

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Amanda Carolina Tolentino da Silva

**ANÁLISE DAS ANOMALIAS MORFOLÓGICAS EXTERNAS E DA
TAXOCENOSE DE PEIXES DO LAGO GUAÍBA A PARTIR DE UM
MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO**

Orientador (a): Clarice Fialho

Coorientador (a): Júlia Giora

Porto Alegre (RS)

2018

ABSTRACT

This work aimed to analyse, through the application of multivariate analyses and biotic multimetric indexes, the parameters external morphological anomalies and fish taxocenose, observed from a long term monitoring performed in a lake located in a densely populated area and highly susceptible to changes anthropogenic, lake Guaíba, in the eastern state of Rio Grande do Sul. We sought to test the relationship between these two parameters and the abiotic data available for the study areas in the lake. For this, the fish taxocenose was evaluated from ecological indexes and the abundance data were checked, with the purpose of evaluating the spatial and temporal variation, through multivariate analyses. The same procedure was performed for external morphological anomalies: their occurrence was tested for species, point and year factors. Seventy species were sampled and diversity indexes showed that the Gasômetro point was the one that registered lower lowest Richness, Diversity and Equitability and greater Dominance. The species composition varied for point and for year sampled, reflecting the characteristics of each site and also of its environmental conditions. The analyses indicated that the species sampled are more associated with the points Foz do arroio Celupa, Saco da Alemoa and Barra do Ribeiro. The variables DQO,OD conductivity and turbidity were identified as the most important in the distribution of fish species in the sampled sites (Gasômetro, Praia da Alegria and Barra do Ribeiro). No pattern was recorded for the occurrence of morphological anomalies, but 568 anomalies were recorded for 27 species, the most incident being a4, a1, D and c1 anomalies. The Gasômetro registered the majority of cases of anomalies, about 28.70% of the total recorded, being the only point to register all types of anomalies. The most affected species were *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris* and *Diapoma alburnus*. Allochthonous species, *Pachyurus bonariensis* and *Acestrorhynchus pantaneiro*, and exotic, *Oreochromis niloticus* were recorded. The results showed that lake Guaíba suffers with the intensification of anthropic activities and urban growth around it. These factors generate a loss of water quality and negatively influence the fish assemblage, both in the structure (revealed difference in the distribution of species per point sampled, the lowest association of species to points of lower environmental quality: Praia da Alegria and Gasômetro), regarding the health of these organisms, because the higher incidence of these anomalies indicated that the Gasômetro is the one with the lowest water quality, as well as the other analyses. The presence of exotic and allochthonous species was another indication of the anthropic influence in lake Guaíba.

RESUMO

Este trabalho objetivou analisar, através da aplicação de análises multivariadas e índices multimétricos bióticos, os parâmetros anomalias morfológicas externas e a taxocenose de peixes, observados a partir de um monitoramento de longo prazo realizado em um lago localizado em área densamente povoada e altamente suscetível a alterações antrópicas, o lago Guaíba, no leste do estado do Rio Grande do Sul. Buscou-se testar a relação entre estes dois parâmetros e os dados abióticos disponíveis para as áreas em estudo no lago. Para isto, a taxocenose de peixes foi avaliada a partir de índices ecológicos e os dados de abundância foram aferidos, com a finalidade de avaliar a variação espacial e temporal, por meio de análises multivariadas. O mesmo procedimento foi realizado para as anomalias morfológicas externas: sua ocorrência foi testada para os fatores espécie, ponto e ano. Foram amostradas 70 espécies e os índices de diversidade mostraram que o ponto Gasômetro foi o que registrou menor Riqueza, Diversidade e Equitabilidade e maior Dominância. A composição de espécies variou por ponto e por ano amostrado, refletindo as características de cada local e também de suas condições ambientais. As análises indicaram que as espécies amostradas estão mais associadas aos pontos Foz do arroio Celupa, Saco da Alemoa e Barra do Ribeiro. As variáveis DQO, OD, condutividade e turbidez foram identificadas como as mais importantes na distribuição de espécies de peixes nos locais amostrados (Gasômetro, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro). Não foi registrado um padrão para a ocorrência de anomalias morfológicas, mas foram registradas 568 anomalias para 27 espécies, sendo as mais incidentes as anomalias do tipo a4, a1, D e c1. O Gasômetro registrou a maior parte dos casos de anomalias, cerca de 28,70% do total registrado, sendo o único ponto a registrar todos os tipos de anomalias. As espécies mais afetadas foram *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris* e *Diapoma alburnus*. Foram registradas espécies alóctones, *Pachyurus bonariensis* e *Acestrorhynchus pantaneiro*, e exótica, *Oreochromis niloticus*. Os resultados mostraram que o lago Guaíba sofre com a intensificação das atividades antrópicas e do crescimento urbano ao seu redor. Tais fatores geram perda da qualidade das águas e influenciam negativamente a assembleia de peixes, tanto na estrutura (revelou diferença na distribuição de espécies por ponto amostrado, a menor associação de espécies aos pontos de menor qualidade ambiental: a Praia da Alegria e o Gasômetro), quanto à saúde desses organismos, pois a maior incidência destas anomalias indicou que o ponto o Gasômetro é o que possui pior qualidade da água, assim como as outras análises. A presença de espécies exótica e alóctones mostrou-se outro indicativo da influência antrópica no lago Guaíba.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento dos centros urbanos e a intensificação das atividades antrópicas têm acarretado uma série de distúrbios aos recursos hídricos, especialmente a poluição das águas doces superficiais, configurando um dos grandes problemas ambientais do mundo (Lobo *et al.*, 2002). Entre os distúrbios gerados nos corpos d'água destacam-se aqueles originados pelas atividades domésticas e industriais (Salomoni *et al.*, 2005), com o lançamento de poluentes que acabam por alterar as propriedades físicas e químicas da água e, conseqüentemente, causam a exposição de populações naturais de peixes a águas contaminadas (Schulz & Martins-Junior, 2001; Seeliger U. *et al.*, 1982).

Os lagos estão entre os ambientes aquáticos que mais têm sofrido com estas perturbações, a poluição e a deterioração desses ambientes em função das atividades antrópicas têm gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação de qualidade ambiental (Bruschi Jr. *et al.*, 2000). De tal modo que autores como Kazi *et al.* (2009), avaliaram cerca de 36 parâmetros físico-químicos coletados mensalmente ao longo de dois anos no lago Manchar, no Paquistão, a fim de avaliar a qualidade da água através de análises estatísticas multivariadas. A utilização tradicional de variáveis abióticas como meio de avaliação, é um método que vai determinar a concentração de certas substâncias no ambiente (Malabarba *et al.*, 2004), mas não é capaz de determinar efeitos cumulativos ou sinérgicos, pois possui caráter estático, como, por exemplo, uma foto, que nos traz a informação momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001; Ganasan *et al.*, 1998).

Em face disso, o uso intensivo das águas superficiais e o lançamento de efluentes nos cursos d'água não têm gerado somente escassez e perda da qualidade das águas (Bitar & Ortega, 1998), mas também têm gerado diversos danos no desenvolvimento e na saúde das populações naturais de peixes, como mutações genéticas, mudanças no comportamento, disfunções físicas, deformações físicas ou displasias, morte e câncer ou tumores (Bergman, 1985). Portanto, torna-se importante avaliar a resposta desses organismos às alterações ambientais no meio em que vivem, o que caracteriza o monitoramento biológico. Esta é uma das abordagens de avaliação da água que é cada vez mais utilizada, pois os organismos exibem respostas integradas ao seu ambiente, assim, flutuações contínuas da qualidade da

água, que podem não ser identificadas por análises de parâmetros físico-químicos, podem ser detectadas (Lobo *et al.*, 2004).

Neste contexto, uma das metodologias que vem sendo utilizadas é a detecção de anomalias morfológicas externas em peixes, por serem passíveis de medições qualitativas e/ou quantitativas podem fornecer informações precoces sobre a toxicidade e mecanismo de ação de um poluente (Meyers & Hendricks, 1985). Van de Kamp (1977), com intuito de avaliar a viabilidade do uso de deformidades vertebrais em programas de monitoramento, concluiu que, as mais altas porcentagens de deformidades ocorreram em áreas que provavelmente apresentaram maior grau de poluição. Posteriormente, outros autores como Malabarba & Goettems (1987), Adams (1990), Sindermann (1990), Flores-Lopes *et al.* (2001, 2002, 2005), Flores-Lopes & Thomaz (2011a, 2011b), Flores-Lopes & Reuss-Strenzel (2011), Schulz & Martins-Junior (2001), Malabarba *et al.* (2004), Dufech (2009) e Sun *et al.* (2009) também utilizaram a presença de anomalias morfológicas como indicadores da qualidade ambiental em programas de monitoramento. Logo, a frequência de anomalias morfológicas em peixes, representa um importante indicador da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos.

De acordo com Brushi Jr. *et al.* (2000), diversas características de uma comunidade podem se alterar em função de modificações ambientais. Frente a isso, a análise da taxocenose de peixes é também uma ferramenta muito importante para a avaliação da qualidade ambiental. Os autores Abes e Agostinho (2001), Fialho *et al.* (2008) e Matthews *et al.* (1992), salientaram que um conjunto de variáveis físicas e químicas da água, como profundidade, temperatura da água e do ar, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez e outras, influenciam a distribuição das espécies de peixes assim como a riqueza e composição das assembleias de peixes, e também estão relacionadas com as diferenças na estrutura dessas assembleias (Dufech, 2009).

A utilização de índices multimétricos bióticos é outra metodologia que visa avaliar os efeitos da poluição nas comunidades aquáticas, apresentam vantagens quando utilizados para o monitoramento da qualidade da água, pois conferem informações de efeitos ambientais prolongados (Lobo *et al.*, 2002). Eles complementam as informações físicas e químicas do ambiente, já que reúnem informações sobre vários atributos de uma comunidade biológica dentro de um número que reflete o status ecológico dela (Angermeier & Davideanu 2004; Flores-Lopes, F. *et al.*, 2010).

Além disso, a comparação entre dados atuais e históricos é outra abordagem que nos traz informações valiosas das respostas das comunidades biológicas às alterações ambientais (Paul & Meyer, 2001), desde mudanças na abundância e na riqueza, ou até mesmo, o declínio de populações, que é um efeito que pode ser observado devido aos impactos causados pelas atividades antrópicas (Nehlsen *et al.*, 1991).

Desse modo, o objetivo deste trabalho é analisar, através da aplicação de análises multivariadas e índices multimétricos bióticos, os parâmetros anomalias morfológicas externas e a taxocenose de peixes, observados a partir de um monitoramento de longo prazo realizado em um lago localizado em área densamente povoada e altamente suscetível a alterações antrópicas, o lago Guaíba, no leste do estado do Rio Grande do Sul. Visa ainda testar a relação desses parâmetros com dados abióticos disponíveis para o lago.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo. A bacia hidrográfica do lago Guaíba é uma das sub-bacias integrantes da Região Hidrográfica do Guaíba, limitando-se ao norte, pelo Parque do Delta do Jacuí e, ao sul, pela laguna dos Patos. Abrange uma área de 2.973,1 km², dos quais 482,2 km² são ocupados pela superfície do lago Guaíba, 28,1 km² pelo Delta do Jacuí e 2.462,7 km² pela área territorial restante (Pró-Guaíba, 2017). A população da Bacia Hidrográfica do lago Guaíba foi estimada em 1.227.687 habitantes, sendo 1.209.229 residentes na zona urbana (98%) e 18.458 na zona rural (2%) (Pró-Guaíba, 2017). Ela inclui, parcial ou totalmente, os municípios de Barra do Ribeiro, Canoas, Cerro Grande do Sul, Eldorado do Sul, Guaíba, Mariana Pimentel, Nova Santa Rita, Sentinela do Sul, Sertão, Santana, Tapes, Triunfo, Viamão e a capital do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (Bentadi *et al.*, 2003). Desse modo, contem o maior contingente populacional, a maior concentração de atividades econômicas do estado do Rio Grande do Sul e, conseqüentemente, o maior número de problemas ambientais (Dalton & Meneghetti, 1998).

O lago Guaíba, objeto desse estudo, compreende um dos principais recursos hídricos do estado do Rio Grande do Sul, servindo ao abastecimento de Porto Alegre e de algumas cidades metropolitanas. Por causa da maior concentração urbana e industrial em seu entorno, o lago recebe diretamente ou através de seus afluentes, como os rios Jacuí, Sinos, Caí e Gravataí, diversas contribuições de poluentes (Malabarba *et al.*, 2004).

Em relação aos pontos de amostragem, as coletas foram realizadas em cinco locais no lago Guaíba (Fig.1):

Ponto 1 – Gasômetro (30° 02' 06,3" S e 51° 14' 29,3" W) – está situado no município de Porto Alegre, na margem esquerda do lago Guaíba. Em virtude da descarga de esgotos na região, o ponto recebe uma alta carga de poluentes, além daqueles trazidos pelos seus contribuintes, como os rios Gravataí, Sinos e Caí. Quanto à fisionomia vegetacional, é caracterizado pela falta de vegetação marginal. Apresenta pedras no substrato utilizadas para o aterramento no local e também alta concentração de lixo, especialmente de origem orgânica.

Ponto 2 – Saco da Alemoa (29° 59' 15,6" S e 51° 14' 24,1" W) – está situado no município de Eldorado do Sul, na margem direita do lago Guaíba. Este ponto está localizado no delta do Jacuí, junto a uma ponte na BR 290. Este local apresenta formato de uma baía, onde a profundidade é de aproximadamente 1 m e o substrato é geralmente lodoso e rico em matéria vegetal em decomposição (Bertaco *et al.*, 1998). A vegetação marginal é formada por arbustos, gramíneas e macrófitas (Oliveira & Porto, 1999).

Ponto 3 – Foz do arroio Celupa (30° 06' 10" S e 51° 18' 42,4" W) - está situado no município de Guaíba, na margem direita do lago Guaíba. Ponto de difícil acesso, cercado por vegetação arbórea e arbustiva, com deposição de pedras e lixo. O substrato é lodoso junto à margem e arenoso nas áreas mais profundas. A cobertura vegetal das margens se caracteriza pela presença de arbustos. Juncais são observados próximos à margem.

Ponto 4 – Praia da Alegria (30° 08' 28,7" S e 51° 18' 53,4" W) – está situado no município de Guaíba, na margem direita do lago Guaíba. Esta praia, considerada balneável, sua largura varia em torno de 3 a 5 m. Junto à praia, em quase toda a sua extensão há a construção de um calçadão e uma grande cobertura de árvores. O substrato é arenoso.

Ponto 5 – Barra do Ribeiro (30° 17' 11,4" S e 51° 18' 01" W) – está situado no município de Barra do Ribeiro, na margem direita médio do lago Guaíba. Também é um ponto considerado balneável. O substrato é arenoso com restos de matéria orgânica em decomposição. Neste local, a vegetação é formada essencialmente por junco.

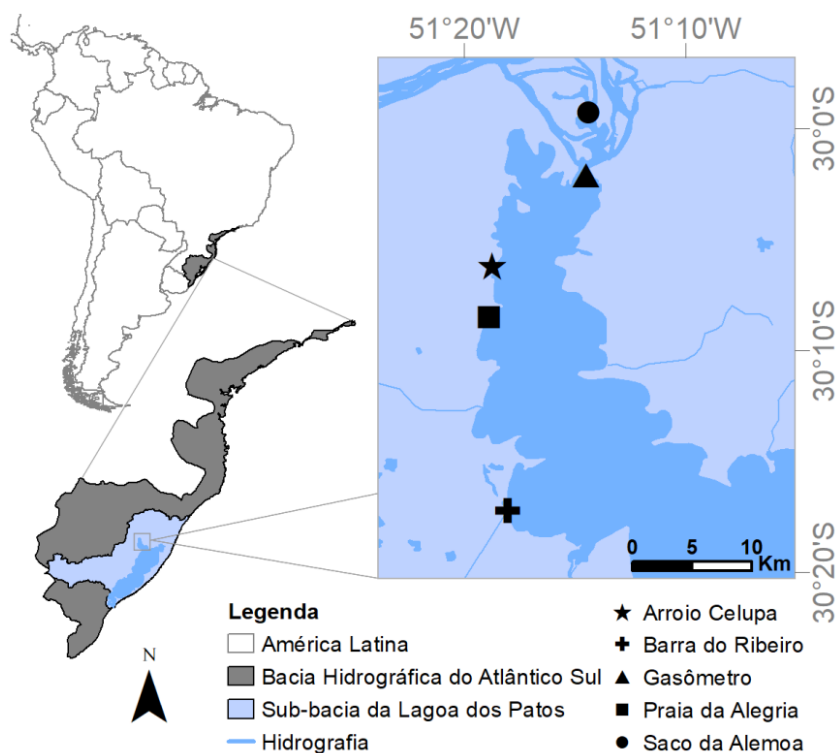


Figura 1. Localização do lago Guaíba e dos cinco locais de amostragem investigados.

Amostragens. As coletas ocorreram sazonalmente para todos os anos de monitoramento, sendo mensais entre os meses de novembro a março, em consequência do período reprodutivo da maioria das espécies de peixes, e trimensais durante os outros meses do ano. Os exemplares foram coletados com rede de arrasto do tipo picaré (15m x 1,5m x 0,5cm) (Malabarba & Reis, 1987), em cada ponto foram feitos cinco arrastos de margem e os espécimes capturados foram anestesiados e mortos por overdose de Eugenol. Ainda em campo, foram fixados em formol a 10% para posterior análise em laboratório, onde ocorreu a triagem em nível de espécie e a verificação de possíveis anomalias morfológicas externas em todos os exemplares coletados. Por fim, os exemplares foram preservados em solução etanol 70°GL.

Análise das anomalias morfológicas externas. As ocorrências de displasias ou neoplasias foram registradas e analisadas separadamente de acordo com o órgão ou tecido afetado, sendo classificadas e agrupadas nas categorias descritas em Malabarba & Goettens (1987) e Malabarba *et al.* (2004), sendo elas:

A - displasias ósseas: identificadas pela mudança de forma de estruturas ósseas (atrofia, torção, deformação, hipertrofia):

a1 - displasia dos ossos operculares. Incluem deformações físicas relacionadas aos ossos operculares.

a2 - displasia dos ossos maxilo-mandibulares. Incluem deformações físicas observadas nos ossos da boca (dentário, pré-maxilar e maxilar deformados ou atrofiados).

a3 - displasia dos ossos ventrais da cabeça. Inclui torção e atrofia dos ossos da região branquiostegal.

a4 - displasia dos raios e espinhos das nadadeiras. Foram consideradas todas as deformações físicas observadas em raios e espinhos, exceto torções simples de raios moles.

a5 - outras displasias ósseas.

B - Tumores (neoplasias):

b1 - observados em tecidos ósseos (raios de nadadeiras, placas ósseas de cascudos, etc).

b2 - observados em tecidos moles (pele);

C - Deformações da coluna vertebral:

c1 - Cifose, lordose, escoliose. Identificados pelo desvio dorsal, ventral ou lateral da coluna vertebral.

D - Olhos: atrofia da pupila, hipofthalmia e displasias dos tecidos oculares. Estas três anomalias serão tentativamente registradas separadamente nas análises iniciais (d1, d2 e d3, respectivamente), podendo ser reunidas posteriormente em um único registro.

Dados abióticos. Os dados dos parâmetros físico-químicos – potencial de hidrogênio (pH), temperatura do ar e da água, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (P-total), condutividade, demanda química de oxigênio (DQO), turbidez e amônia (NH₃) – foram cedidos pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre (DMAE), para os pontos de amostragem Gasômetro (ponto 1), Praia da Alegria (ponto 4) e Barra do Ribeiro (ponto 5).

Análise dos dados. Neste trabalho, foram analisados os dados dos parâmetros monitorados referentes aos anos de 2002; 2003-2004; 2006-2007; 2007-2008; 2009-2011; 2012-2013; 2014 e 2015-2016, os quais apresentaram padronização referente aos pontos de amostragem, arte de pesca e esforço amostral.

Para a avaliação da taxocenose de peixes, foram calculados os índices de: Constância de Ocorrência (Dajoz, 1983), onde $C = (p \times 100)/P$, p = número de amostras em que a espécie

ocorre, P = número total de amostragens efetuadas e C = índice de constância. De acordo com os valores de C as espécies foram agrupadas nas seguintes categorias: espécies constantes - presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias - presentes em 25% a 50% das amostras; espécies acidentais - presentes em menos de 25% das amostras (Malabarba *et al.*, 2004). Foram também calculados os índices de Diversidade de Shannon & Wiener (Pielou,1975), Riqueza de espécies (Margalef, 1969), Dominância de Simpson (Pielou,1975) e Equitabilidade (Pielou, 1975). Com exceção do primeiro índice, os outros foram calculados pelo o programa Past (versão 2.17). Foi utilizada a análise de variância ANOVA de dois fatores para avaliar a variação dos índices de diversidade por ponto de amostragem e por ano de monitoramento. Posteriormente, foi aplicado o teste de Tukey ($p < 0,05$) para identificar as possíveis diferenças entre os fatores.

A fim de testar a variação da composição da ictiofauna por ponto e por ano amostrado, foi realizada a análise de variância com permutação (PERMANOVA), construída com o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para isto, os dados de abundância foram logaritmizados ($\log_{10}(y+1)$) (Legendre & Legendre, 1998; Anderson, 2011). Além disso, a ausência foi um fator desconsiderado nesta análise, pois de acordo com Anderson (2011), dois pontos não são mais parecidos se ambos não possuem o registro da mesma espécie. Somando-se a isso, com intuito de verificar a distribuição das espécies por ponto e por ano de amostragem, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) através da matriz de distância de Bray-Curtis, tendo os dados logaritmizados ($\log_{10}(y+1)$) (Legendre & Legendre, 1998; Anderson, 2011). Para a construção dos gráficos da PCA, foram utilizadas espécies que contribuíram com no mínimo 15% de explicação na distribuição dos dados (autovetores $\geq \pm 0.15$) para os dois primeiros eixos.

Com a finalidade de avaliar a influência dos dados abióticos sobre a composição da ictiofauna, a variação desta foi novamente testada pela análise de variância com permutação (PERMANOVA) através da distância de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 1998; Anderson, 2011). Os pontos sem dados abióticos, assim como os anos de 2012-2013, 2014 e 2015-2016 do ponto cinco, que não possuem os dados, foram retirados da análise. As variações dos dados dos parâmetros abióticos por ponto e por ano de monitoramento foram testadas com análise de variância com permutação (PERMANOVA), construída com matriz de distância euclidiana (Legendre & Legendre, 1998).

Por fim, a relação entre as variáveis abióticas e a composição de espécies foi testada por uma análise de redundância baseada em distância (db-RDA) (Legendre & Anderson, 1999). Ainda para esta análise, todas as espécies foram novamente utilizadas, pois não necessariamente serão as mesmas que separaram os pontos 1, 2, 3, 4 e 5, na análise anterior, é que separam os pontos 1, 4 e 5. Os pontos de amostragem e as espécies foram graduados proporcionalmente aos autovalores em todas as dimensões. A seleção das variáveis explicativas foi realizada com a função “ordistep” do pacote vegan 2.4-3 do programa R Project for Statistical Computing, que seleciona as variáveis com base nos seus valores permutacionais de “p” e em caso de valores iguais, a variável selecionada é aquela com valor mais baixo do critério de Akaike (AIC) (Borcard *et al.*, 2011). A significância dos eixos da análise de ordenação foi testada com análise de variância (ANOVA) (Borcard *et al.*, 2011). Para os gráficos da dbRDA foram utilizadas espécies que contribuíram com no mínimo 15% de explicação na distribuição dos dados (autovetores $\geq \pm 0.15$).

Para as anomalias morfológicas, a relação entre a ocorrência delas e os fatores, local de coleta, ano de coleta e espécie, foi testada através da análise de variância com permutação (PERMANOVA) com matriz de distância euclidiana, tendo os dados logaritmizados ($\log_{10}(y+1)$) (Legendre & Legendre, 1998).

Estas análises foram realizadas no programa R Project for Statistical Computing, versão 3.3.1, com os pacotes ade4 versão 1.7-6, ggbiplot version 0.55, graphics versão 3.3.1, vegan versão 2.4-3.

3. RESULTADOS

Foram coletados, ao longo dos 15 anos de monitoramento padronizado, 82493 exemplares, totalizando 70 espécies pertencentes a 23 famílias e nove ordens (Tabela 1). As ordens Characiformes (29 espécies, 42%), Siluriformes (22 espécies, 31%), Cichliformes (9 espécies, 13%) contêm cerca de 86% das espécies registradas (Fig. 2). A família com maior número de espécies registradas foi a Characidae (18 espécies, 25,71%), seguida de Loricariidae (12 espécies, 17,14%) e Cichlidae (oito espécies, 11,43%) (Tab.1).

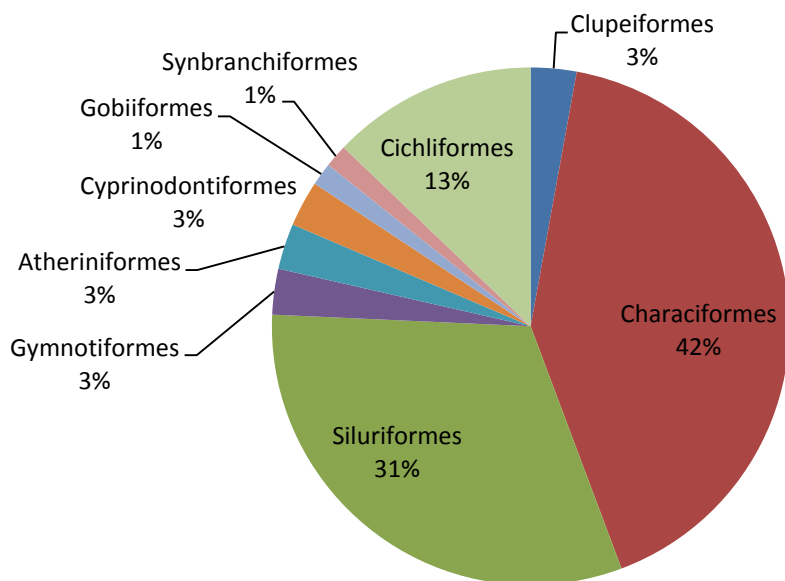


Figura2. Número relativo de espécies coletadas no lago Guaíba durante os 15 anos de monitoramento padronizado.

Da mesma forma, as ordens Characiformes (70.079 exemplares, 85%), Siluriformes (6.721 exemplares, 8,15%), Cichliformes (3.388 exemplares, 4,10%) foram as mais abundantes durante este período. A família mais abundante foi a Characidae (67.360 exemplares, 81,66%), seguida de Cichlidae (2.947 exemplares, 3,57%) e Loricariidae (1.318 exemplares, 1,60%). Do total de exemplares coletados, cinco espécies corresponderam a 83,65%: *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Diapoma alburnus*, *Hyphessobrycon luetkenii* e *Corydoras paleatus* (Tab.1).

Além disso, das 70 espécies registradas, 22 foram constantes ao longo do monitoramento, sendo elas: *Platanichthys platana* (65,70%), *Lycengraulis grossidens* (82,50%), *Astyanax fasciatus* (100%), *Astyanax lacustris* (100%), *Bryconamericus iheringii* (72,50%), *Diapoma alburnus* (100%), *Hyphessobrycon luetkenii* (65%), *Oligosarcus robustus* (85%), *Cyphocharax voga* (85%), *Corydoras paleatus* (72,50%), *Pimelodella australis* (55%), *Hypostomus commersoni* (50%), *Rineloricaria cadeae* (90%), *Rineloricaria strigilata* (82,50%), *Parapimelodus nigribarbis* (52,50%), *Jenynsia multidentata* (55%), *Odontesthes mirinensis* (73%), *Pachyurus bonariensis* (77,50%), *Crenicichla punctata* (60%), *Geophagus brasiliensis* (60%), *Gymnogeophagus gymnogenys* (65%) e *Gymnogeophagus labiatus* (83%) (Tab.1).

Tabela 1. Espécies coletadas ao longo dos 15 anos de monitoramento no lago Guaíba. n= número total de espécies coletadas; IC= Índice de Constância.

Ordem	Família	Espécie	n	IC(%)
Clupeiformes				
	Clupeidae	<i>Platanichthys platana</i>	429	65,70
	Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	1.300	82,50
Characiformes				
	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	16	4
	Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i>	6	12,50
	Characidae	<i>Aphyocharax anisitsi</i>	49	47,50
		<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	340	45
		<i>Astyanax fasciatus</i>	26.870	100
		<i>Astyanax lacustris</i>	15.057	100
		<i>Astyanax</i> sp.	5	7,50
		<i>Bryconamericus iheringii</i>	492	72,50
		<i>Charax stenopterus</i>	3	5
		<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	259	32,50
		<i>Cheirodon interruptus</i>	59	22,50
		<i>Diapoma alburnus</i>	14.970	100
		<i>Diapoma specularum</i>	339	27,50
		<i>Hyphessobrycon igneus</i>	2	5
		<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	8.145	65
		<i>Hyphessobrycon togoi</i>	4	2,50
		<i>Oligosarcus jenynsii</i>	136	45
		<i>Oligosarcus robustus</i>	271	85
		<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	155	40
		<i>Serrapinnus calliurus</i>	204	35
	Crenuchidae	<i>Characidium rachovii</i>	3	5
		<i>Characidium tenue</i>	25	17,50
		<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	90	45
		<i>Characidium</i> sp.	1	2,50
	Curimatidae	<i>Cyphocharax saladensis</i>	14	5
		<i>Cyphocharax spilatus</i>	562	47,50
		<i>Cyphocharax voga</i>	1.951	85
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	48	40

	Prochilodontidae			
		<i>Prochilodus lineatus</i>	3	7,50
Siluriformes				
	Aspredinidae			
		<i>Bunocephalus erondinae</i>	6	12,50
		<i>Pseudobunocephalus iheringii</i>	7	2,50
	Callichthyidae			
		<i>Callichthys callichthys</i>	4	10
		<i>Corydoras paleatus</i>	3.963	72,50
		<i>Hoplosternum littorale</i>	1	2,50
	Heptapteridae			
		<i>Pimelodella australis</i>	256	55
		<i>Rhamdia aff. quelen</i>	2	5
	Loricariidae			
		<i>Ancistrus brevipinnis</i>	4	10
		<i>Hisonotus armatus</i>	4	5
		<i>Hisonotus laevior</i>	5	7,50
		<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	160	20
		<i>Hisonotus nigricauda</i>	1	2,50
		<i>Hisonotus sp.</i>	130	37,50
		<i>Hypostomus aspilogaster</i>	17	25
		<i>Hypostomus commersoni</i>	124	50
		<i>Loricariichthys anus</i>	28	32,50
		<i>Otocinclus flexilis</i>	150	12,50
		<i>Rineloricaria cadeae</i>	437	90
		<i>Rineloricaria strigilata</i>	258	82,50
	Pimelodidae			
		<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	1.027	52,50
		<i>Pimelodus pintado</i>	70	45
	Trichomycteridae			
		<i>Homodiaetus anisitsi</i>	67	42,50
Gymnotiformes				
	Apteronotidae			
		<i>Gymnotus sp.</i>	2	5
	Hypopomidae			
		<i>Brachyhypopomus draco</i>	1	2,50
Atheriniformes				
	Atherinopsidae			
		<i>Odonthestes humensis</i>	9	12,50
		<i>Odontesthes mirinensis</i>	252	73
Cyprinodontiformes				
	Anablepidae			
		<i>Jenynsia multidentata</i>	285	55
	Poeciliidae			
		<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	12	15

Gobiiformes			
Gobiidae	<i>Ctenogobius shufeldti</i>	14	12,50
Synbranchiformes			
	<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	2,50
Cichliformes			
Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i>	438	77,50
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	3	5,00
	<i>Cichlasoma portalegrensis</i>	3	7,50
	<i>Crenicichla lepidota</i>	65	40
	<i>Crenicichla punctata</i>	173	60
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	807	60
	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	12.06	65
	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	685	83
	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	8	10
Total		82.493	

A constância de ocorrência calculada por ponto de monitoramento mostrou que os pontos Praia da Alegria (15 espécies) e Gasômetro (22 espécies) apresentam um menor número de espécies constantes, quando comparados a Foz do arroio Celupa (24 espécies), Barra do Ribeiro (35 espécies) e Saco dalemoa (36 espécies) (Tab. 2).

Tabela 2. Índice de Constância de ocorrência por ponto amostrado ao longo dos 15 anos de monitoramento no lago Guaíba. P1= Gasômetro; P2= Saco da Alemoa; P3= Foz do arroio Celupa; P4= Praia da Alegria; P5= Barra do Ribeiro AC= Acessória; C= Constante; A= Acidental.

Espécies	P1	P2	P3	P4	P5
Ordem Clupeiformes					
Família Clupeidae					
<i>Platanichthys platana</i>	AC	C	C	C	C
Família Engraulidae					
<i>Lycengraulis grossidens</i>	C	C	C	C	C
Ordem Characiformes					
Família Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	A	A	0	0	C
Família Anostomidae					
<i>Leporinus obtusidens</i>	A	AC	0	0	A
Família Characidae					
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	C	AC	A	AC	C
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	AC	C	AC	A	C
<i>Astyanax fasciatus</i>	C	C	C	C	C
<i>Astyanax lacustris</i>	C	C	C	C	C
<i>Astyanax sp.</i>	0	A	A	0	A

<i>Bryconamericus iheringii</i>	C	C	C	AC	C
<i>Charax stenopterus</i>	0	0	0	0	AC
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	AC	C	A	0	AC
<i>Cheirodon interruptus</i>	AC	C	A	0	AC
<i>Diapoma alburnus</i>	C	C	C	C	C
<i>Diapoma speculiferum</i>	AC	C	A	0	A
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	A	A	0	0	A
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	C	C	C	AC	C
<i>Hyphessobrycon togoi</i>	0	0	0	A	0
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	C	C	AC	AC	C
<i>Oligosarcus robustus</i>	C	C	C	C	C
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	A	C	AC	A	C
<i>Serrapinnus calliurus</i>	A	C	A	A	C
Família Crenuchidae					
<i>Characidium rachovii</i>	0	0	0	0	AC
<i>Characidium tenue</i>	0	C	0	0	AC
<i>Characidium cf. zebra</i>	C	C	AC	0	C
<i>Characidium sp.</i>	0	AC	0	0	0
Família Curimatidae					
<i>Cyphocharax saladensis</i>	0	AC	0	0	0
<i>Cyphocharax spilodus</i>	C	C	AC	AC	AC
<i>Cyphocharax voga</i>	C	C	C	C	C
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias malabaricus</i>	AC	C	A	A	C
Família Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	AC	0	0	A
Ordem Siluriformes					
Família Aspredinidae					
<i>Bunocephalus erondinae</i>	0	AC	AC	0	0
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i>	0	A	0	0	0
Família Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i>	0	A	A	A	A
<i>Corydoras paleatus</i>	C	C	C	AC	C
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	A	0
Família Heptapteridae					
<i>Pimelodella australis</i>	AC	C	C	AC	C
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	0	A	0	0	A
Família Loricariidae					
<i>Ancistrus brevipinnis</i>	0	A	A	AC	0
<i>Hisonotus armatus</i>	0	A	0	0	A
<i>Hisonotus laevior</i>	0	0	AC	AC	AC
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	0	A	0	0	C
<i>Hisonotus nigricauda</i>	0	0	AC	AC	A

<i>Hisonotus</i> sp.	A	0	0	0	A
<i>Hypostomus aspilogaster</i>	A	C	C	AC	C
<i>Hypostomus commersoni</i>	AC	C	C	AC	C
<i>Loricariichthys anus</i>	0	C	C	AC	AC
<i>Otocinclus flexilis</i>	AC	AC	0	0	0
<i>Rineloricaria cadeae</i>	C	C	C	C	C
<i>Rineloricaria strigilata</i>	C	C	C	C	C
Família Pimelodidae					
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	A	0	C	C	C
<i>Pimelodus pintado</i>	C	0	C	C	C
Família Trichomycteridae					
<i>Homodiaetus anisitsi</i>	AC	0	AC	C	C
Ordem Gymnotiformes					
Família Apterodontidae					
<i>Gymnotus</i> sp.	0	0	0	0	AC
Família Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus draco</i>	0	0	A	0	0
Ordem Atheriniformes					
Família Atherinopsidae					
<i>Odonthestes humensis</i>	0	0	0	AC	AC
<i>Odontesthes mirinensis</i>	C	C	C	C	C
Ordem Cyprinodontiformes					
Família Anablepidae					
<i>Jenynsia multidentata</i>	C	C	C	AC	C
Família Poeciliidae					
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	0	C	0	A	A
Ordem Gobiiformes					
Família Gobiidae					
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	0	0	0	0	C
Ordem Synbranchiformes					
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	A	0	0	0
Ordem Cichliformes					
Família Sciaenidae					
<i>Pachyurus bonariensis</i>	AC	C	C	C	C
Família Cichlidae					
<i>Oreochromis niloticus</i>	AC	0	0	0	0
<i>Cichlasoma portalegrensis</i>	0	0	0	A	AC
<i>Crenicichla lepidota</i>	AC	C	AC	0	C
<i>Crenicichla punctata</i>	C	C	C	AC	C
<i>Geophagus brasiliensis</i>	AC	C	C	AC	C
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	C	C	AC	A	C
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	C	C	C	C	C
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	0	AC	AC	0	0

Entre os anos de monitoramento, os períodos de 2009-2011, 2015-2016 e 2006-2007 foram os que registraram os maiores números de espécies coletadas 49, 47, e 44, respectivamente (Fig. 3).

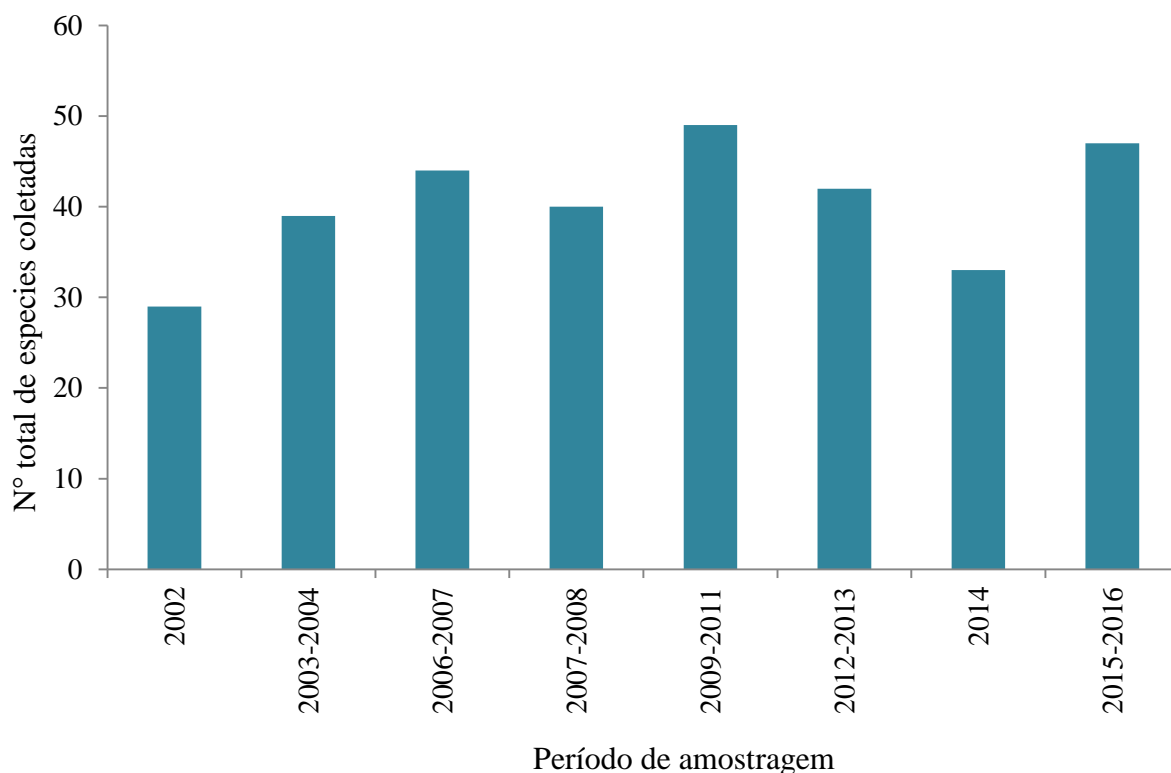
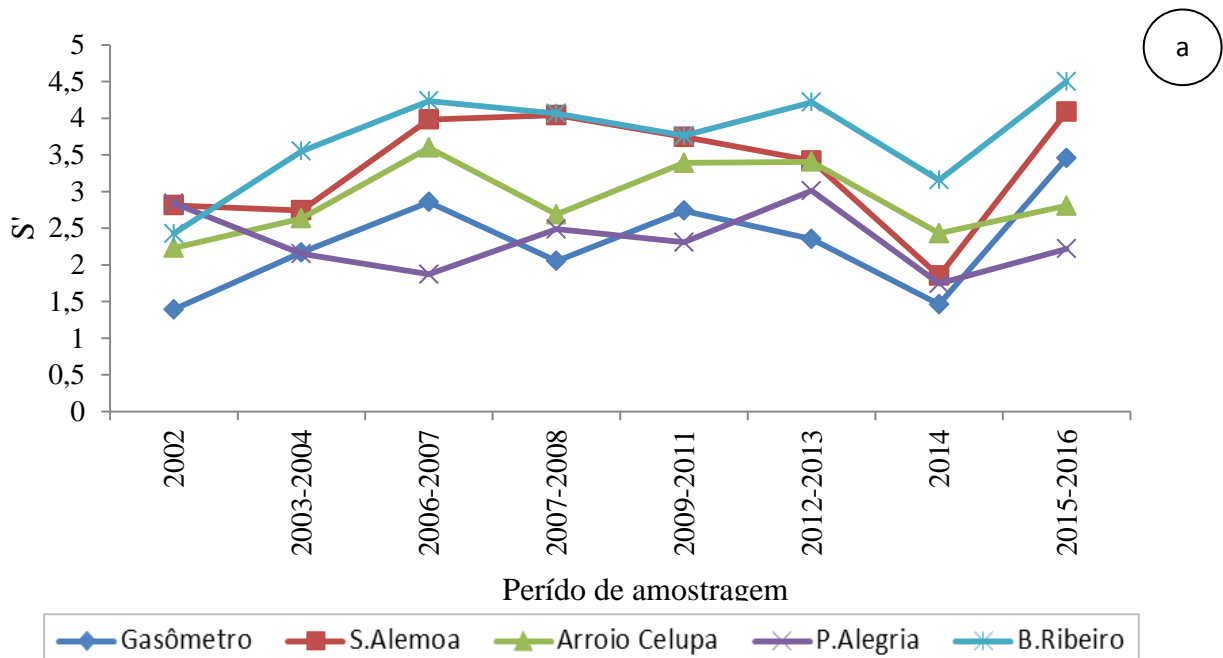
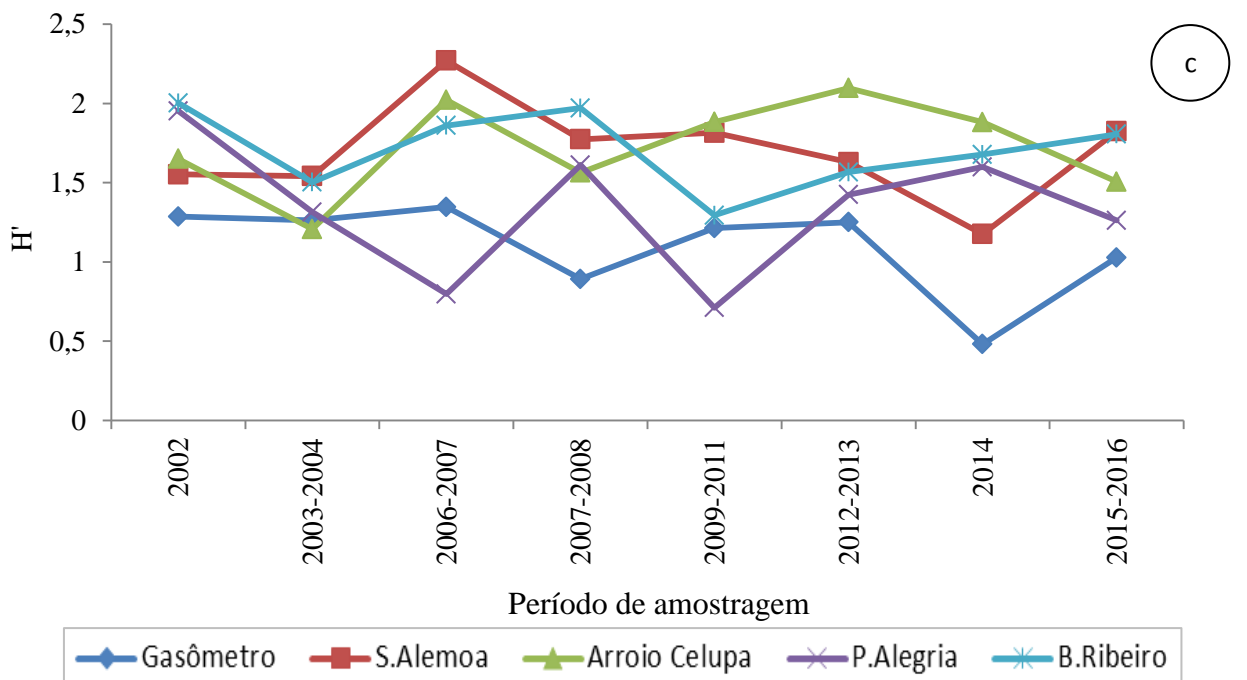
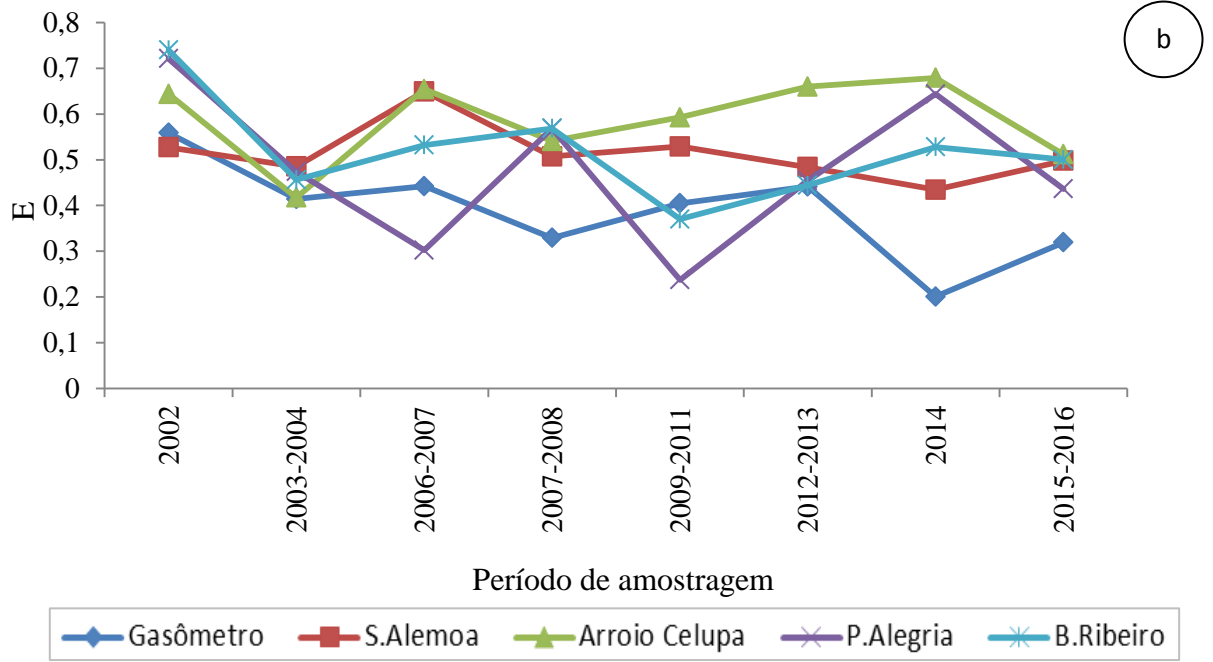


Figura 3. Riqueza total de espécies por período de monitoramento no lago Guaíba.

Além disso, foi registrada a ocorrência da espécie exótica *Oreochromis niloticus*, pela primeira vez no período de 2006-2007, sendo esta espécie novamente registrada em 2015-2016. Além dessa, foram apontadas espécies alóctones, como *Acestrorhynchus pantaneiro*, que ocorreu em todos os anos a partir de 2006-2007 com exceção do período de 2007-2008, e *Pachyurus bonariensis*, que ocorreu em todos os eventos de coleta a partir de 2002. Esta espécie foi uma das mais abundantes ao longo do monitoramento e esteve entre as espécies constantes segundo o Índice de Constância calculado para o período total de amostragens (Tab.1).

O ponto de coleta Barra do Ribeiro apresentou os maiores valores para o Índice de Riqueza em praticamente todos os anos de amostragem, sendo o maior valor (4,5) obtido em 2015-2016, enquanto os pontos Praia da Alegria e Gasômetro registraram os menores valores para o índice. Em relação ao Índice de Equitabilidade, o ponto de amostragem Foz do arroio Celupa registrou o maior valor (0,64) em 2014. Em contraste com este ponto, a Praia da Alegria e o Gasômetro apresentaram os menores valores para o índice. Para o Índice de Diversidade, o ponto Saco da Alemoa registrou o maior valor (2,27) em 2006-2007, sendo os menores para os pontos Praia da Alegria e Gasômetro. O Índice de Dominância indicou que o ponto Foz do arroio Celupa é, entre os demais, o que apresentou menor dominância entre as espécies (Fig.4).





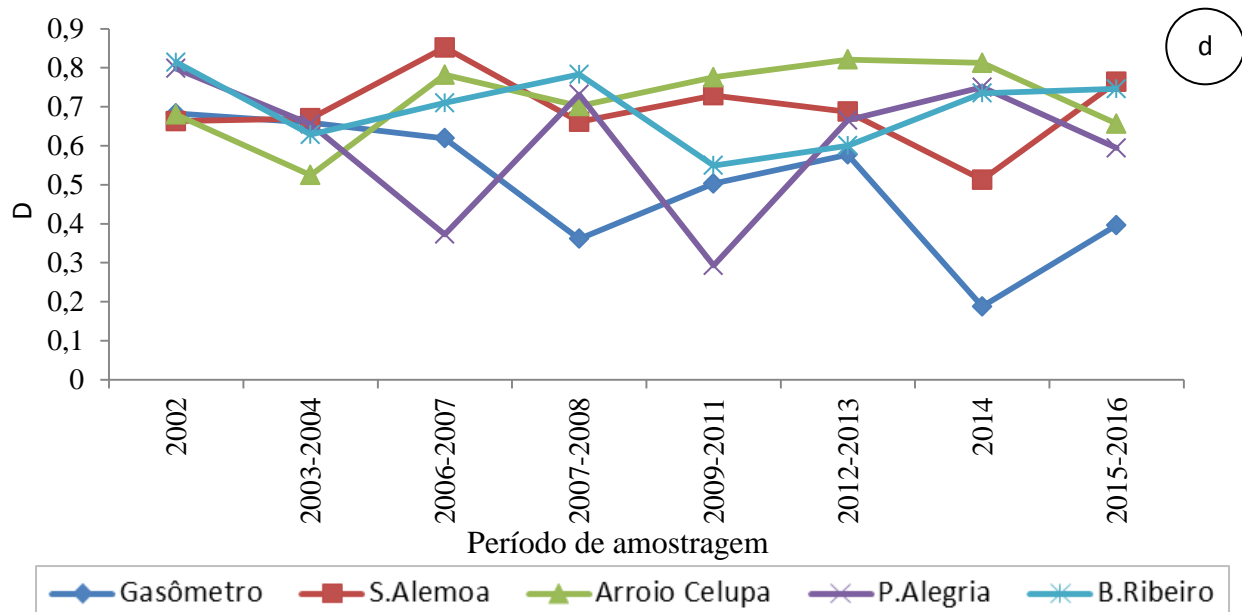


Figura 4. Variação sazonal do Índice de Riqueza (S') (a), do Índice de Equitabilidade(E) (b), do Índice de Diversidade (H') (c) e do Índice de Dominância (D) (d) observado ao longo do período de amostragem no lago Guaíba.

A ANOVA aplicada para comparar os valores dos índices de diversidade indicou que houve diferença estatisticamente significativa por ponto ($F=5,4706$; $p=0,0007$) e por ano ($F=14,5014$; $p=0,0001$) de amostragem para o Índice de Riqueza. O teste de Tukey apontou diferença entre os períodos de 2002 e 2006-2007 ($p < 0,05$); 2002 e 2015-2016 ($p < 0,05$); 2003-2004 e 2014 ($p < 0,05$); 2009-2011 e 2014 ($p < 0,05$); 2012-2013 e 2014 ($p < 0,05$); 2012-2013 e 2015-2016 ($p < 0,05$). O mesmo indicou diferença entre o ponto Gasômetro e Saco da Alemoa ($p < 0,05$); Gasômetro e Barra do Ribeiro ($p < 0,05$); Saco da Alemoa e Praia da Alegria ($p < 0,05$); Foz do arroio Celupa e Barra do Ribeiro ($p < 0,05$); e Praia da Alegria e Barra do Ribeiro ($p < 0,05$).

Ainda sobre os índices, a ANOVA aplicada a estes dados indicou que houve diferença estatisticamente significativa por ponto para os índices de Equitabilidade ($F= 4,0814$; $p= 0,01$), de Diversidade ($F= 6,2340$; $p=0,001$) e de Dominância ($F=3,3517$; $p= 0,02$). O teste de Tukey apontou diferença estatisticamente significativa entre os pontos Gasômetro e Foz do arroio Celupa para o Índice de Equitabilidade ($p<0,05$). O mesmo indicou diferença estatisticamente significativa entre os pontos Gasômetro e Saco da Alemoa ($p<0,05$); Gasômetro e Foz do arroio Celupa ($p<0,05$); e Gasômetro e Barra do Ribeiro ($p<0,05$) para o

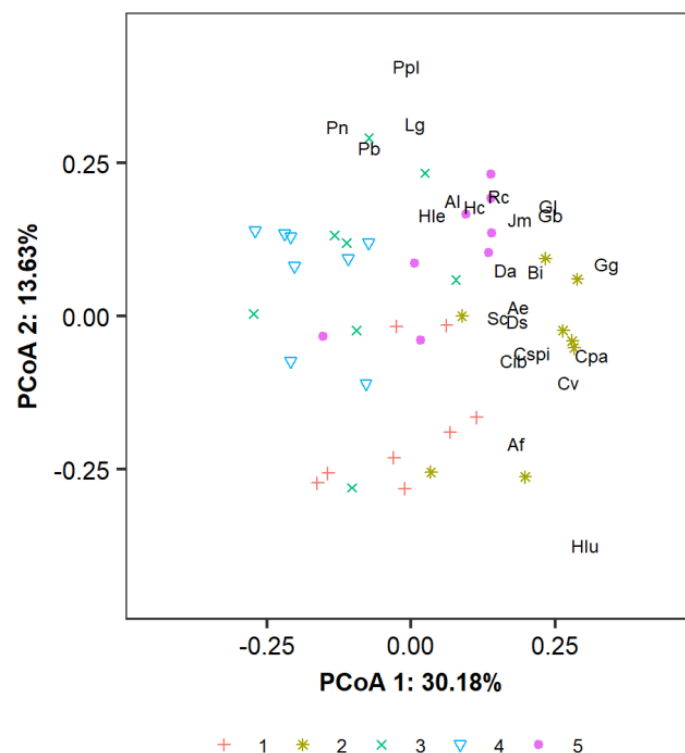
Índice de Diversidade. Ainda, indicou diferença estatisticamente significativa entre os pontos Gasômetro e Foz do arroio Celupa ($p < 0,05$) para o Índice de Dominância.

Para os valores médios das variáveis abióticas, o ponto Gasômetro comparado aos outros dois pontos, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro, apresentou elevadas concentrações de DBO, fósforo total, condutividade, DQO e NH₃ para todos os anos de monitoramento analisados. Além disso, foi o ponto que apresentou as menores concentrações de OD. Referente ao parâmetro turbidez, os pontos Praia da Alegria e Barra do Ribeiro foram os que registraram as maiores concentrações em quase todos os anos. As variáveis pH, temperatura do ar e temperatura da água não apresentaram valores extremos entre os pontos para os anos analisados (Tab. 3).

Tabela 3. Valores médios dos parâmetros abióticos por pontos de amostragem para os respectivos períodos de monitoramento no lago Guaíba. pH= Potencial de Hidrogênio; Temp. ar = Temperatura do ar (°C); Temp. água= Temperatura da água (°C); DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O₂/L); OD= Oxigênio dissolvido (mg O₂/L); P-total= Fósforo total (mg P/L); Cundut.= Condutividade (µS/cm); DQO= Demanda Química de Oxigênio (mg O₂/L); Turb.=Turbidez; NH₃= amônia (mg N/L).

Ponto	Ano	pH	Temp. ar	Temp. água	DBO	OD	P-total	Condut.	DQO	Turb.	NH ₃
1	2002	7,35	21,88	21	12,04	3,23	0,82	228,9	33,08	23,58	4
1	2003-04	7,23	21,13	21,38	16,36	3,28	1,13	280,23	12,8	25,92	5,2
1	2006-07	7,19	18,81	19,63	14,55	4,11	1,28	282,52	33,83	14,75	6,96
1	2007-08	7,19	18,63	19,94	10,38	3,84	0,58	251,65	27,04	15,18	5,93
1	2009-11	7,19	21,64	21,24	16,44	3,03	0,93	325,24	32,99	19,07	9,96
1	2012-13	7,04	21,31	21,44	20,62	2,49	1,48	288,6	36,9	20,65	3,91
1	2014	6,9	20,38	21,5	16,44	2,73	0,62	-	63,75	47,3	4,8
1	2015-16	7,23	21,13	21,13	17,9	1,7	0,85	292,4	24,5	38,9	10,37
4	2002	7,15	19,67	20,63	0,8	7,4	0,28	104,55	13,68	42,08	0,2
4	2003-04	7	18,84	20,69	0,85	7,6	0,08	125,15	16,26	38,63	0,28
4	2006-07	7,23	20,38	20,44	1,64	8,06	0,08	175,8	19,13	25,25	0,3
4	2007-08	7,06	20,25	20,38	1,23	7,63	0,09	-	16,89	30,19	0,31
4	2009-11	7,06	19,93	21,04	0,92	7,69	0,1	102,1	14,6	36,22	0,95
4	2012-13	7,05	20,5	21,38	1,05	7,55	0,08	146,18	15,95	31,94	0,15
4	2014	7,35	20,25	22,25	0,55	0,65	0,11	134,93	-	41,65	0,1
4	2015-16	7,14	20,69	20,5	0,63	7,89	0,07	62,92	-	38,5	0,21
5	2002	7,85	20,38	20,63	1,03	8,28	0,08	54,2	30,38	34,4	0,18
5	2003-04	7,74	20,63	20,19	1,09	8,56	0,09	59,34	9,14	40,93	0,15
5	2006-07	7,5	20,75	19,63	1,35	8,89	0,08	67,95	12,93	30,18	0,14
5	2007-08	7,61	20,63	20,31	0,79	8,85	0,09	59,41	13,15	36,44	0,05
5	2009-11	7,54	20,25	20,6	0,74	8,36	0,09	58,74	11,06	39,23	0,07

A análise de PERMANOVA indicou que houve diferença estatisticamente significativa na variação da composição da ictiofauna por ponto de coleta ($F= 4,1012$; $p=0,0009$) e também por ano amostrado ($F= 1,9389$; $p =0,0017$). A interação entre os fatores espécie e ponto não apresentou significância, ou seja, os diferentes pontos de amostragem responderam da mesma forma à sazonalidade ($F= 0,7678$; $p= 0,8917$). Os dois principais eixos da PCA explicaram 43,81% da variação total (Tab. 4). O primeiro eixo (30,18%) separa os anos e os pontos de amostragem, com escores positivos para as espécies *Astyanax eigenmanniorum*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Bryconamericus iheringii*, *Cheirodon ibicuihensis*, *Corydoras paleatus*, *Cyphocharax spilotus*, *Cyphocharax voga*, *Diapoma alburnus*, *Diapoma speculiferum*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnogeophagus gymnogenys*, *Gymnogeophagus labiatus*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jenynsia multidentata*, *Rineloricaria cadeae* e *Serrapinus calliurus*. Já o segundo eixo (13,63%), separa anos e os pontos de amostragem com escores positivos para *Astyanax lacustris*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnogeophagus labiatus*, *Hypostomus commersoni*, *Hisonotus leucofrenatus*, *Jenynsia multidentata*, *Lycengraulis grossidens*, *Pachyurus bonariensis*, *Parapimelodus nigribarbis*, *Platanichthys platana* e *Rineloricaria cadeae*, e com scores negativos para *Astyanax fasciatus* e *Hyphessobrycon luetkenii* (Fig. 5).



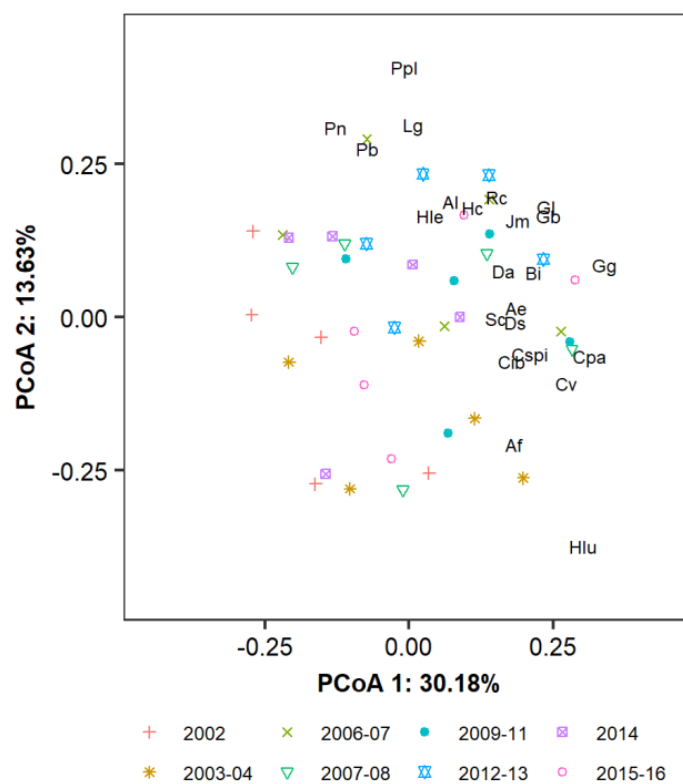


Figura 5. Análise de componentes principais (PCA) aplicada à composição da ictiofauna para avaliar a distribuição das espécies por ponto e por ano de monitoramento.

Tabela 4. Autovetores da análise de componentes principais (PCA) aplicada à composição da ictiofauna. Valores em negrito indicam os três principais autovetores que mais contribuem negativamente e positivamente para o primeiro e segundo eixo da PCA (PC1 e PC2) e da dbRDA (dbRDA1 e dbRDA2).

Espécies	Abreviatura	PC1	PC2	dbRDA1	dbRDA2
Ordem Clupeiformes					
Família Clupeidae					
<i>Platanichthys platana</i>	Ppl	-0.008	0.408	-0.243	0.302
Família Engraulidae					
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Lg	0.007	0.315	-0.283	0.168
Ordem Characiformes					
Família Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Ap	0.024	0.042	0.021	0.023
Família Anostomidae					
<i>Leporinus obtusidens</i>	Lo	0.007	0.315	0.003	-0.023
Família Characidae					
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Aa	0.044	0.028	0.142	0.272

<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	Ae	0.186	0.015	0.073	0.277
<i>Astyanax fasciatus</i>	Af	0.182	-0.208	0.422	0.082
<i>Astyanax lacustres</i>	Al	0.073	0.189	-0.084	0.348
<i>Astyanax</i> sp.	Asp	0.002	-0.023	0.000	0.000
<i>Bryconamericus iheringii</i>	Bi	0.216	0.073	0.301	0.222
<i>Charax stenopterus</i>	Cst	0.007	0.019	0.015	0.026
<i>Cheirodon ibicuhiensis</i>	Cib	0.178	-0.072	0.094	0.094
<i>Cheirodon interruptus</i>	Cin	0.093	0.061	0.047	-0.042
<i>Diapoma alburnus</i>	Da	0.164	0.075	0.164	0.156
<i>Diapoma speculiferum</i>	Ds	0.185	-0.008	0.085	-0.010
<i>Hyphessobrycon igneus</i>	Hi	0.007	-0.003	0.013	0.036
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Hlu	0.303	-0.374	0.506	0.126
<i>Hyphessobrycon togoi</i>	Ht	-0.011	0.012	0.000	0.000
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Oj	0.097	0.032	0.363	-0.043
<i>Oligosarcus robustus</i>	Or	0.115	-0.006	0.216	0.053
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	Pd	0.108	-0.044	0.028	0.150
<i>Serrapinnus calliurus</i>	Sc	0.151	-0.002	0.146	0.389
Família Crenuchidae					
<i>Characidium rachovii</i>	Cr	0.004	0.009	0.013	0.036
<i>Characidium t�nue</i>	Ct	0.063	0.033	0.035	0.070
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	Cz	0.131	0.054	0.149	0.020
<i>Characidium</i> sp.	Csp	0.007	-0.002	0.000	0.000
Família Curimatidae					
<i>Cyphocharax saladensis</i>	Csa	0.035	-0.009	0.000	0.000
<i>Cyphocharax spilotus</i>	Cspi	0.209	-0.060	0.296	0.067
<i>Cyphocharax voga</i>	Cv	0.272	-0.108	0.311	0.456
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hma	0.070	0.035	0.091	0.108
Família Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i>	Pli	0.017	0.010	0.000	0.000
Ordem Siluriformes					
Família Aspredinidae					
<i>Bunocephalus erondinae</i>	Be	0.026	0.006	0.000	0.000
<i>Pseudobunocephalus iheringii</i>	Pi	0.020	0.007	0.000	0.000
Família Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i>	Cc	-0.001	0.024	-0.027	0.008
<i>Corydoras paleatus</i>	Cpa	0.313	-0.064	0.521	0.273
<i>Hoplosternum littorale</i>	Hli	-0.003	0.004	-0.018	0.009
Família Heptapteridae					
<i>Pimelodella australis</i>	Pa	0.088	0.094	0.166	0.265
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i>	Rq	0.002	0.004	0.000	0.000
Família Loricariidae					
<i>Ancistrus brevipinnis</i>	Abr	-0.006	0.013	-0.045	0.017

<i>Hisonotus armatus</i>	Har	0.011	0.016	0.000	0.000
<i>Hisonotus laevior</i>	Hla	0.016	0.015	0.000	0.000
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	Hle	0.036	0.165	-0.089	0.060
<i>Hisonotus nigricauda</i>	Hn	0.003	0.006	0.011	0.029
<i>Hisonotus</i> sp.	Hsp	0.002	0.141	-0.072	0.204
<i>Hypostomus aspilogaster</i>	Has	0.021	0.013	-0.017	0.026
<i>Hypostomus commersoni</i>	Hc	0.111	0.179	0.143	0.266
<i>Loricariichthys anus</i>	La	0.033	0.025	-0.024	0.086
<i>Otocinclus flexilis</i>	Of	0.070	-0.095	0.216	-0.052
<i>Rineloricaria cadeae</i>	Rc	0.153	0.196	0.038	0.322
<i>Rineloricaria strigilata</i>	Rs	0.120	0.119	0.121	0.258
Família Pimelodidae					
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	Pn	-0.127	0.310	-0.386	0.515
<i>Pimelodus pintado</i>	Ppi	-0.009	0.077	0.083	0.145
Família Trichomycteridae					
<i>Homodiaetus anisitsi</i>	Hoan	-0.027	0.078	-0.102	0.153
Ordem Gymnotiformes					
Família Apterodontidae					
<i>Gymnotus</i> sp.	Gsp	0.004	0.006	0.028	0.061
Família Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus draco</i>	Bd	0.002	0.002	0.000	0.000
Ordem Atheriniformes					
Família Atherinopsidae					
<i>Odonthestes humensis</i>	Oh	-0.010	0.025	-0.092	-0.007
<i>Odonthestes mirinensis</i>	Om	-0.040	0.109	-0.294	0.118
Ordem Cyprinodontiformes					
Família Anablepidae					
<i>Jenynsia multidentata</i>	Jm	0.188	0.158	0.134	-0.017
Família Poeciliidae					
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Pc	0.041	0.001	-0.007	0.038
Ordem Gobiiformes					
Família Gobiidae					
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	Csh	0.023	0.060	0.050	0.099
Ordem Synbranchiformes					
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Sm	0.006	-0.001	0.000	0.000
Ordem Cichliformes					
Família Sciaenidae					
<i>Pachyurus bonariensis</i>	Pb	-0.073	0.275	-0.240	0.222
Família Cichlidae					
<i>Oreochromis niloticus</i>	On	0.000	-0.016	0.022	-0.056
<i>Cichlasoma portalegrensis</i>	Cpo	0.001	0.008	0.006	0.074
<i>Crenicichla lepidota</i>	Cle	0.105	0.060	0.062	0.036
<i>Crenicichla punctata</i>	Cpu	0.110	0.123	0.147	0.064

<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gb	0.243	0.166	0.199	-0.006
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	Gg	0.339	0.085	0.453	0.268
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	Gl	0.238	0.180	0.271	0.333
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	Gr	0.020	0.017	0.000	0.000
Variância %		30.18	13.63	17.21	13.27

A análise de PERMANOVA aplicada à composição de espécies para os pontos 1, 4 e 5 a fim de relacionar estes dados com os das variáveis abióticas, indicou que houve diferença estatisticamente significativa por ponto de amostragem ($F= 2,14171$; $p= 0,0318$). Para os dados abióticos, indicou que houve também diferença estatisticamente significativa por ponto de amostragem ($F= 89,088$; $p= 0,0001$).

A análise de db-RDA utilizada para relacionar as variáveis abióticas à composição de espécies, indicou que os parâmetros condutividade, DQO, OD e turbidez, foram os mais importantes na distribuição de espécies de peixes nos locais amostrados (Gasômetro, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro), explicando 30,48% das variações (Tab.4). Esta análise mostrou que no primeiro eixo (dbRDA1: $F=3,5061$; $p=0,007$) as espécies *Parapimelodus nigribarbis*, *Pachyurus bonariensis*, *Odontesthes mirinensis*, *Lycengraulis grossidens*, e *Platanichthys platana* estão mais associadas aos ponto de coleta Praia da Alegria, tendo a influência dos fatores OD e turbidez. As outras espécies estão mais associadas ao ponto Barra do Ribeiro que é, entre os demais, o local de coleta que sofre a menor influência das variáveis abióticas DQO, OD, condutividade e turbidez (Tab. 3). No segundo eixo (dbRDA2: $F=2,7030$; $p=0,012$), fica evidente que as espécies estão mais associadas aos pontos Praia da Alegria e Barra do Ribeiro, enquanto o ponto Gasômetro, que sofre com a influência dos parâmetros condutividade e DQO, não apresenta nenhuma espécie fortemente associada (Fig.6).

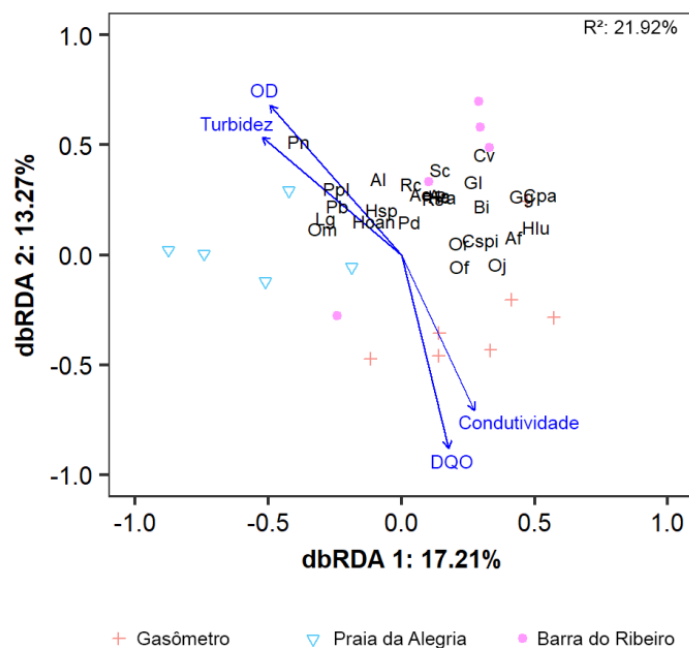


Figura 6. Análise de db-RDA utilizada para relacionar as variáveis abióticas à composição de espécies nos pontos de coleta Gasômetro, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro.

Foram registradas 568 anomalias para 27 espécies coletadas, sendo a anomalia a4 (49%) a mais recorrente entre os exemplares anômalos, seguida de a1 (25%) e de D e c1 (9%). Entre os pontos de coleta, o Gasômetro registrou a maior quantidade dos casos de anomalias correspondendo a 163, 28,70% do total registrado, sendo o único ponto a registrar todos os tipos de anomalias registrados no monitoramento. O período de 2003 a 2004 foi o que apresentou o maior número de anomalias registradas, totalizando 198 registros. A anomalia a1 teve seu último registro nos anos de 2012-2013 e, do total de 141 registros, 103 foram apontados nos anos de 2003-2004 na espécie *Astyanax fasciatus*. A anomalia a4 foi a única registrada em todos os períodos de monitoramento, tendo maior incidência sobre a espécie *Astyanax lacustris*, com 115 indivíduos. Foram 53 registros da anomalia D para as espécies *Gymnogeophagus gymnogenys*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Gymnogeophagus labiatus* e *Platanichthys platana*. Entre estas a maior incidência foi sobre a espécie *Astyanax fasciatus*, com 30 registros. Para a anomalia c1, dos 51 registros, quase a metade foi registrada para a espécie *Astyanax fasciatus* e esta também foi bastante recorrente na espécie *Astyanax lacustris* (Tab. 5).

Tabela 5. Registro de anomalias por ponto de amostragem, por espécie e por período de amostragem no lago Guaíba.

Ponto	Espécie	Ano	a1	a2	a3	a4	a5	b1	b2	c1	D	Total
P1	<i>Diapoma alburnus</i>	2002	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2002	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2002	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Aphyocharax anisitsi</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Astyanax eigmaniorum</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Astyanax fasciatus</i>	2003-2004	54	4	0	3	0	0	0	1	5	67
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2003-2004	18	2	0	3	0	0	0	0	1	24
P4	<i>Astyanax fasciatus</i>	2003-2004	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2003-2004	31	0	0	2	0	0	0	0	0	33
P1	<i>Astyanax lacustris</i>	2003-2004	0	1	1	5	0	0	0	0	0	7
P2	<i>Astyanax lacustris</i>	2003-2004	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P4	<i>Astyanax lacustris</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Astyanax lacustris</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Cheirodon ibichuiensis</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Corydoras paleatus</i>	2003-2004	0	1	0	15	2	0	0	0	0	18
P2	<i>Cyphocharax spilotus</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Cyphocharax spilotus</i>	2003-2004	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
P2	<i>Cyphocharax voga</i>	2003-2004	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
P5	<i>Cyphocharax voga</i>	2003-2004	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2003-2004	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8
P1	<i>Diapoma alburnus</i>	2003-2004	10	0	0	0	0	0	0	0	1	11
P4	<i>Diapoma alburnus</i>	2003-2004	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2003-2004	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P1	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	2003-2004	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P1	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2003-2004	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2003-2004	1	0	0	1	0	0	0	0	1	3
P4	<i>Lycengraulis grossidens</i>	2003-2004	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
P4	<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	2003-2004	0	4	0	1	0	0	0	0	0	5
P2	<i>Pimelodella australis</i>	2003-2004	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Rineloricari cadeae</i>	2003-2004	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
P1	<i>Astyanax fasciatus</i>	2006-2007	0	1	0	0	0	0	0	0	3	4
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2006-2007	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2006-2007	1	0	0	1	0	0	0	1	0	3
P1	<i>Astyanax lacustris</i>	2006-2007	0	0	0	2	0	1	0	1	0	4
P2	<i>Astyanax lacustris</i>	2006-2007	0	0	0	4	0	0	0	1	0	5
P3	<i>Astyanax lacustris</i>	2006-2007	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P4	<i>Astyanax lacustris</i>	2006-2007	0	1	1	4	0	0	0	1	1	8
P1	<i>Corydora paleatus</i>	2006-2007	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P2	<i>Corydora paleatus</i>	2006-2007	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
P4	<i>Corydora paleatus</i>	2006-2007	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Corydora paleatus</i>	2006-2007	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Diapoma alburnus</i>	2006-2007	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2006-2007	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2

P4	<i>Diapoma alburnus</i>	2006-2007	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2006-2007	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P2	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	2006-2007	1	0	0	5	0	0	0	0	0	6
P1	<i>Astyanax fasciatus</i>	2007-2008	0	1	0	3	0	0	0	2	1	7
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2007-2008	0	1	0	7	0	0	0	3	1	12
P3	<i>Astyanax fasciatus</i>	2007-2008	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P4	<i>Astyanax fasciatus</i>	2007-2008	0	2	0	3	0	0	0	1	0	6
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2007-2008	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
P1	<i>Astyanax lacustris</i>	2007-2008	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
P2	<i>Astyanax lacustris</i>	2007-2008	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Astyanax lacustris</i>	2007-2008	1	0	0	2	0	0	0	1	1	5
P4	<i>Astyanax lacustris</i>	2007-2008	1	0	0	1	0	0	0	1	0	3
P5	<i>Astyanax lacustris</i>	2007-2008	0	0	0	2	0	0	0	1	0	3
P1	<i>Corydora paleatus</i>	2007-2008	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Corydora paleatus</i>	2007-2008	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
P5	<i>Corydora paleatus</i>	2007-2008	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2007-2008	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2007-2008	2	1	0	0	0	0	0	1	0	4
P1	<i>Astyanax fasciatus</i>	2009-2011	3	1	0	4	0	0	0	4	2	14
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2009-2011	1	0	0	4	0	0	1	2	1	9
P3	<i>Astyanax fasciatus</i>	2009-2011	2	1	0	1	0	0	0	1	0	5
P4	<i>Astyanax fasciatus</i>	2009-2011	1	0	0	1	0	0	0	2	0	4
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2009-2011	0	0	0	5	0	0	0	1	0	6
P1	<i>Astyanax lacustris</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2
P2	<i>Astyanax lacustris</i>	2009-2011	0	0	0	2	0	0	0	2	0	4
P3	<i>Astyanax lacustris</i>	2009-2011	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
P4	<i>Astyanax lacustris</i>	2009-2011	1	0	0	33	0	0	0	2	0	36
P5	<i>Astyanax lacustris</i>	2009-2011	0	1	1	19	0	0	0	4	0	25
P2	<i>Bryconamericus iheringii</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Crenicichla lepidota</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Cyphocharax voga</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2009-2011	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2009-2011	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
P2	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	2009-2011	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P1	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Jenynsia multidentata</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Lycengraulis grossidens</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	2009-2011	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	2009-2011	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P3	<i>Pimelodella australis</i>	2009-2011	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Platanichthys platana</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Rineloricaria cadeae</i>	2009-2011	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P5	<i>Rineloricaria cadeae</i>	2009-2011	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Rineloricaria strigilata</i>	2009-2011	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2012-2013	0	1	0	4	0	0	0	0	0	5

P3	<i>Astyanax fasciatus</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2012-2013	0	1	0	2	0	0	0	0	0	3
P1	<i>Astyanax lacustris</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Astyanax lacustris</i>	2012-2013	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P3	<i>Astyanax lacustris</i>	2012-2013	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
P4	<i>Astyanax lacustris</i>	2012-2013	0	1	0	11	0	0	0	0	0	12
P5	<i>Astyanax lacustris</i>	2012-2013	0	1	0	3	0	0	0	0	0	4
P2	<i>Bryconamericus iheringii</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Bunocephalus erondinae</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Crenicichla lepidota</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P1	<i>Diapoma alburnus</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2012-2013	0	1	0	4	0	0	0	0	0	5
P4	<i>Diapoma alburnus</i>	2012-2013	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2012-2013	1	0	0	2	0	0	0	2	0	5
P5	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	2012-2013	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P2	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2
P2	<i>Jenynsia multidentata</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Lycengraulis grossidens</i>	2012-2013	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P3	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	2012-2013	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
P4	<i>Oligosarcus robustus</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Oligosarcus robustus</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P4	<i>Pachyurus bonariensis</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P4	<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Pimelodus pintado</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
P3	<i>Platanichthys platana</i>	2012-2013	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P3	<i>Rineloricaria cadeae</i>	2012-2013	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<hr/>												
P1	<i>Astyanax fasciatus</i>	2014	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2014	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P5	<i>Astyanax lacustris</i>	2014	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
P5	<i>Crenicichla punctata</i>	2014	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P1	<i>Diapoma alburnus</i>	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P3	<i>Diapoma alburnus</i>	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P3	<i>Rineloricaria cadeae</i>	2014	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<hr/>												
P1	<i>Astyanax fasciatus</i>	2015-2016	0	2	0	4	0	0	0	0	3	9
P2	<i>Astyanax fasciatus</i>	2015-2016	0	1	0	13	0	0	0	0	7	21
P3	<i>Astyanax fasciatus</i>	2015-2016	0	0	0	3	0	0	0	0	2	5
P4	<i>Astyanax fasciatus</i>	2015-2016	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
P5	<i>Astyanax fasciatus</i>	2015-2016	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
P2	<i>Astyanax lacustris</i>	2015-2016	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
P3	<i>Astyanax lacustris</i>	2015-2016	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P4	<i>Astyanax lacustris</i>	2015-2016	0	0	0	3	0	0	0	0	1	4
P5	<i>Astyanax lacustris</i>	2015-2016	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P2	<i>Diapoma alburnus</i>	2015-2016	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
P5	<i>Diapoma alburnus</i>	2015-2016	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4

P2	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	2015-2016	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2
P2	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2015-2016	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
P2	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2015-2016	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
P5	<i>Rineloricaria strigilata</i>	2015-2016	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Total			141	32	7	277	2	2	4	51	52	568

Além disso, a análise de PERMANOVA, aplicada aos dados das anomalias morfológicas, indicou que estas ocorrem ao acaso em relação aos fatores pontos de coleta ($F=0,66105$; $p=0,6305$) e espécie ($F=1,02788$; $p=0,4156$). A interação espécie e ponto também não foi estatisticamente significativa, isso significa que em todos os pontos de coleta os dados para as espécies se comportam da mesma forma ($F=0,66784$; $p=0,8713$). Mediante este resultado, foi analisado dentro de cada ponto e período de amostragem a existência de um padrão para a ocorrência de anomalias morfológicas, sendo que o mesmo não foi encontrado nas análises por tipo de anomalias dentro de cada período e por espécies dentro de cada um dos pontos de amostragem (Tab. 6). Contrariamente, se observa a existência de um padrão de ocorrência de anomalias por espécie nos períodos de 2006-2007 ($F=1,95$; $p=0,045$) e de 2015-2016 ($F=0,58$; $p=0,038$) (Tab. 6).

Tabela 6. Análise de PERMANOVA. Fatores (Ponto e Ano); Graus de liberdade (Df); Soma dos Quadrados; média da Soma dos Quadrados; valores do Pseudo F, do R^2 e de p.

Fatores	Df	Soma dos quadrados	Média da soma dos quadrados	Pseudo F	R^2	p
Ponto1 - Ano	7	2.32	0.33	0.93	0.23	0.502
Ponto1 - Espécie	8	4.75	0.59	1.66	0.46	0.168
Ponto2 - Ano	7	1.76	0.25	1.18	0.19	0.282
Ponto2 - Espécie	14	3.35	0.24	1.13	0.37	0.330
Ponto3 - Ano	6	1.02	0.17	1.13	0.37	0.395
Ponto3 - Espécie	12	1.01	0.08	0.56	0.36	0.935
Ponto4 - Ano	5	1.66	0.33	1.17	0.35	0.365
Ponto4 - Espécie	7	1.43	0.20	0.72	0.30	0.732
Ponto5 - Ano	7	1.12	0.16	0.55	0.16	0.945
Ponto5 - Espécie	11	2.57	0.23	0.81	0.36	0.607
Ano2002 - Ponto	1	0.06	0.06	0.93	0.48	0.667
Ano2003.04 - Ponto	1	0.46	0.46	1.44	0.04	0.247
Ano2003.04 - Espécie	14	8.18	0.58	1.83	0.67	0.131
Ano2006.07 - Ponto	1	0.05	0.05	0.39	0.02	0.868
Ano2006.07 - Espécie	4	1.03	0.26	1.96	0.43	0.045
Ano2007.08 - Ponto	1	0.35	0.35	2.31	0.14	0.080
Ano2007.08 - Espécie	3	0.67	0.22	1.46	0.26	0.185
Ano2009.11 - Ponto	1	0.13	0.13	0.40	0.02	0.756
Ano2009.11 - Espécie	15	3.71	0.25	0.78	0.53	0.694

Ano2012.13 - Ponto	1	0.08	0.08	0.64	0.03	0.551
Ano2012.13 - Espécie	16	1.57	0.10	0.83	0.53	0.657
Ano2014 - Ponto	1	0.08	0.08	2.31	0.17	0.180
Ano2014 - Espécie	4	0.32	0.08	2.28	0.68	0.121
Ano2015.16 - Ponto	1	0.21	0.21	1.37	0.06	0.286
Ano2015.16 - Espécie	5	2.00	0.40	2.60	0.58	0.038

4. DISCUSSÃO

A composição da ictiofauna de água doce da região neotropical é representada principalmente pelas ordens Siluriformes (38%), Characiformes (33%), Cyprinodontiformes (13%) e Cichliformes (9%) (Malabarba & Malabarba, 2014). No estado do Rio Grande do Sul, as espécies estão distribuídas em 12 ordens, sendo as mais representativas Siluriformes (42%), Characiformes (28%), Cyprinodontiformes (11%) e Cichliformes (10%) (Bertaco *et al.*, 2016). Embora esse padrão de representatividade seja evidenciado para o estado, o presente estudo revelou que a composição da ictiofauna das margens dos pontos amostrados no lago Guaíba é representada principalmente pelas ordens Characiformes (42%), Siluriformes (31%) e Cichliformes (13%). Além do maior número de espécies registradas, estas ordens também representaram o maior número de exemplares coletados no lago Guaíba, e este resultado foi apontado em outros estudos realizados no lago (Flores-Lopes, 2006; Dufech *et al.*, 2007). Já em relação às famílias, a mais representativa, tanto em número de espécies quanto em abundância, foi Characidae, seguida de Loricariidae e Cichlidae, e o mesmo resultado foi obtido em Reis *et al.* (2003a) para os neotrópicos, tendo destaque a família Loricariidae, que é a mais representativa da ordem Siluriformes em toda região neotropical (Ota *et al.*, 2015).

No presente estudo, as espécies mais abundantes foram *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Diapoma alburnus*, *Hyphessobrycon luetkenii*, e *Corydoras paleatus*. De acordo com Dufech (2009), estas espécies possuem hábitos alimentares diversificados, o que as caracteriza como generalistas. O fato de estas espécies serem as mais abundantes no lago Guaíba é um indicativo de que este ambiente encontra-se impactado. Segundo Faush *et al.* (1990), uma das modificações observadas em assembleias de peixes acarretadas pelas alterações ambientais é o aumento na proporção de espécies com hábitos alimentares generalistas. Ferreira & Casatti (2006), encontraram maior associação de espécies generalistas ao trecho considerado pobre, sem diversidade de habitats e substrato instável, de um córrego

da bacia do Alto Rio Paraná. Além disso, estas espécies além de serem as mais abundantes, estão entre as consideradas constantes durante todo período de amostragem.

De acordo com Garutti (1988), a constância de ocorrência é uma medida importante na caracterização de qualquer ponto de um curso d'água. Pavanelli & Caramaschi (1997) afirmam que é uma medida qualitativa que não depende do número de exemplares coletados, mas que pode indicar a residência de espécies no ambiente estudado. Isso indica que as 22 espécies constantes apontadas neste trabalho são residentes nos pontos amostrados no lago Guaíba, em sua maioria representantes da família Characidae e Cichlidae. Além disso, a constância de ocorrência das espécies foi diferente entre os pontos amostrados e assim os caracterizando em relação à composição de suas respectivas comunidades. Barra do Ribeiro e Saco da Alemoa obtiveram registro de um maior número de espécies constantes, a maioria dos Cichliformes registrados foi constante nestes pontos, provavelmente devido ao tipo de vegetação presente nestes locais, onde estes peixes são principalmente coletados (Reis & Malabarba, 1987; Malabarba *et al.*, 2013). Os Siluriformes, em geral, apresentam hábito bentônico (Britski *et al.*, 2007) e no presente estudo foram constantes nos pontos Saco da Alemoa, Barra do Ribeiro e Foz do arroio Celupa, o que pode representar um indicativo da qualidade do substrato dessas localidades, visto que a sedimentação torna o fundo dos ambientes aquáticos mais homogêneo, influenciando a ocorrência dessas espécies (Dufech, 2009).

A Riqueza de espécies, juntamente com as medidas de diversidade, é extensivamente utilizada para avaliar níveis de degradação em ecossistemas aquáticos (Faush *et al.*, 1990). Ambientes aquáticos sob influência antrópica possuem menor diversidade, riqueza específica e equitabilidade, devido ao aumento da dominância de poucas espécies resistentes na região afetada (Falcão *et al.*, 2017; Reash & Berra, 1987). No presente estudo, os índices de diversidade apresentaram variação espacial. Os pontos Gasômetro e Praia da Alegria apresentaram os menores valores para o índice de Riqueza e registraram diferenças estatisticamente significativas para os pontos de coleta Saco da Alemoa e Barra do Ribeiro, os quais registraram os maiores valores para o índice, o que vem a corroborar os resultados obtidos para o Índice de Constância de Ocorrência. O índice de Equitabilidade mostrou que a Foz do arroio Celupa apresentou uma maior uniformidade na abundância das espécies, enquanto que o Gasômetro apresentou uma maior dominância. Frente a estes resultados, se pode sugerir que o ponto Gasômetro entre os demais é o que sofre maior influência antrópica,

visto que possui menor diversidade, riqueza específica e equitabilidade, e maior dominância de poucas espécies. Em relação à variação temporal, somente o índice de Riqueza apresentou diferença entre os anos de monitoramento. Estes resultados apontam uma provável estabilização da composição da ictiofauna do lago Guaíba, pois apesar da forte influência antrópica, quando avaliada pelos demais índices, esta não registrou variação entre os anos analisados.

Segundo Matthwes (1998), as assembleias de peixes respondem às oscilações ambientais em diferentes escalas espaciais e temporais. Os resultados obtidos para composição de espécies apontaram uma variação por ponto e por ano amostrado. Entre os cinco pontos de coleta, o Gasômetro e a Praia da Alegria são os que possuem menor número de espécies associadas. A influência das variáveis abióticas nestes pontos torna-se uma explicação frente a estes resultados. De acordo com Fialho *et al.* (2008), a influência das variáveis ambientais na estrutura das assembleias de peixes é uma abordagem importante para entender a relação entre peixe e habitat. Sendo assim, as altas concentrações de DBO, NH₃, fósforo total, condutividade e baixas concentrações de OD registradas no ponto Gasômetro e também os altos valores de condutividade e turbidez no ponto Praia da Alegria podem ter influenciado a estruturação das assembleias de peixes nestas localidades.

A análise de dbRDA revelou que os fatores DQO e OD influenciaram a distribuição das espécies nos pontos Gasômetro, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro. De acordo com von Sperling (1996), estas duas variáveis são importantes na caracterização do corpo d'água, o oxigênio dissolvido é o principal parâmetro que determina os efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos, enquanto a demanda química de oxigênio expressa indiretamente o teor de matéria orgânica nos esgotos ou nos corpos d'água, sendo, portanto, um indicador do potencial de consumo do oxigênio dissolvido. A análise também indicou a influência dos parâmetros condutividade e turbidez na distribuição das espécies entre os pontos analisados. Segundo Camargo & Pereira (2003), a decomposição da matéria orgânica gera um aumento de partículas em suspensão, contribuindo para a entrada de partículas iônicas, de modo a acarretar o aumento da condutividade e também da turbidez.

Desse modo, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido no Gasômetro denotam a carga de poluentes de origem orgânica que é recebida por este ponto, que sofre a influência da

foz do arroio Dilúvio e dos rios Gravataí e Sinos, que contribuem com fontes poluidoras com elevadas cargas orgânicas (Bentadi *et al.*, 2003). Segundo Bentadi *et al.* (2003), teores de oxigênio dissolvido entre 4,0 e 5,0 mg O₂/L determinam a morte de peixes mais exigentes, sendo que índices abaixo de 2,0 mg O₂/L indicam grande possibilidade de mortandade de peixes por asfixia. Tendo em vista que o menor valor médio para a concentração desta variável no ponto foi 1,7 mg O₂/L, em 2015-2016, pode-se dizer que este fator abiótico está influenciando fortemente a ocorrência e abundância das espécies neste ponto. Este ponto também apresentou os maiores valores para demanda química de oxigênio e condutividade, sendo mais um indicativo da introdução de matéria orgânica no local. A Praia da Alegria e a Barra do Ribeiro apresentaram maior turbidez, o que pode estar associado à introdução de matéria orgânica ou por característica do ambiente, visto que os dois pontos são praias de fundo arenoso. Entretanto, a Barra do Ribeiro entre os três pontos é o que possui favoráveis condições para as espécies mais exigentes, o que é demonstrado na análise, pois a maior parte das espécies registradas no lago para o período analisado está associada a este ponto e ao ponto Praia da Alegria.

Semelhantes resultados foram encontrados em um estudo do monitoramento da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, no qual também foram amostrados os pontos de coleta Gasômetro, Saco da Alemoa, Foz do arroio Celupa, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro, entre o período de 2002 a 2004. Em que Flores-Lopes (2006), apontou a influência da variável DBO associada à má qualidade das águas do lago e observou que a Barra do Ribeiro foi o ponto que apresentou a melhor qualidade da água em toda bacia hidrográfica, pois registrou as maiores médias de oxigênio dissolvido e as menores de coliformes fecais e DBO. As variáveis DBO e OD também foram apontadas como indicadoras da poluição orgânica no lago Manchar, no Paquistão, o qual é a principal fonte de água doce para a população (Kazi *et al.*, 2009). Dufech (2009) também identificou os principais parâmetros responsáveis pela distribuição de espécies nos pontos amostrados nos rios formadores do Delta do Jacuí e no lago Guaíba, sendo eles: temperatura do ar e da água, DBO, condutividade e turbidez. Ainda apontou a influência da sazonalidade e da variação espacial na estruturação dessas assembleias. No presente estudo, a estruturação das assembleias de peixes, segundo a influência das variáveis abióticas, se deu espacialmente, o que denota a preferência dos peixes por habitats de melhor qualidade ou que apresentem condições para desova e/ou alimentação segundo Fialho *et al.* (2008).

A poluição das águas do lago Guaíba é uma condição histórica, que vem sendo apontada desde o século XIX, pela população e poder público em função da cor e odor das águas (Rückert, 2013). Esta condição tem influência direta sobre as assembleias de peixes, sendo que alguns dos efeitos negativos gerados nestas são associados à presença de poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações do habitat e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática, sendo estes efeitos originados por ação antrópica ou natural (Araújo, 1998). A presença de anomalias morfológicas externas em peixes é outro indicativo dessa influência, podendo indicar áreas ou períodos mais criticamente afetados (Malabarba *et al.*, 2004). No presente estudo, a análise da PERMANOVA mostrou que a ocorrência de anomalias morfológicas nos peixes se dá ao acaso entre as espécies, locais e períodos estudados. Entretanto, embora a análise tenha demonstrado que a ocorrência destas anomalias por ano amostrado ocorre ao acaso, o período de 2002-2003 apresentou a maior frequência de anomalias, o que pode estar relacionado às condições meteorológicas que contribuem com o processo de florações de cianobactérias no lago Guaíba, especialmente no ano de 2002, no qual foi registrado tal processo (Porto Alegre, 2012). Estes eventos estão associados a ambientes aquáticos eutrofizados, ricos em nitrogênio e fósforo, sendo estes nutrientes oriundos dos despejos de esgotos e dos resíduos da produção primária, ambos presentes nos contribuintes do lago Guaíba (Porto Alegre, 2012).

Além disso, as anomalias a1, D e c1 tiveram maior incidência sobre *Astyanax fasciatus*, e a anomalia a4 sobre a espécie *Astyanax lacustris*, sendo que a maioria desses registros ocorreu no ponto Gasômetro, este sendo também o ponto de coleta com maior registro de anomalias no total. Sanders *et al.* (1999), observaram um alto número de anomalias em locais poluídos por descargas de esgotos, de indústrias ou ambas. Desse modo, embora não tenha sido encontrado um padrão estatisticamente significativo para os fatores analisados, a incidência de anomalias morfológicas aponta mais uma vez o ponto Gasômetro como o de pior qualidade ambiental dentre os estudados. A espécie *Astyanax fasciatus* demonstrou-se um bom indicador da qualidade ambiental, pois apresentou altas incidências de anomalias, e se manteve abundante mesmo no ponto que apresenta a pior qualidade de suas águas. Esta espécie é apontada como tolerante à degradação ambiental como descreve Araújo (1998), Menni *et al.* (1996) e Schulz & Martins-Junior (2001).

Adicionalmente, a anomalia dos raios e espinhos das nadadeiras (a4) foi a mais frequente entre os indivíduos anômalo no lago Guaíba, a alta incidência dessa anomalia também foi detectada por Mise *et al.* (2017) em indivíduos da espécie *Corydoras aff. longipinnis*, em dois reservatórios sob forte influência antrópica, localizados nas bacias altas do Iguaçu e do Sul da Costa do Paraná, no Brasil. Em outro estudo realizado no lago Guaíba, no qual a presença de anomalias morfológicas externas foi correlacionada com agentes estressores presentes no ambiente, Flores-Lopes (2006) observou alta frequência das anomalias a4 e a1 em todos os pontos amostrados no lago, tendo maior ocorrência principalmente nas espécies *Corydoras paleatus* e *Astyanax fasciatus*, respectivamente. Este autor também encontrou maior associação entre a ocorrência de anomalias morfológicas externas e o ambiente mais fortemente impactado entre os pontos amostrados no Guaíba, sendo ele o Gasômetro.

Espécies introduzidas podem alterar o ambiente, pela introdução de organismos patológicos capazes de infestar as espécies autóctones, as quais normalmente não possuem mecanismos de defesa contra tais organismos (Araújo *et al.*, 2001). Espécies alóctones, quando instaladas, podem alterar a distribuição natural de espécies nativas e ocasionar sérios declínios populacionais (Rocha, 2008). A presença de espécies exóticas também pode provocar mudanças profundas no ambiente, criando competição com as espécies nativas (Barbieri *et al.*, 2007). No presente estudo, foi apontada a presença de espécies alóctones, estas que são nativas de bacia hidrográfica brasileira registradas em bacia onde não ocorriam naturalmente (IBAMA, Portaria 145/1998). Dentre elas *Pachyurus bonariensis*, que foi relativamente abundante e também esteve entre as espécies consideradas constantes em quase todos os pontos amostrados. Esta espécie, que ocorre naturalmente na bacia do rio Uruguai, teve seu primeiro registro no sistema laguna dos Patos, RS, no município de Barra do Ribeiro apontado por Pinto *et al.* (2001), que relacionou seu registro à construção de canais de irrigação para cultivos de arroz, ou em decorrência de sua introdução por pescadores e/ou piscicultores. Em estudos posteriores, esta espécie foi registrada por Milani (2005) na lagoa do Casamento, na laguna dos Patos, RS; Flores-Lopes *et al.* (2006), no lago Guaíba; Dufech *et al.* (2007), na Praia da Pombas, no lago Guaíba; e Dufech *et al.* 2009, que discutiram a instalação dessa espécie no sistema hidrográfico da laguna dos Patos e apontaram seu estabelecimento neste sistema hidrográfico.

Outra espécie registrada no lago Guaíba e que se enquadra como espécie alóctone é *Acestrorhynchus pantaneiro*, que ocorre naturalmente na bacia do rio Uruguai. O seu primeiro

registro no sistema hidrográfico da laguna dos Patos foi apontado por Saccol-Pereira *et al.* (2006) dentro dos limites do Parque Estadual Delta do Jacuí - RS. Estes autores associaram a ocorrência desta espécie no sistema hidrográfico da laguna dos Patos ao escape de cultivos em açudes, soltura por pessoas que se dedicam à aquariofilia ou ainda por ação antrópica direta no meio ambiente, que modifica os limites hidrográficos de bacias em função socioeconômica, o que poderia ter facilitado a transposição da espécie entre as bacias hidrográficas. No presente estudo, esta espécie foi encontrada primeiramente no período de 2006-2007, após quatro anos do registro de Saccol-Pereira *et al.* (2006). Além disso, foi uma espécie considerada acidental ao longo do monitoramento, sendo somente constante no ponto Barra do Ribeiro.

De acordo com o IBAMA (1998), espécie exótica possui origem e ocorrência natural somente em águas de outros países, quer tenha ou não já sido introduzida em águas brasileiras. No entanto, a espécie exótica *Oreochromis niloticus*, proveniente da Costa do Marfim no Oeste africano, foi introduzida no Brasil em 1971 (Boscolo *et al.*, 2001), sendo a principal espécie utilizada em pisciculturas no país (Schulter & Vieira Filho, 2017). Esta espécie encontra-se mundialmente distribuída (Mehak *et al.*, 2017), tendo também o seu registro apontado neste estudo para o lago Guaíba. Apesar de seu registro, foi uma espécie considerada acidental ao longo do período analisado, ocorrendo somente no Gasômetro, com baixa abundância.

5. CONCLUSÃO

Portanto, este trabalho apresentou um panorama dos parâmetros observados a partir do monitoramento de longo prazo realizado no lago Guaíba, indicando a má qualidade de suas águas. Apesar de ser a principal fonte de abastecimento para a população de Porto Alegre e região metropolitana, apresenta uso inadequado. Os afluentes desse lago contribuem negativamente para esta situação. Esta condição tem influência direta sobre a assembleia de peixes, tanto na estrutura quanto na saúde desses organismos.

No que se refere à estrutura, foi elucidado no presente trabalho a diferença na distribuição de espécies por ponto amostrado, indicando a menor associação de espécies aos pontos de menor qualidade ambiental, sendo estes a Praia da Alegria e o Gasômetro.

Apontou que as variáveis abióticas DQO, OD, condutividade e turbidez são as principais responsáveis pela estruturação das assembleias de peixes do lago Guaíba para os pontos amostrados Gasômetro, Praia da Alegria e Barra do Ribeiro.

Quanto ao aspecto saúde dos organismos estudados, verificou-se que a exposição a diversos poluentes acaba por provocar anomalias morfológicas, sendo que a maior incidência destas indicaram que ponto o Gasômetro é o que possui pior qualidade da água.

A aplicação dos índices de diversidade também demonstraram a influência antrópica sofrida pelo Gasômetro, os quais indicaram uma menor Riqueza, Diversidade, Equitabilidade e maior Dominância de espécies neste local. Os dados coletados e trabalhados evidenciaram que a presença de espécies alóctones e exótica no lago indicam a influência antrópica, representando um risco à comunidade nativa do lago Guaíba.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., ... & Harrison, S. P. 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, 14(1), 19-28.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58, 547-558.
- Araújo, F. G., Fichberg, I., Pinto, B. C. T., & Peixoto, M. G. 2001. Variações espaciais na assembléia de peixes no rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(2), 483-492.
- Barbieri, E.; Mendonça, J.T.; Paes, E.T. 2007. Ocorrência de espécies exóticas na comunidade do Jairé no rio Ribeira de Iguape. *Estudos de Biologia*, (67/69): 269-276.
- Bendati, M. M., Schwarzbach, M. S. R., Maizonave, C. R. M., Almeida, L. B., & Bringhenti, M. L. 2000. Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) como suporte para a gestão da bacia hidrográfica. In *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 27 (pp. 1-20). ABES.
- Bergman, H. 1985. Assessment protocols for the identification and quantification of injury to fishery resources. Progress Report, U.S. Department of Interior, Washington, 364 p.
- Bertaco, V. A.; Lucena Z. M. S. & Becker, F. G. 1998. Variação espacial e temporal na abundância de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus*(Characidae) no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia*, 11:61-89.
- Bertaco, V. A., Ferrer, J., Carvalho, F. R., & Malabarba, L. R. 2016. Inventory of the freshwater fishes from a densely collected area in South America—a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. *Zootaxa*, 4138(3), 401-440.
- Bitar, O.Y & Ortega, R.D. 1998. Gestão Ambiental. p.499-508 In: Oliveira, A.M.S. & Brito, S.N.A. (Eds.). *Geologia de Engenharia*. São Paulo, Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 850p.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P. *Numerical ecology with R*. New York: Springer; 2011.
- Boscolo, W. R., Hayashi, C., Soares, C. M., Furuya, W. M., & Meurer, F. 2001. Desempenho e características de carcaça de machos revertidos de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), linhagens tailandesa e comum, nas fases inicial e de crescimento. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 30(5), 1391-1396.

- Britski, H. A.; Silimon, K. Z. S. & Lopes, B. S. Peixes do Pantanal: manual de identificação 2ª edição revista e ampliada. Brasília, EMBRAPA, 2ª Ed., v. 1, 2007.
- Bruschi Jr., W., Malabarba, L. R., & Silva, J. D. 2000. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. Centro de Ecologia/UFRGS.(Ed.). Carvão e meio ambiente. Porto Alegre: UFRGS, 803-809.
- Camargo, A. F., & Pereira, A. D. M. 2003. Qualidade da água em áreas urbanas. BRAGA, R.; CARVALHO, PF. Recursos hídricos e planejamento urbano e regional. Rio Claro: Laboratório de Planejamento Municipal-Deplan-UNESP-IGCE.
- Dalto, R. & Meneghetti, S.B. 1998. Águas que se encontram. p. 8-29. In: Noronha, L.C (org) Baía de todas as águas: preservação e gerenciamento ambiental na Bacia Hidrográfica do Guaíba. Secretaria da Coordenação e Planejamento do estado do Rio Grande do Sul, Secretaria Executiva do Pró-Guaíba, Porto Alegre, 112p.
- Dufech, A. P. S. 2009. Uso de assembleias de peixes como indicadoras de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do Delta do Rio Jacuí, RS.
- Dufech, A. P. S., & Fialho, C. B. 2007. Biologia populacional de *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae), uma espécie alóctone no sistema hidrográfico da laguna dos patos, Brasil. Biota Neotropica. Vol. 7, n. 1 (Jan./Apr. 2007).
- Dufech, A. P. S., & Fialho, C. B. 2009. Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. Iheringia: série zoologia. Porto Alegre. Vol. 99, n. 2 (30 jun. 2009), p. 177-188.
- Falcão, M. G., Pichler, H. A., Felix, F. C., Spach, H. L., Barril, M. E., Araujo, K. C. B. D., & Godefroid, R. S. 2017. A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do complexo estuarino de Paranaguá, Brasil. Cadernos da Escola de Saúde, 1(1).
- Fausch, K. D., Lyons, J. O. H. N., Karr, J. R., & Angermeier, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In American fisheries society symposium (Vol. 8, pp. 123-144).
- Ferreira MFN. Avaliação da toxicidade dos efluentes líquidos do sistema integrado de tratamento do Pólo Petroquímico do Sul sobre a morfogênese de larvas de Pimephales promelas Rafinesque, 1820. Rio Grande: FURG; 1992.
- Ferreira, C. D. P., & Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. Biota Neotropica.

- Fialho, A. P., Oliveira, L. G., Tejerina-Garro, F. L., & de Mérona, B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598(1), 315-324.
- Flores-Lopes, F., L. R. Malabarba, E. H. L. Pereira & J. F. P. da Silva. 2001. Alterações histológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 18(3):699-709.
- Flores-Lopes, F., L. R. Malabarba, J. F. P. da Silva & E. H. L. Pereira. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu Ciências Tecnologia PUCRS Sér. Zool.*, 15(1):137-155.
- Flores-Lopes, F., Cognato, D. P., Malabarba, L. R. 2005. Alterações histopatológicas observadas nas brânquias do lambari *Astyanax jacuhiensis* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Characidae) sob influência de efluentes petroquímicos.. *Revista Brasileira de Toxicologia*, 18: 99-104.
- Flores-Lopes, F. & Thomaz, A.T. 2011a. Histopathologic alterations observed in fish gills as a tool in environmental monitoring. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1): 179-188.
- Flores-Lopes, F., Thomaz, A.T. 2011b. Assessment of environmental quality through analysis of frequency of black spot disease in an assemblage of fish, Guaíba Lake, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(4): 915-923.
- Flores-Lopes, F., Reuss-Strenzel, G. M. 2011. Frequency of morphological alterations in fish of Guaíba Lake and its application on the environmental monitoring. *Bioikos*, 25(1): 11-23.
- Flores-Lopes, F., Cetra, M., & Malabarba, L. R. 2010. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotropica*, 10(4).
- Flores-Lopes, F. 2006. Monitoramento ambiental da bacia hidrográfica do lago Guaíba – RS – Brasil, através da utilização de diferentes metodologias aplicadas a taxocenoses de peixes. Porto Alegre, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, 225 p.
- Ganasan, V., Hughes, R.M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*. 1998; 40: 367-383.

- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia* 48:747-759.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais - IBAMA. 1998. Portaria 145/1998. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/PT0145-181001.PDF>> acesso em 06 de janeiro de 2018.
- Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., ... & Shah, A. Q. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(2), 301-309.
- Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. & Bender, P. 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul, Brasil, EDUNISC.
- Lobo, E. A., Bes, D., Tudesque, L., & Ector, L. 2004. Water quality assessment of the Pardino River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie et Milieu*, 54(2-3), 115-126.
- Legendre P, Anderson MJ. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*. 1999; 69(1):1-24.
- Legendre P, Legendre L. Numerical ecology. 2th ed. Amsterdam: Elsevier; 1998.
- Malabarba, L.R. & Goettems, E.M.P. 1987. Estudos sobre a ictiofauna das lagoas de Estabilização Terciárias do SITEL. *Anais do 14o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, p,74-120.
- Malabarba, L. R., Carvalho Neto, P., Bertaco, V. D. A., Carvalho, T. P., Ferrer, J., & Artioli, L. G. S. 2013. Guia de identificação dos peixes da bacia do rio Tramandaí. Via Sapiens, Porto Alegre, 140.
- Malabarba, L.R. & Malabarba, M.C.S.L. 2014. Filogenia e classificação dos peixes neotropicais. In: Baldissotto, B., Cyrino, J.E.P. & Urbinati, E.C. (Eds.), *Biologia e fisiologia de peixes neotropicais de água doce*. UNESP, Jaboticabal, pp. 1–12
- Malabarba, L.R. & Reis, R.E. 1987. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. N°36 - Peixes. Sociedade Brasileira de Zoologia, Campinas, 14p.
- Malabarba, L. R., E. H. L. Pereira, J. F. P. da Silva & W. Bruschi Jr. 1996. Monitoramento de águas superficiais através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo do caso do lago Guaíba.

- Malabarba, L. R.; E. H. L. Pereira; J. F. P. da Silva; W. Bruschi Jr & F. Flores-Lopes. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, série Zoologia* 17(2): 97-128.
- Matthews, W. J., Hough, D. J., & Robison, H. W. (1992). Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analyses. *Copeia*, 296-305.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, New York.
- Mehak, A., Mu, Y., Mohsin, M., Noman, M., & Nazir, K. 2017. Population dynamics of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) at Chashma Barrage, Pakistan.
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotropica*. Vol. 8, n. 3 (jul./set. 2008), p. 21-27.
- Menni, R. C., Gómez, S. E., & Armengol, F. L. 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hydrobiologia*, 328(3), 173-197.
- Meyers, T.R. & Hendricks, J.D. 1985. Histopathology. In: Rand, G.M. & S.R. Petrocelli (eds.). *Fundamental of aquatic toxicology, methods and application*. Hemisphere Pub. Washington
- Milani, P.C.C. 2005. Diagnóstico da pesca artesanal na lagoa do Casamento, sistema nordeste da laguna dos Patos: uma proposta de manejo. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Faculdade de Biociências, PUCRS, Porto Alegre. 71p.
- Mise, Fábio Teruo, Tencatt, Luiz, & Santos, Bruno Ferreira dos. (2017). Record of morphological deformities in *Corydoras aff. longipinnis* in two reservoirs under urban influence in Upper Iguazu and Southern Coastal basins in Paraná State, Brazil. *Biota Neotropica*, 17(1), e20160230.
- Oliveira, M.L.A.A. & M.L. Porto. 1999. Ecologia de paisagem do Parque Estadual Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil: mapa da cobertura do solo e da vegetação, a partir de imagem do Landsat TM5. *Iheringia, Série Botânica*, Porto Alegre, 52: 145-162.
- Ota, R.R., Message, H.J., da Graça, W.J. & Pavanelli, C.S. (2015) Neotropical Siluriformes as a model for insights on determining biodiversity of animal groups. *PloS ONE*, 10 (7), 1–13.
- Pavanelli, C. S. & Caramaschi, E. P. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná state, Brazil. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 8, 23-31. 1997

- Pinto, R.F.; Oliveira, C.L.C.; Colombo, P.; Malabarba, L.R. 2001. Primeiro registro de *Pachyurus bonariensis* (Steidachner, 1879) (Perciformes, Sciaenidae) para o sistema da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Resumos, XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia. São Leopoldo, RS.
- Porto Alegre. 2012. A ocorrência de florações no Lago Guaíba. Departamento Municipal de Água Disponível em: <<https://portoimagem.wordpress.com/2012/04/14/o-guaiba-fica-verdenovamente/guaiba-verde>> acesso em 06 de Janeiro de 2018.
- Pró-Guaíba. 2017. Revista do Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Disponível em: <http://comitedolagoguaiba.com.br/wpcontent/uploads/2017/08/Revista_planoLago_rev14-comp.pdf> acesso em 06 de Janeiro de 2018.
- Reash, R. J., & Berra, T. M. 1987. Comparison of fish communities in a clean-water stream and an adjacent polluted stream. *American Midland Naturalist*, 301-322.
- Reis, R. E., & Malabarba, L. R. 1987. Revision of the neotropical cichlid genus *Gymnogeophagus* Ribeiro, 1918, with descriptions of two new species (Pisces, Perciformes). *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(4), 259-305.
- Reis, R.E., Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. 2003a. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre, 729 pp.
- Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 12-47.
- Rocha, G.R.A. 2008. The introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Brazilian inland waters: a growing threat. *Neotropical Ichthyology*, 6(4): 693-696.
- Saccol-Pereira, A., Milani, P. C. C., & Fialho, C. B. 2006. First record of *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) in the system of the laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brazil. *Biota Neotropica*, 6(3), 0-0.
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Callegaro, V. L., & Lobo, E. A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 559(1), 233-246.
- Sanders, R. E., R. J. Miltner, C. O. Yoder & E. T. Rankin. 1999. The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study os seven Ohio streams. Pp. 225-248. In:

- Simon, T. P. (ed). Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Schulter, E. P., & Vieira Filho, J. E. R. 2017. Evolução da Piscicultura no Brasil: diagnóstico e desenvolvimento da cadeia produtiva de tilápia.
- Schulz, U. H., & Martins-Junior, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4), 615-622.
- Seeliger U., Knak RB. Origin and concentration of copper and mercury in water and biota of the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Atlântica*. 1982; 5: 35-42.
- Sindermann, C. J. 1990. *Principal Diseases of Marine Fish and Shellfish*. 2nd Ed., Academic Press, London, V. 1, 521p.
- von Sperling, M. 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, V.1, 243p.