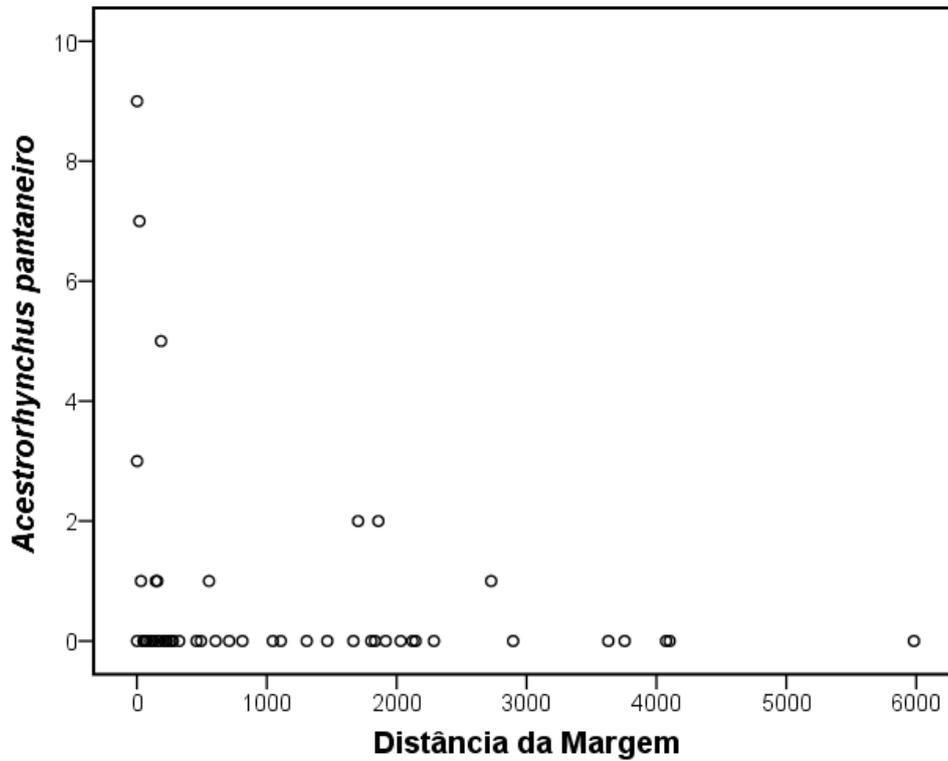
Os indivíduos de *A. pantaneiro* foram capturados em ampla faixa de média ponderada do diâmetro das partículas: entre 0,23 e 1,21 mm. O ponto com maior abundância apresentou MedPond de 0,33 mm (Figura 50).

Além disso, as maiores abundâncias desta espécie foram encontradas em pontos próximos à margem (Figura 51). O ponto com 23 peixes não entrou nesta relação por estar no Delta, sendo excluído desta variável juntamente com os demais cinco pontos na região.

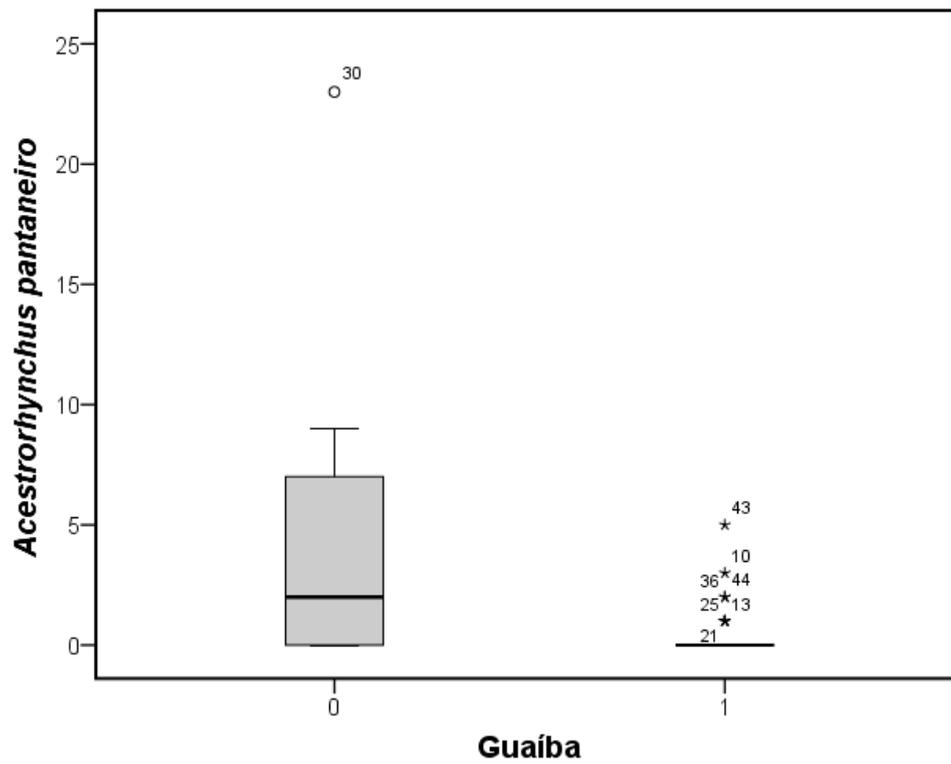
Os pontos fora do Guaíba, realizados ou na Laguna dos Patos ou na região do Delta, apresentaram 58 indivíduos de *A. pantaneiro*, com abundâncias que variaram, na maior parte, entre zero e sete indivíduos (exceção para o local com 23 peixes). Sem valores extremos de abundância, dos pontos realizados dentro do Guaíba, 38 não apresentaram nenhum indivíduo; nos oito restantes, foram capturados 16 espécimes (Figura 52).



**Figura 50.** Relação entre o número de indivíduos de *Acestorhynchus pantaneiro* e a média ponderada do diâmetro das partículas (mm).



**Figura 51.** Relação entre o número de indivíduos de *Acestorhynchus pantaneiro* e a distância da margem mais próxima (metros).



**Figura 52.** Relação entre o número de indivíduos de *Acestorhynchus pantaneiro* e a variável binária Guaíba. Ausências (0) = 13 pontos; presenças (1) = 46 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.

### 3.5.2.7. *Hoplias malabaricus*

Como resultado da modelagem com uma variável de cada grupo da primeira etapa (Modelo Grupos), as variáveis MedPond e distância do canal foram significativas. No Modelo Grupos Final, apenas com estas duas variáveis, ambas permaneceram com  $p < 0,05$  (Tabela 18).

**Tabela 18.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Grupos e Grupos Final de *Hoplias malabaricus*. O Modelo Grupos incluiu a variável com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) de cada grupo. No Modelo Grupos Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Grupos. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Grupos		Modelo Grupos Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0045</b>	0.0158	<b>0.0002</b>	
<b>OD</b>	0.1455	0.0982		
<b>MedPond</b>	<b>0.0006</b>	0.1850	<b>0.0001</b>	0.1238
<b>Flutuante</b>	0.1891	0.2266		
<b>Dist. Canal</b>	<b>0.0003</b>	0.0158	<b>0.0000</b>	0.3398
$R^2$		0.689		0.662
AIC		-83.44		-80.92

Nos modelos Total e Total Final, além das duas variáveis significativas da modelagem anterior, outras três apresentaram  $p < 0,05$ : granulometria  $< 0,63$  mm, vegetação flutuante e margem vegetada (Tabela 19).

**Tabela 19.** Valores de  $p$ , importância relativa,  $R^2$  e AIC dos Modelos Total e Total Final de *Hoplias malabaricus*. O Modelo Total incluiu as variáveis com maior importância relativa (se  $p < 0,1$ ) do total de variáveis. No Modelo Total Final, foram mantidas apenas as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ) do Modelo Total. Em negrito, as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ); grifadas em cinza, as variáveis que permaneceram significativas em ambos os modelos.

Variáveis	Modelo Total		Modelo Total Final	
	Valor p	Impor. Rel.	Valor p	Impor. Rel.
<i>Intercept</i>	<b>0.0004</b>		<b>0.0000</b>	
<b>Gran. &lt;0.63 mm</b>	<b>0.0048</b>	0.0671	<b>0.0070</b>	0.0638
<b>Dist. Canal</b>	<b>0.0100</b>	0.2002	<b>0.0002</b>	0.2301
<b>MedPond</b>	<b>0.0005</b>	0.1156	<b>0.0001</b>	0.1307
<b>Flutuante</b>	<b>0.0058</b>	0.1812	<b>0.0124</b>	0.1838
<b>Margem Vegetada</b>	<b>0.0005</b>	0.0839	<b>0.0012</b>	0.0595
<b>Margem</b>	0.1101	0.0469		
<b>R<sup>2</sup></b>		0.73		0.728
<b>AIC</b>		-90.66		-90.58

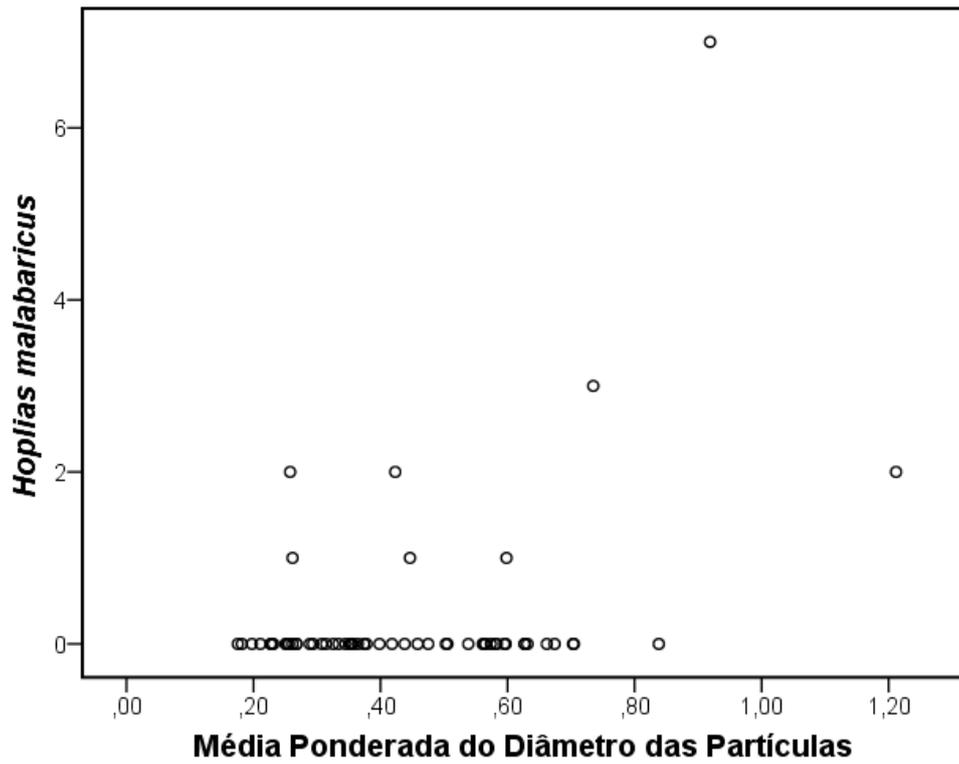
Os indivíduos de *H. malabaricus*, capturados em oito dos 56 pontos amostrais, estiveram relacionados a áreas com média ponderada do diâmetro das partículas entre 0,26 e 1,21 mm. O ponto com maior abundância, com sete indivíduos, ocorreu onde a MedPond foi 0,92 mm (Figura 53).

Com relação à distância do canal mais próximo, os indivíduos de *H. malabaricus* foram capturados em pontos distantes até cerca de 3 km (Figura 54).

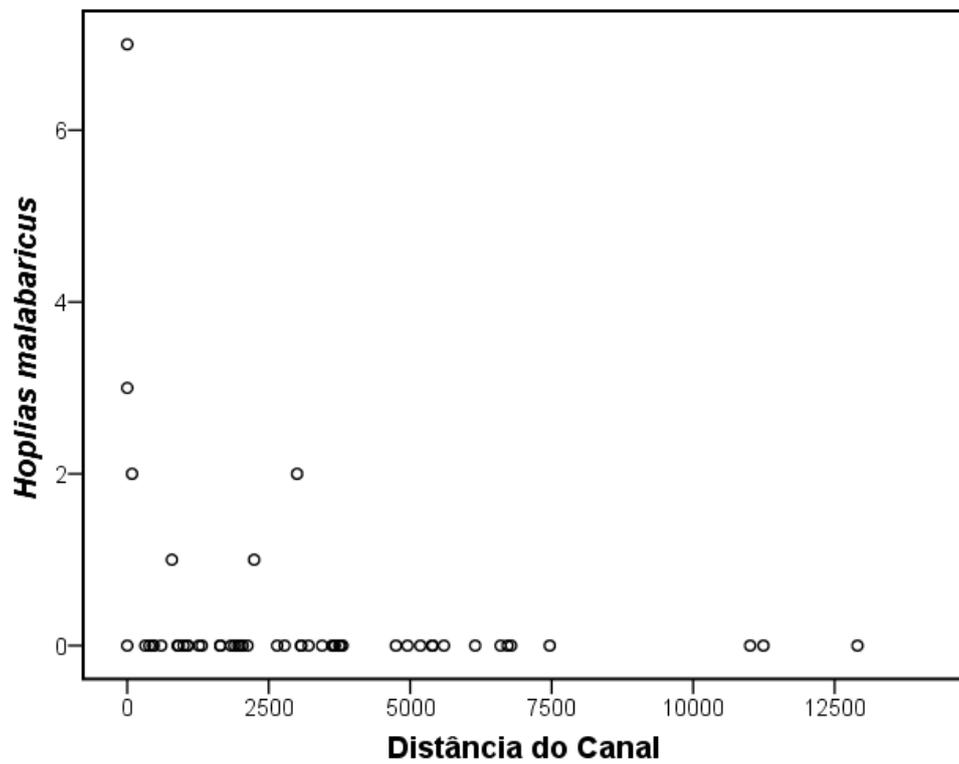
Quanto à fração granulométrica <0,63 mm, os 19 espécimes foram capturados em pontos que apresentaram até 4,65 g de silte/argila (3,87% do total de sedimento coletado) (Figura 55).

Dos 51 pontos sem vegetação flutuante, apenas quatro apresentaram indivíduos de *H. malabaricus* (seis no total). Nos pontos com este tipo de vegetação (oito), os peixes estavam ausentes na metade deles. Nos quatro restantes, foram capturados 13 indivíduos, incluído um ponto com sete representantes (Figura 56).

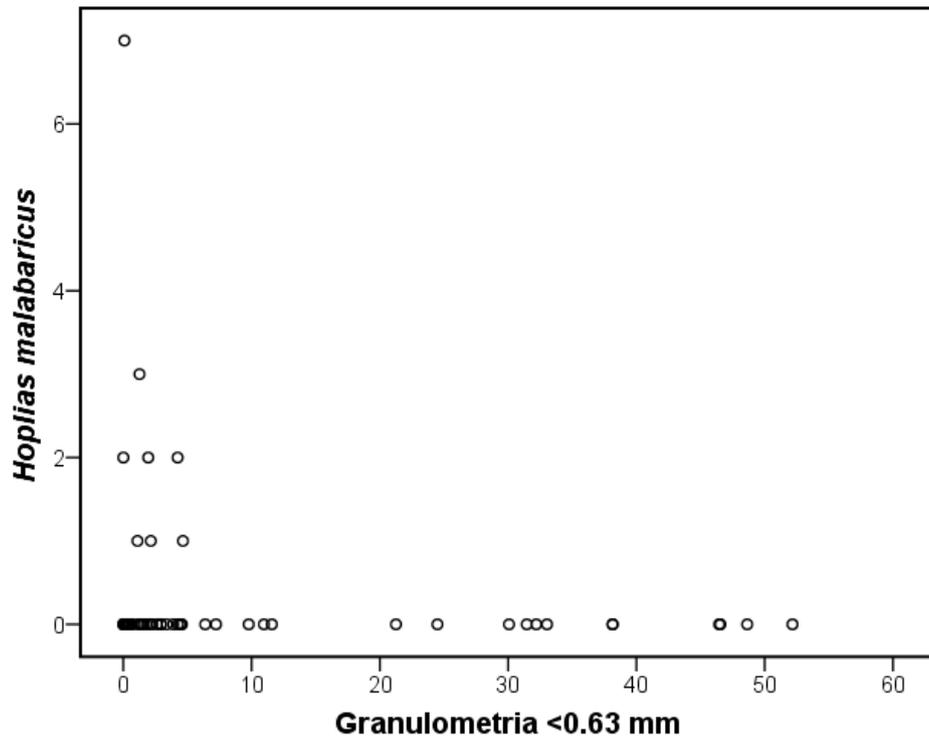
Além disso, dos oito pontos com presença de *H. malabaricus*, seis estiveram relacionados a áreas sem margem vegetada (total de 37 pontos); e dois, a áreas com esta variável (total de 22 pontos). No primeiro caso, somaram-se 16 indivíduos, enquanto que no último, apenas três (Figura 57).



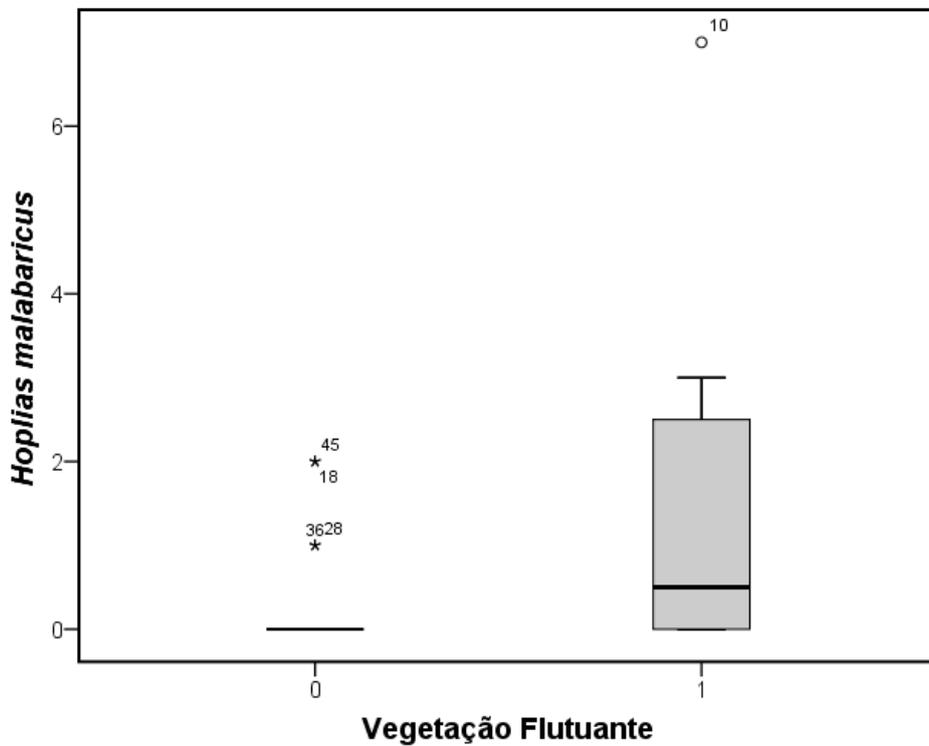
**Figura 53.** Relação entre o número de indivíduos de *Hoplias malabaricus* e a média ponderada do diâmetro das partículas (mm).



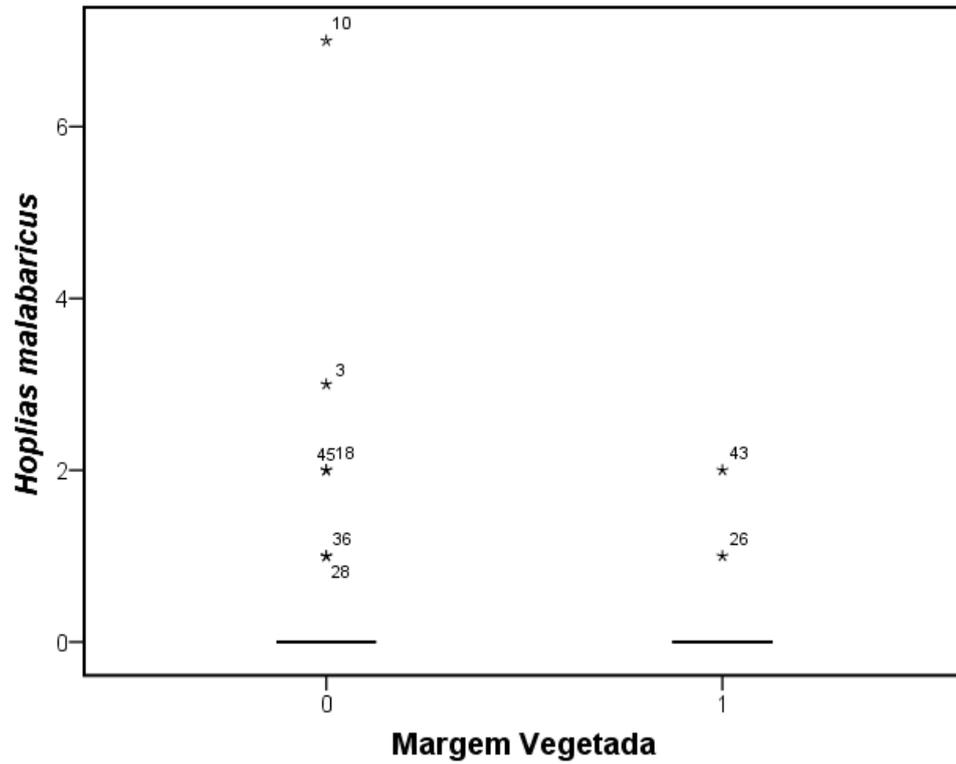
**Figura 54.** Relação entre o número de indivíduos de *Hoplias malabaricus* e a distância do canal mais próximo (metros).



**Figura 55.** Relação entre o número de indivíduos de *Hoplias malabaricus* e a granulometria <0,63 mm (gramas).



**Figura 56.** Relação entre o número de indivíduos de *Hoplias malabaricus* e a variável binária de vegetação flutuante. Ausências (0) = 51 pontos; presenças (1) = 8 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.



**Figura 57.** Relação entre o número de indivíduos de *Hoplias malabaricus* e a variável binária margem vegetada. Ausências (0) = 37 pontos; presenças (1) = 22 pontos. Os valores dentro do gráfico representam o número da amostragem.

#### 4. DISCUSSÃO

É indiscutível a importância de mapas preditivos para o monitoramento e previsão de mudanças temporais nas comunidades de peixes causadas por atividades humanas e/ou pela variação do clima. Com estes mapas, é possível se identificarem áreas que precisam de proteção, *hotspots* de biodiversidade, e áreas adequadas para a reintrodução de espécies raras ou ameaçadas (Joy & Death, 2004). Enquanto o dado obtido por sensoriamento remoto é usualmente modelado como um *grid* regular de células, a amostragem em campo é usualmente irregular e esparsa. A transformação dessa amostragem irregular em um *grid* regular, inferindo-se valores aos locais não amostrados, produz uma descrição mais completa da variabilidade espacial, embora traga incerteza decorrente dos processos de interpolação (Barbosa *et al.*, 2010).

Inicialmente, na busca do melhor modelo que explicasse o padrão de distribuição de cada uma das espécies, levando-se em consideração o grande número de variáveis, testou-se o Modelo Linear Generalizado (*GLM*) e ainda o modelo *Boosted Regression Trees (BRT)*. O primeiro limitou-se apenas às relações lineares entre as variáveis resposta e descritivas. O segundo, por sua robustez, não permitiu um ajuste satisfatório pelo reduzido número de coletas.

Encontraram-se, ainda, outros obstáculos durante a geração dos modelos e, conseqüentemente, durante a criação dos mapas preditivos. O *software* R Studio, utilizado para a modelagem, geração de mapas e predição, apresentou alguns aspectos limitantes. Escolhido o Modelo Aditivo Generalizado (*GAM*), pela característica não linear dos dados, além das espécies de peixes serem avaliadas em forma de abundância, foi necessária a fragmentação das variáveis coletadas em blocos de análises, devido à grande quantidade de fatores em relação a um número restrito de pontos amostrais, dificultando a avaliação da real interação entre todos os fatores bióticos e abióticos do ecossistema estudado. Além disto, não foi possível gerar mapas com a distribuição presumida das espécies. Tal limitação foi resultado da impossibilidade de produzirem-se informações mapeáveis para diversas variáveis descritoras do padrão de distribuição existente, pela sua ampla variação espacial e temporal.

Uma possibilidade para as espécies que apresentaram grande quantidade de locais com abundância zero seria a modelagem em duas etapas distintas, verificando, primeiramente, a associação entre as presenças e ausências da espécie com as co-variáveis disponíveis, e, por fim, entre a abundância e as mesmas co-variáveis. Sabe-se que a prevalência das espécies tende a melhorar a precisão dos modelos de distribuição. Alguns estudos citam de 50-100 observações de presença, ou até mesmo cerca de 30. Em geral, o ideal seria obter 20 vezes o número de variáveis, ou 40 no caso de regressão com seleção por *stepwise* (Franklin, 2009). Como algumas espécies apresentaram bem menos pontos, a modelagem foi bastante prejudicada.

O método de seleção dos pontos, primeiramente através de sorteio aleatório e posteriormente estratificado, visou à inclusão dos diferentes ambientes, representativos das diferentes condições do Lago Guaíba no tempo e espaço, ampliando, assim, a capacidade dos modelos de identificarem os condicionantes da distribuição da ictiofauna local. Caso o sorteio fosse apenas aleatório, pelo maior número de pontos nas margens, os demais ambientes ficariam subamostrados. Sabe-se que a distribuição das espécies é determinada por preditores ambientais de pequena e ampla escala, e os modelos que incluem ambos os tipos de variáveis tendem a descrever mais precisamente a distribuição das espécies avaliadas (Franklin, 2009).

Ainda que os dados coletados raramente consigam identificar o verdadeiro nicho das espécies, o maior propósito deste trabalho foi entender e caracterizar as relações entre os indivíduos da ictiofauna de Characiformes e as variáveis bióticas e abióticas avaliadas. Através de inferências ecológicas é possível se avaliar a condição do ambiente e, sobretudo, a sua qualidade atual, contribuindo para a manutenção deste hábitat que vem sofrendo constantemente com os distúrbios gerados nas margens.

Como resultado da coleta de peixes, os valores apresentados indicaram que a diversidade foi mais elevada no outono e no verão. Nestas duas estações, foram coletadas nove espécies de Characiformes, enquanto que no inverno e na primavera, foram coletadas apenas sete. Dois fatores podem estar relacionados a esta diferenciação. Primeiramente, pelo maior número de amostragens em relação ao inverno e a primavera. Além disso, a espécie *P.*

*lineatus* ocorreu apenas nas duas estações de maior diversidade; enquanto que *L. obtusidens* e *S. jacuiensis* se alternaram entre o verão e o outono, respectivamente.

*Leporinus obtusidens* é uma espécie que envolve grandes migrações em seu ciclo de vida (Bertoletti, 1985). Todos os indivíduos capturados, tanto no lago quanto no Delta, apareceram no verão, estação reprodutiva para a espécie (Oldani *et al.*, 1992). *Prochilodus lineatus*, encontrado no Delta e no Arroio Petim, também se encontra em atividade reprodutiva durante o verão, retornando após este período para se estabelecer em 'lares de alimentação', como descrito por Godoy (1975). Já *S. jacuiensis* foi coletada apenas em um ponto no Delta do Jacuí, realizado no outono. Em 2010, Flores-Lopes *et al.* também observaram *P. lineatus* e *S. jacuiensis* exclusivamente nos rios tributários.

Quanto ao número de indivíduos por espécie, padrão semelhante foi observado em 2004 na Lagoa Fortaleza (Cidreira, RS), onde, entre as espécies mais abundantes, também foram encontradas *C. voga*, *O. jenynsii* e *O. robustus* (Schifino *et al.*, 2004). Em 2010, em estudo realizado especificamente no Delta do Jacuí, *C. voga* caracterizou-se como a espécie de Characiformes mais abundante, seguida de *A. sp. aff. fasciatus* e *O. jenynsii*. (Saccol-Pereira & Fialho, 2010).

Quanto aos Macroinvertebrados, foram identificados 67.304 indivíduos pertencentes a 28 grupos taxonômicos distintos. De acordo com o trabalho realizado por Kilgour & Barton (1999), a associação entre peixes e a comunidade bentônica é sempre significativa, mesmo que os bentos sejam identificados em nível taxonômico de família ou até mesmo filo, como ocorreu neste trabalho. Segundo os autores, as identificações em nível de gênero aumentaram a força desta interação em apenas um caso. Já em relação às associações entre peixes e espécies bentônicas, nenhum caso foi observado.

Além dos táxons mais abundantes de macroinvertebrados, também foram coletados diversos indivíduos de *C. fluminea*. Sendo o segundo maior representante do grupo da classe Bivalvia, com 1.325 moluscos identificados, esta espécie tem grande importância ecológica pelo seu documentado sucesso invasivo ao redor do mundo (Cohen *et al.*, 1984). A introdução de *C. fluminea*,

de origem asiática, em diversos ecossistemas brasileiros é relatada desde o início da década de 60. Possui um perfil fisiológico, ecológico e comportamental que permite sua vida em ambientes lóticos (Mackie, 1986), preferindo áreas marginais, onde a declividade é mais suave (Mansur *et al.*, 1994). Seu comportamento invasivo permite a colonização em diferentes estruturas de hábitat. Inclusive, de acordo com Phelps (1994), grandes colônias podem até mesmo alterar a qualidade da água. Além disso, sua competência de dispersão é relacionada à sua estratégia de flutuação, comportamento desencadeado pelo estímulo do fluxo da água (Prezant & Chalermwat, 1984). Durante as amostragens, foram coletados indivíduos de *C. fluminea* em 50 dos 59 pontos amostrados, estando presentes em diferentes tipos de hábitat. Só na primavera, foram coletados 695 representantes, divididos, quase que na totalidade, entre dois pontos: um próximo à Ilha Mauá (Setor 1), e outro na Ponta da Figueira (Setor 2, margem oeste). No verão, foram coletados 392 indivíduos; 165 no outono; e 73 no inverno.

Quanto às variáveis ambientais como temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH, elas caracterizam os ambientes aquáticos e a composição da comunidade de peixes varia em resposta a estes parâmetros. Entender como as variáveis ambientais no tempo e no espaço modelam a estrutura da comunidade de peixes não faz tirar é uma importante questão para os administradores ambientais. E, para sistemas tropicais, a maneira como o ambiente influencia na comunidade de peixes ainda carece de estudos (Araújo *et al.*, 2009). Há muitos trabalhos que incluem ainda nutrientes em suas análises, entretanto é inviável medir todos os fatores que podem impactar a integridade biótica (Karr, 1981).

Diversos estudos sugerem que é possível prever o padrão espacial da riqueza das espécies de peixes com modelos empíricos baseados em um conjunto relativamente pequeno de variáveis quantificadas em escalas espaciais múltiplas (Pittman *et al.*, 2007). A título de exemplo, Alves e Fontoura (2009) obtiveram resultados com alto nível de confiança utilizando apenas duas variáveis ambientais (altitude e área da bacia de drenagem) para a predição de ocorrência de espécies migradoras em rios.

Antes de serem agrupadas, todas as variáveis abióticas coletadas foram analisadas quanto ao perfil observado nos 59 pontos amostrais, sendo possível identificarem-se padrões coerentes com a literatura.

A clorofila alfa, em comparação às demais estações, apresentou no inverno as concentrações mais baixas, fator observado também em diversas lagoas do Estado (Pedrozo & Rocha, 2007). Os valores mais altos foram registrados no outono (0,0171 ppm) e na primavera (0,0109 ppm), provavelmente por episódios de alta produtividade fitoplantônica.

Quanto à granulometria, MedPond e percentagem de areia, o fato de o Lago Guaíba apresentar sedimento mais grosso em sua constituição de fundo está de acordo com o que foi descrito por Asmus (1998). Segundo o autor, a planície costeira do Rio Grande do Sul apresenta um alto nível de precipitação pluviométrica, sendo responsável por um transporte considerável de silte e argila de várias fontes da vasta bacia de drenagem para a região estuarina – última unidade biológica à jusante da Laguna dos Patos. De acordo com o mapa da média ponderada do diâmetro das partículas (Figura 29), a maior deposição de sedimento fino ocorre na zona de transição entre o lago e a laguna, onde há um afunilamento do corpo hídrico. Contudo, padrão divergente foi observado por Bachi *et al.* (2000), onde o sedimento fino ocorreu, prioritariamente, a partir da isóbata de 3 m. Entretanto, entre a linha de praia e esta profundidade, o fundo caracterizou-se pela presença de sedimentos arenosos sem cobertura de sedimentos finos.

O perfil de oxigênio, juntamente com a temperatura, tem sido muito utilizado para modelar aspectos qualitativos do hábitat de peixes, como impactos de mudanças climáticas e determinação de hábitat para a reprodução (Dillon *et al.*, 2003). O oxigênio é um dos gases mais importantes para a caracterização de ecossistemas aquáticos. Suas principais fontes são a atmosfera e a fotossíntese, enquanto que a sua redução pode ser causada pela oxidação da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e oxidação de íons. Além de estar ligada diretamente à temperatura, também está vinculada às variações de pressão: quanto maior a temperatura, menor solubilidade do oxigênio; porém, quanto maior a pressão, maior a solubilidade. Vários lagos da América do Sul são classificados como

heterotróficos (respiração maior que produção), sendo o aporte de material alóctone, principalmente nos períodos de cheia, o principal responsável por esta característica. Nestes períodos, há um aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada. Por outro lado, durante os períodos de estiagem, os valores de oxigênio tendem a subir, pois há um aumento da taxa fotossintética do fitoplâncton e a redução da matéria orgânica (Esteves, 2011). Os valores baixos observados durante o verão, também foram registrados em lagoas costeiras do Estado por Pedrozo & Rocha (2007). Além das altas temperaturas, que reduzem a solubilidade do gás na água, o lançamento de esgotos domésticos e de efluentes industriais, ricos em matéria orgânica, aumenta as taxas de respiração dos organismos, elevando o CO<sub>2</sub> e a demanda de oxigênio.

O pH é outro fator muito importante para a sobrevivência dos peixes. Mudanças nesta variável são responsáveis por alterações na absorção de minerais da água. A exposição a baixos valores de pH aumenta o efluxo de Na<sup>+</sup> pelas brânquias (Gonzales, 1996). Já em águas alcalinas, um dos principais problemas é a inibição da excreção da amônia, além de outras trocas branquiais (Wood, 2001). Segundo Esteves (2011), o pH mais elevado durante o dia está relacionado à atividade fotossintética. Como foi realizada apenas uma medição durante cada amostragem, não foi possível se observar variação diária. Porém, apesar de esta relação não estar clara para os dados coletados, o valor mais alto de pH (9,42) correspondeu a um pico de concentração de clorofila alfa (0,0171 ppm).

Em relação à profundidade, foi coerente com a descrição de Lersch *et al.* (1999), não ultrapassando 3 m na maioria dos pontos – a média observada foi de 2,7 m.

Quanto à transparência Secchi, os maiores valores foram registrados no verão – igualmente por Pedrozo & Rocha em 2007. Tanto a transparência, quanto os sólidos suspensos e dissolvidos, pode refletir a influência dos ventos no sistema, apresentando maior turbidez em ambientes maiores. Os sólidos suspensos, especificamente, têm efeito indireto na vida aquática, uma vez que bloqueiam a penetração de luz, reduz o oxigênio dissolvido e induz o aumento da temperatura da água.

As medições de temperatura da água confirmaram o padrão proposto por Schwarzbald & Schäfer (1984) e Klein (1997) para a região: durante o verão, a temperatura esteve próxima dos 30°C. Porém, para a atmosfera, os valores foram ainda mais altos, com um pico de 43,8°C. A temperatura é considerada um fator limitante para uma grande variedade de processos biológicos, desde a velocidade de reações simples até a distribuição de peixes (Arana, 2004), visto que as espécies são ectotérmicas, com a temperatura corporal sendo determinada pela temperatura da água (Hanzel, 1993). Conseqüentemente, variações interferem nas taxas de crescimento e alimentação (Laevastu & Hayes, 1984).

As variáveis binárias relacionadas à vegetação também merecem destaque. Dos 59 pontos amostrados, 33 apresentaram pelo menos um dos três tipos de vegetação (ripária, emergente ou flutuante). As macrófitas, especificamente, têm grande importância dentro do ecossistema de água doce, destacando-se pela ciclagem de nutrientes, retenção de poluentes, fornecimento de matéria orgânica para diversos organismos e nutrientes para os peixes herbívoros, além de proverem locais com condições adequadas de temperatura e oxigênio em períodos de hipóxia. Diversos fatores podem afetar a dinâmica populacional das macrófitas e, conseqüentemente, dos peixes, como: morfometria do ecossistema, a velocidade da água, a temperatura e radiação subaquáticas, os nutrientes da água e do sedimento, pH, ondas, profundidade, temperatura, nutrientes N e P, condutividade, vento, tráfego de embarcações, etc (Esteves, 2011).

Quando todas estas variáveis foram reunidas em grupos para as duas etapas de modelagem, as espécies de peixes apresentaram diferentes respostas em relação a cada uma delas. Através da significância e da importância dos fatores abióticos foi possível gerar um panorama dos habitats adequados para a ictiofauna de Characiformes mais abundantes do lago. Como resultado, *O. robustus* selecionou sete variáveis, *H. malabaricus* cinco variáveis, *C. voga* e *A. sp. aff. fasciatus* quatro variáveis, *A. pantaneiro* três variáveis, *A. jacuhiensis* duas variáveis e *O. jenynsii* selecionou uma variável como significativa para explicação dos padrões de abundância.

Os resultados obtidos demonstram que *C. voga* tem preferência por regiões de margem, onde, conseqüentemente, pode haver vegetação ripária. Além disso, a espécie ocorre principalmente em áreas com mais de 4 mg/L de OD e que contenham pouco ou nenhum indivíduo da classe Gastropoda.

Para a maioria dos organismos livre natantes, como os peixes, as concentrações de oxigênio menores que 4 ppm podem causar efeitos prejudiciais ao organismo (Odum & Barret, 2008). Contudo, sabe-se que para peixes tropicais, especificamente, baixos níveis de OD raramente limitam sua distribuição, visto que evoluíram com a capacidade de tolerar esta condição (Kramer *et al.*, 1978).

A ocorrência de *C. voga* em áreas marginais pode estar relacionada ao fato de que a espécie utiliza áreas alagadas para sua desova (Koch *et al.*, 2000). Além disto, a busca por locais com vegetação se explica pelo hábito iliófago, onde os indivíduos se alimentam de algas filamentosas, além de sedimento e grãos de areia (Corrêa & Piedras, 2008). Esperava-se que a espécie apresentasse, também, como condicionante da sua distribuição, alguma variável de fração granulométrica, ou até mesmo a MedPond, o que não ocorreu.

Segundo a literatura, *C. voga* se identifica como uma espécie de ampla plasticidade, ocupando não apenas sistemas límnicos potamais, como também ritrais (Braun, 2005). Avaliando-se a Figura 5, é possível se observar um gradiente na distribuição no sentido norte-sul, com pontos de maior abundância ao norte, onde a poluição e o fluxo hídrico são mais acentuados. Contudo, não é possível afirmar que esta diferenciação seja determinante para a distribuição de *C. voga*, visto que as variáveis testadas não foram examinadas separadamente em cada um dos três setores.

*Astyanax* sp. *aff. fasciatus* foi a segunda espécie mais capturada. Durante o inverno, ou período não reprodutivo, o menor número de indivíduos capturados pode representar que a espécie ocupe uma área preferencial não coberta pelo desenho amostral, sendo o mesmo observado para os adultos nas lagoas do Casamento e Gateados, estudadas por Braun (2005).

Em se observando o mapa com a distribuição de *A. sp. aff. fasciatus* (Figura 6), é possível concluir que a espécie tem preferência por regiões de

margem, sobretudo arenosa, além de locais próximos a arroios e canais. Os dados demonstram que estes peixes optam por regiões com pouca quantidade de silte/argila (granulometria <0,63 mm) e maior quantidade de grãos espessos (granulometria 0,125 mm). Proporcionalmente, poucos indivíduos foram coletados onde se registrou a maior ocorrência de sedimento fino: entre o Lago Guaíba e a Laguna dos Patos.

A espécie *A. jacuhiensis* teve seu resultado influenciado pelos dois pontos onde foi capturado o maior número de indivíduos, ambos no Arroio Petim (Figura 9). Devido a este fato, os resultados demonstraram preferência da espécie tanto para a variável contínua distância do canal, quanto para a variável binária arroio.

Em 2010, Flores-Lopes *et al.* realizaram estudo no Lago Guaíba, considerando *A. sp. aff. fasciatus* como constante. Segundo eles, esta espécie, juntamente com *A. jacuhiensis*, foi observada nos pontos mais degradados. Para Bruschi Jr. *et al.* (2000), sendo ambas classificadas como generalistas, corroboram para a determinação de locais com qualidade da água intermediária ou baixa. Contudo, no presente estudo, observou-se que *A. sp. aff. fasciatus* se distribui ao longo de todo Guaíba, incluindo pontos com grandes abundâncias também em locais que apresentam melhor qualidade da água. *Astyanax jacuhiensis*, por outro lado, tem sua distribuição associada tanto a margens, quanto a canais – locais geralmente mais impactados. Segundo Fitzgerald *et al.* (1998), a presença desta espécie em trechos inferiores dos rios pode indicar a necessidade de estratégias de manejo e de conservação do ecossistema perturbado.

Quanto à *O. jenynsii*, uma única variável abiótica foi identificada como responsável pelo padrão de distribuição desta espécie – a temperatura da água. No Delta do Jacuí, Saccol-Pereira & Fialho (2010) observaram que este fator foi realmente o de maior influencia na distribuição da ictiofauna amostrada. O metabolismo dos peixes de água doce é dependente da aclimação à temperatura da água: seu aumento induz tanto um maior consumo de oxigênio (Debnath *et al.*, 2006), quanto a hidrólise de ATP em alguns tecidos (Lermen *et al.*, 2005). Além disso, a desova da maioria dos peixes de água doce está diretamente relacionada a esta variável (Ferraz de

Lima *et al.*, 1984). A relação entre os indivíduos de *O. jenynsii* e temperaturas amenas ficou clara na Figura 7, onde os pontos com maior número de peixes ocorreram justamente no inverno. Esta espécie, predominantemente de sistemas lóticos, apesar de não se caracterizar como espécie migratória (Vazzoler & Menezes, 1992), encontra-se em maior quantidade no Guaíba durante o inverno, ou período 'pré-primaveril', para desovar. A hipótese para a utilização de áreas lagunares como sítios reprodutivos é reforçada pelo súbito incremento da abundância de fêmeas e machos nas lagoas do Casamento e Gateados nos meses de julho e agosto (Braun, 2005). Além disso, Marques (2007) capturou centenas de indivíduos na foz do Arroio Araçá no mês de julho, proposto na literatura como um dos meses do pico reprodutivo para a espécie: julho e agosto (Nunes *et al.*, 2004). Segundo Lowe-McConnel (1999), a maioria das espécies de peixes de regiões temperadas tem seu período de reprodução na primavera/verão. Porém, antecipar a atividade reprodutiva pode ser uma estratégia relacionada à piscivoria. Desta forma, quando outras espécies estão iniciando seu desenvolvimento larval, os alevinos de *O. jenynsii* já estão mais desenvolvidos, obtendo alimento em maior abundância e diminuindo a competição com outras espécies carnívoras (Braun, 2005). Na Lagoa Fortaleza, a espécie desova no final do inverno, quando se observa o início do aumento da temperatura da água e diminuição da condutividade, causada pela maior pluviosidade e conseqüente diluição dos íons (Nunes *et al.*, 2004).

A interpretação dos resultados obtidos para *O. robustus* talvez seja a mais complexa, visto que 7 variáveis foram significativas para explicar a distribuição observada. Primeiramente, grande parte dos indivíduos prefere locais com pelo menos 42% do perfil de sedimento composto por grãos de 0,25 mm de diâmetro. Quanto à vegetação, a espécie apresentou preferência para o tipo ripária, excluindo-se os tipos emergente e flutuante (que ocorreram principalmente na margem oeste). Já em relação aos macroinvertebrados, a espécie apresentou relação negativa aos chironomídeos, estando presente em locais com poucos indivíduos desta família. Em estudo anterior, *O. robustus* também revelou grande plasticidade ecológica, sem evidências de migração durante a reprodução, que ocorre ao longo de todo ano (Braun, 2005).

Em relação aos indivíduos de *A. pantaneiro*, o ponto que apresentou maior quantidade de peixes desta espécie ocorreu no Delta, o que justifica sua preferência para regiões classificadas como zero para o Guaíba e classificadas como um para margens. Além disto, sua distribuição, que foi voltada para a margem oeste, abrange juntamente com a região do Delta, uma ampla faixa de frações granulométricas, fato evidenciado na Figura 50.

*Hoplias malabaricus* foi a última espécie analisada. Apesar de terem sido coletados apenas 19 indivíduos, as variáveis significativas para explicar a distribuição da espécie em questão apresentam coerência com a literatura. A 'traíra' é comumente encontrada em áreas de banhados, sobretudo em associação à vegetação aquática, onde se alimentam de insetos, crustáceos e peixes, além de pequenos vertebrados (Malabarba *et al.*, 2013). A preferência por locais não muito distantes de canais ou arroios é evidenciada por um dos pontos realizado no Arroio Petim, onde foram coletados sete indivíduos. Além disso, os pontos com presença da espécie apresentaram pouco sedimento fino (aqui representado pelo silte/argila, ou granulometria <0,63 mm). Mesmo que a margem oeste presente, em geral, tal sedimento, os pontos onde foram encontradas traíras apresentaram partículas de espessura média. O padrão comportamental da espécie, onde os juvenis ocupam o ambiente de forma diferenciada dos adultos, preferindo locais estruturados como bancos de macrófitas (Bialecki *et al.*, 2002), além do cuidado parental exclusivo, em que os machos se ocupam com o processo de construção de ninhos (Lowe-McConnel, 1987), pode ter influenciado na disponibilidade de indivíduos durante o processo amostral. Vazzoler (1996) considerou a espécie como sedentária e não migratória, porém Braun (2005) obteve resultados que sugeriam o deslocamento de fêmeas reprodutivas entre as lagoas do Casamento e Gateados. No presente estudo, pelo baixo número amostral, não foi possível concluir que ocorra movimento migratório.

Além de todos os dados apresentados, a importância deste estudo também resulta do caráter transicional da localização do Guaíba. O lago está situado entre as regiões continental e costeira e entre a zona temperada e tropical. A área pode ainda ser definida como um ecótono, dada à variedade de ecorregiões da porção meridional da América do Sul, que são limítrofes a esta

região. Além disso, há uma crescente preocupação com a extração de areia para fins econômicos. Isto tende a se refletir na mudança das cotas batimétricas, que, conseqüentemente, pode influenciar na dinâmica do corpo hídrico como um todo (Nicolodi, 2007).

Neste trabalho, procurou-se caracterizar a comunidade de Characiformes distribuída ao longo do Lago Guaíba. Os principais problemas deste corpo hídrico estão ligados aos trabalhos de engenharia, poluição doméstica e industrial, pesca irregular, canalização e práticas de uso da terra (Maitland, 1995). A ressuspensão do sedimento de fundo também pode incrementar os níveis de poluição em corpos d'água, visto que substâncias tóxicas agregadas aos sedimentos, principalmente fino, são lançadas na coluna d'água pelos fluxos de turbulência (Nicolodi, 2007).

Há, sem dúvida, a necessidade de uma legislação mais severa, objetivos de longo prazo, além de revisões periódicas da distribuição e status de conservação dos peixes (Maitland, 1995). Para tal, a ictiofauna, juntamente com a comunidade bentônica, pode diagnosticar a natureza dos distúrbios da área. Neste aspecto, os macroinvertebrados respondem ainda mais rapidamente, por apresentarem curto ciclo de vida (Kilgour & Barton, 1999).

Além disso, sugere-se que a vegetação, fator importante para a descrição e predição da distribuição de várias espécies, seja avaliada em forma de biomassa ou percentagem de cobertura. E, embora os fatores abióticos tenham sido tratados de maneira isolada, para que os seus efeitos sejam mais bem compreendidos ressalta-se a necessidade de avaliá-los, sempre que possível, de forma conjunta a partir de um conjunto amostral de maior amplitude. Para isto, é possível se utilizar da Análise de Componentes Principais (*PCA*), com o intuito de se reduzir o número de variáveis em uma fase exploratória, prévia à modelagem. A pré seleção de variáveis pode ainda ser baseada no conhecimento do pesquisador; e, possivelmente, deva ser definida espécie por espécie.

Por último, sugere-se que esta análise inclua como variável descritora a presença (ou abundância) das espécies mais coletadas, sendo possível se identificarem as relações interespecíficas que podem estar influenciando no padrão obtido para as demais variáveis ambientais.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, V. L. L.; RESENDE, E. K.; LIMA, M. S.; FERREIRA, C. J. A. Dieta e atividade alimentar de *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) no Pantanal do Miranda-Aquidauana, Mato Grosso do Sul. **UNIMAR**, v. 15, p. 125-141, 1993.

ALVES, T. P.; FONTOURA; N. F. Statistical Distribution Models for Migratory Fish in Jacuí Basin, South Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 647-658, 2009.

APHA. **Standard methods for the examination of water and waste-water**, 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

ARANA, L. V. **Princípios Químicos de Qualidade da Água em Aqüicultura: uma Revisão para Peixes e Camarões**, 2. ed. Florianópolis: UFSC, 2004.

ARAÚJO, F. G.; PINTO, B. C. T.; TEIXEIRA, T. P. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiologia**, v. 618, p. 89-107, 2009.

ASMUS, M. L. A. Planície Costeira e a Lagoa dos Patos. In: SELLIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J. P. (eds.). **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil**. Rio Grande: Editora Ecoscientia, 1998. P. 9-12.

BACHI, F. A.; BARBOZA, E. G.; TOLDO, E. E. Estudo da Sedimentação do Guaíba. **Ecos**, v. 17, p. 32-35, 2000.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MELACK, J. M.; GASTIL-BUHL, M.; FILHO, W. P. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. **Limnology**, v. 11, p. 155-166, 2010.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010.

BARRADAS, J. R. S.; SILVA, L. G.; HARVEY, B. C.; FONTOURA, N. F. Estimating migratory fish distribution from altitude and basin area: a case study in a large Neotropical river. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 2297-2305, 2012.

BENVENUTI, M. A.; MORESCO, A. **Guia Ilustrado de Peixes das Áreas de Banhados e Lagoas Costeiras do Extremo Sul do Brasil**. Pelotas: ABRH, 2005.

BERTOLETTI, J. J. Aspectos sistemáticos e biológicos da ictiofauna do Rio Uruguai. **Veritas**, v. 30, n. 117, p. 93-127, 1985.

BIALETZKI, A.; NAKATANI, K.; SANCHES, P. V.; BAUMGARTNER, G. Spatial and temporal distribution of larvae and juveniles of *Hoplias* aff. *malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 211-222, 2002.

BÖHLKE, J. E.; WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A. Estado atual da sistemática de peixes de água doce na América do Sul. **Acta Amazônica**, v. 8, p. 657-677, 1978.

BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M. L. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (eds.). **Amostragem em limnologia**. Rio de Janeiro, 2004. P. 213-230.

BRAUN, A. S. **Biologia reprodutiva e identificação do uso de lagoa marginal como sítio de reprodução para espécies dominantes da ictiofauna da Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Laguna dos Patos, RS**. Porto Alegre: PUCRS, 2005. 145 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

BRUSCHI JR, W; MALABARBA, L. R.; SILVA, J. F. P. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In: CENECO (Centro de Ecologia/UFRGS) (ed.). **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2000. P. 803-809.

BUISSON, L. **Poissons des rivieres françaises et changement climatique: Impacts sur la distribution des especes et incertitudes des projections**. Toulouse : Université de Toulouse, 2009. 282 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – L’Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, 2009.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

CECO (Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica). **Projeto Sedimentação do Complexo Guaíba**. Convênio CECO/IG/UFRGS – DVP/DEMAE. Porto Alegre: UFRGS, 1999.

CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H. C.; LEVIN, S. A. Comparing classical community models: theoretical consequences for patterns of diversity. **The American Naturalist**, v. 159, p. 1-23, 2002.

COHEN, R. R. H.; DRESLER P. V.; PHILLIPS, E. J. P.; CORY R. L. The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. **Limnology and Oceanography**, v. 29, p. 170–180, 1984.

COMITÊ LAGO GUAÍBA. Disponível em: <[http://www.comitelagogaiba.net/index.php?option=com\\_content&view=article&id=2&Itemid=15](http://www.comitelagogaiba.net/index.php?option=com_content&view=article&id=2&Itemid=15)> Acesso em: 27 out. 2014.

CORRÊA, F.; PIEDRAS, N. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 117-122, 2008.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, 2001.

DEBNATH, D.; PAL, A. K.; SAHU, N. P.; BARUAH, K.; YENGGOKPAM, S.; DAS, T.; MANUSH, S. M. Thermal tolerance and metabolic activity of yellowtail catfish *Pangasius pangasius* (Hamilton) advanced fingerlings with emphasis on their culture potential. **Aquaculture**, v. 258, p. 606-610, 2006.

DEMAE. Lago Guaíba. Disponível em: <[http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php?p\\_secao=197](http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php?p_secao=197)> Acesso em: 15 jun. 2011.

DILLON, P. J.; CLARK, B. J.; MOLOT, L. A.; & EVANS, H. E. Predicting the location of optimal habitat boundaries for lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Canadian Shield lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 959-970, 2003.

DOUGLAS, J.; HUNT, T.; ABERY, N.; ALLEN, M. Application of GIS modelling to quantify fish habitats in lakes. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 14, p. 171-174, 2009.

EATON, D. P. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água. In: CULLEN JR *et al.* (eds.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2004. P. 43-68.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVEES, F. A.; ISHII, I. H.; CAMARGO, A. F. M. Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: **Restingas: Origem, Estrutura e Processo**. Niterói: CEUFF, 1984. P. 441-452.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**, v. 8, p. 122-144, 1990.

FERRAZ DE LIMA, J. A.; BARBIERI, G.; VERANI, J. R. Período de reprodução, tamanho e idade da primeira maturação gonadal do pacu, *Colossoma mitrei*, em ambiente natural (Rio Cuiabá, Pantanal do Mato Grosso). **Anais do Simpósio Brasileiro de Aqüicultura III**. São Carlos, SP, 1984. P. 477-497.

FISHBASE. World Wide Web electronic publication. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>> Acesso em: 5 jul. 2014.

FITZGERALD, D. G.; KOTT, E.; LANNO, R. P.; DIXON, D. G. A quarter century of changes in the fish assemblages of three small streams modified by anthropogenic activities. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 6, p. 111-127, 1998.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 183-193, 2010.

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction**. New York: Cambridge University Press, 2009.

GODOY, M. P. **Peixes do Brasil: Subordem Characoidei, Bacia do rio Mogi Guassú**. Piracicaba: Franciscana, 1975.

GONZALEZ, R. J. Ion regulation in ion poor water of low pH. In: VAL, A. L.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; RANDALL, D. J. (eds.). **Physiology and biochemistry of the fishes of the Amazon**. Manaus: INPA, 1996. P. 111-121.

GUISAN, A.; EDWARDS JR, T. C.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 89-100, 2002.

HANZEL, J. R. Thermal Biology. In: Evans, D. H (ed.). **The Physiology of Fishes**. Boca Raton: CRC Press, 1993. P. 427-467.

JACKSON, M. L. R. **Soil Chemical Analysis**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1958.

JORGERSEN, S. E. State of the art of ecological modelling in limnology. **Ecological Modelling**, v. 78, p. 101-115, 1995.

JOSEPH, L. N.; FIELD, S. A.; WILCOX, C.; POSSINGHAM, H. P. Presence-absence versus abundance data monitoring threatened species. **Conservation Biology**, v. 20, p. 1679-1687, 2006.

JOY, M. K.; DEATH, R. G. Predictive modelling and spatial mapping of freshwater fish and decapod assemblages using GIS and neural networks. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 1036-1052, 2004.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27 1981.

KILGOUR, B. W.; BARTON, D. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 553-566, 1999.

KLEIN, A. H. F. Clima Regional. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. E.; CASTELLO, J. P. (eds.). **Os ecossistemas costeiros e marinhos do extremo sul do Brasil**. Rio Grande: Ecoscientia, p. 5-7, 1997.

KOCH, W. R.; MILANI, P. C.; GROSSER, K. M. **Guia Ilustrado: Peixes do Parque Delta do Jacuí**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2000.

KNIPPLING, G. W. **O Guaíba e a Lagoa dos Patos**. Porto Alegre: Gráfica e Editora Pallotti, 2002.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

KRAMER, D. L.; LINDSEY, C. C.; MOODIE, G. E. E.; STEVENS, E. D. The fishes and the aquatic environment of the central Amazon Basin, with particular reference to respiratory patterns. **Canadian Journal of Zoology**, v. 56, p. 717-725, 1978.

LAEVASTU, T.; HAYES, M. L. **Fisheries, Oceanography and Ecology**. London: Fishing New Books Ltd, 1984.

LAHM, R. A. **Estimativa de Retenção de Carbono Orgânico na Lagoa do Araçá, RS, Brasil, Através da Taxa de Sedimentação Média, Morfologia de Fundo e Padrões de Circulação Hídrica**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

LERMEN, C. L.; VIEIRA, V. L. P.; SCHETINGER, M. R. C.; LAPPE, R.; GIODA, C. R.; CRESTANI, M. R.; BALDISSEROTTO, B.; MORSCH, V. M. ATP, ADP and AMP dephosphorylation in membrane fractions of *Rhamdia quelen* exposed to different temperatures. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 31, p. 295-301, 2005.

LERSCH, E. C.; HOFFMANN, C. X.; SOARES, P. R.; STARUCK, J.; ZABADAL, J. Sistema Híbrido de Simulação para Propagação de Poluentes no Lago Guaíba. **Revista Ecos**, v. 14, p. 25-27, 1999.

LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; HORTAL, J. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. **Ecography**, v. 33, p. 03-114, 2010.

LOWE-McCONNEL, R. H. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1999.

LOWE-McCONNEL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, J. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, p. 2248-2255, 2002.

MACKIE, G. L. Adaptations of Pisidiidae (Heterodonta: Corbiculacea) to freshwater habitats. **American Malacological Bulletin**, v. 2, p. 113-124, 1986.

MAITLAND, P. S. The conservation of freshwater fish: past and present experience. **Biological Conservation**, v. 72, p. 259-270, 1995.

MALABARBA, L. R.; CARVALHO NETO, P.; BERTACO, V. A.; CARVALHO, T. P.; FERRER, J.; ARTIOLI, L. G. S. **Guia de Identificação dos Peixes da Bacia do Rio Tramandaí**. Porto Alegre: Via Sapiens, 2013.

MANSUR, M. C. D.; VALER, R. M.; AIRES, N. C. M. Distribuição e preferências ambientais dos moluscos bivalves do açude do Parque de Proteção Ambiental da COPEL, Município de Triunfo, Rio Grande do Sul. **Biociências**, v. 2, n. 1, p. 27-45, 1994.

MARCOVECCHIO, J.; FREIJE, H.; MARCO, S.; GAVIO, A.; FERRER, L.; ANDRADE, S.; BELTRAME, O.; ASTEASUAIN, R. Seasonality of hydrographic variables in a coastal lagoon: Mar Chiquita, Argentina. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, p. 335-347, 2006.

MARQUES, C. S. **Estimativa de Período Reprodutivo e Tamanho de Primeira Maturação de Espécies Dominantes da Ictiofauna da Laguna dos Patos Através do Uso Exclusivo do Índice Gonadossomático**. Porto Alegre: PUCRS, 2007. 77 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MENEZES, N. A. Implications of the distribution patterns of the species of *Oligosarcus* (Teleostei, Characidae) from Central and Southern South America. In: VANZOLINI, P. E.; HEYER W. R. (eds.). **Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns, Held 12-16 January 1987**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988. P. 295-304.

NELSON, J. S. **Fishes of the World**. 4th ed. John Wiley & Sons, Inc.: Hoboken, New Jersey, USA, 2006.

NICOLODI, J. L. **O padrão de ondas no Lago Guaíba e sua influência nos processos de sedimentação**. Porto Alegre, UFRGS, 2007. 195f. Tese (Doutorado em Ciências: Geologia Marinha) – Programa de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

NUNES, D. M.; PELLANDA, M.; HARTZ, S. M. Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *Oligosarcus robustus* na Lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia (série Zoologia)**, v. 94, n. 1, p. 5-11, 2004.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

OLDANI, N.; IWASZKIW, J.; PADÍN, O.; OTAEGUI, A. Fluctuaciones de la abundancia de peces en el Alto Paraná (Corrientes, Argentina). **Publicaciones de La Comisión Administradora del Río Uruguay**, Série Técnico-Científica, v. 1, p. 43–55, 1992.

PATTERSON, B. D. Contingency and determinism in mammalian biogeography: the role of history. **Journal of Mammalogy**, v. 80, p. 345-360, 1999.

PEDROZO, C. S.; ROCHA, O. Environmental Quality Evaluation of Lakes in the Rio Grande do Sul Coastal Plain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 673-685, 2007.

PHELPS, H. L. The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River estuary near Washington, DC. **Estuaries and Coasts**, v. 17, p. 614–621, 1994.

PITTMAN, S. J.; CHRISTENSEN, J. D.; CALDOW, C.; MENZA, C.; MONACO, M. E. Predictive mapping of fish species richness across shallow-water seascapes in the Caribbean. **Ecological Modelling**, v. 204, p. 9-21, 2007.

PREZANT, R. S.; CHALERMWAT, K. Flotation of the bivalve *Corbicula fluminea* as a means of dispersal. **Science**, v. 225, p. 1491-1493, 1984.

RAPPORT, D. J. Ecosystem health: the concept, the ISEH and the important tasks ahead. **Ecosystem Health**, v. 5, n. 2, p. 82-90, 1999.

REIS, R. E.; KULLANDER, O.; FERRARIS JR, C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

RODRIGUES, L. H. R. ; BARRADAS, J. R.; ALVES, T. P.; FONTOURA, N. F. Modelagem Estatística de Distribuição de Peixes Migradores como Subsídio ao Licenciamento de Barramentos na Bacia Camaquã, RS. **REGA**, v. 8, n. 2, p. 31-41, 2011.

SACCOL-PEREIRA, A.; FIALHO, C. D. Seasonal and diel variation in the fish assemblage of a Neotropical delta in southern Brazil. **Iheringia (Série Zoologia)**, v. 100, n. 2, p. 169-178, 2010.

SACCOL-PEREIRA, A.; MILANI, P. C. C.; FIALHO, C. B. Primeiro registro de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) no sistema da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, 2006.

SCHIFINO, L. C.; FIALHO, C. B.; VERANI, J. R. Fish Community Composition, Seasonality and Abundance in Fortaleza Lagoon, Cidreira. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 755-763, 2004.

SCHWARZBOLD, A.; SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. **Amazoniana**, v. 9, n. 1, p. 87-104, 1984.

SEHABS. Secretaria de Habitação e Saneamento. Disponível em: <<http://www.sehabs.rs.gov.br>> Acesso em: 20 ago. 2014.

SEMA. Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br>> Acesso em: 15 jun. 2014.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecossistemas de Águas Interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (eds.). **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras, 2002. P. 153-194.

VAZZOLER, A. E. A. M.; MENEZES, N. A. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627-640, 1992.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática**. Maringá, Paraná: EDUEM, 1996.

WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A.; EVERS, H-G; BURNS, J. R. Putative relationships among inseminating and externally fertilizing characids, with a description of a new genus and species of Brazilian inseminating fish bearing an anal-fin gland in males (Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 3, p. 329-360, 2005.

WEITZMAN, S. H.; VARI, R. P. Miniaturization in South American freshwater fishes; an overview and discussion. **Proceedings of the Biological Society of Washington**, v. 101, n. 2, p. 444-465, 1988.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, v. 61 (supplement A), p. 229-250, 2002.

WITT, P. B. R. **Fauna e Flora da Reserva Biológica Lami José Lutzenberger**. Porto Alegre: Secretaria Municipal do Meio Ambiente, 2013.

WOOD, C. M. Toxic response of the gill. In: Schlenk, D.; BENSON, W. H. (eds.). **Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts**. London: Taylor & Francis, 2001. P. 1-89.

ZANATA, A. M.; VARI, R. P. The family Alestidae (Ostariophysi, Characiformes): a phylogenetic analysis of a trans-Atlantic clade. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 145, p. 1-144, 2005.