



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**  
**“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”**  
Campus de São José do Rio Preto

Bruno Martins Santos Ramires

**Variação temporal das estruturas taxonômica e funcional  
da ictiofauna em uma represa urbana e sua relação com  
fatores ambientais**

São José do Rio Preto  
2019

Bruno Martins Santos Ramires

**Variação temporal das estruturas taxonômica e funcional  
da ictiofauna em uma represa urbana e sua relação com  
fatores ambientais**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES; FAPESP –  
Proc. 2015/22380-5

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lilian Casatti

São José do Rio Preto  
2019



Bruno Martins Santos Ramires

**Variação temporal das estruturas taxonômica e funcional  
da ictiofauna em uma represa urbana e sua relação com  
fatores ambientais**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES; FAPESP -  
Proc. 2015/22380-5

**Comissão Examinadora**

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Lilian Casatti  
UNESP – Câmpus de São José do Rio Preto  
Orientadora

Prof. Dr. Almir Manoel Cunico  
UFPR – Câmpus de Palotina

Prof. Dr. Tadeu de Siqueira Barros  
UNESP – Câmpus de Rio Claro

São José do Rio Preto  
22 de março de 2019

Dedico essa dissertação aos meus pais, Fátima Neres dos Santos e José Rodrigues Ramires, pelo suporte familiar proporcionado ao longo da minha vida, permitindo assim, que eu chegasse aonde cheguei.

## **AGRADECIMENTOS**

Normalmente um trabalho acadêmico, como essa dissertação de mestrado, leva apenas os nomes das pessoas diretamente envolvidas, como o aluno (a) e o orientador (a). Porém, sempre há um conjunto de pessoas que, mesmo não estando diretamente ligadas à dissertação, foram essenciais para a sua conclusão. Seja por um suporte acadêmico-científico e/ou por um suporte emocional, as pessoas aqui mencionadas foram fundamentais no desenvolvimento desse trabalho.

Primeiramente agradeço meus pais, Fátima Neres dos Santos e José Rodrigues Ramires, por todo suporte, amor e ensinamentos ao longo da vida. Sem a preocupação deles com o meu futuro eu nunca teria se quer cogitado a possibilidade de desenvolver um mestrado.

Agradeço à Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Lilian Casatti, minha orientadora, que teve papel fundamental na minha evolução não só acadêmica, como pessoal também.

Cabe um agradecimento a todos os integrantes do Laboratório de Ictiologia que me acompanharam na carreira científica até esse momento, especialmente para Angelo Rodrigo Manzotti, Arieli Matheus Cherobim, Camila Ortigossa, Camilo Roa-Fuentes, Carolina Rodrigues Bordignon, Gabriel Lourenço Brejão, Guilherme Henrique da Silva, Jaqueline de Oliveira Zeni, María Angélica Pérez-Mayorga, Mariana Correia Molina e Mariana Ribeiro Thereza. As conversas no laboratório, sejam elas científicas ou casuais, foram extremamente relevantes.

À Roselene da Silva Costa Ferreira, bióloga e técnica do Laboratório de Ictiologia, meu profundo agradecimento, sem seu trabalho muitas das dissertações, teses e artigos científicos desse laboratório nunca teriam sido finalizados.

Meus mais sinceros agradecimentos aos professores Francisco Langeani-Neto (UNESP/IBILCE) e Fernando R. Carvalho pela ajuda na identificação de algumas espécies.

A todos meus amigos, que para os quais seriam necessárias muitas páginas para citá-los, meu muito obrigado. Ninguém atinge seus objetivos

sem a presença e o apoio de amigos, que na grande maioria das vezes, proporcionam momentos de muita diversão e descontração, pilares primordiais na sustentação de qualquer trabalho.

Meu muito obrigado à minha namorada Giulia Marquini Lauretino Pereira por todo o amor e companheirismo, além de, por meio de sua inteligência e visão crítica acerca dos assuntos cotidianos, intensificar minha capacidade de questionamento, característica vital em qualquer cientista.

Agradeço também ao Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Unesp, instituição na qual eu desenvolvi toda a minha carreira acadêmica, em que conheci pessoas fantásticas e que vivi momentos ímpares. Com o término desse mestrado eu finalizo meu vínculo com essa universidade. As memórias e a saudade sempre se farão presentes em mim.

Agradeço ao SeMAE (Serviço Municipal de Água e Esgoto) pela autorização de uso do ambiente da Represa Municipal como local de pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, à qual agradeço.

Agradeço à FAPESP pela concessão da bolsa de pesquisa de iniciação científica, na qual boa parte dos dados desse trabalho foram obtidos, sob o processo 2015/22380-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

Por fim, agradeço todos os professores que já tive durante minha vida educacional, profissão essa, na maioria das vezes desvalorizada, mas que consiste no alicerce de qualquer sociedade.

## RESUMO

Compreender como as mudanças ambientais afetam a biodiversidade ao longo do tempo é fundamental para a conservação de espécies. Diversos estudos têm demonstrado que processos determinísticos, como mudanças no clima e no uso da terra, provocam alterações em diferentes aspectos das comunidades biológicas, sendo que a diversidade beta consiste na ferramenta ecológica que permite mensurar essas mudanças ao longo do tempo. Dados padronizados obtidos por nossa equipe sobre a ictiofauna da Represa Municipal de São José do Rio Preto demonstraram que, entre 2002 e 2016, algumas espécies de peixes da represa se extinguiram localmente, enquanto que outras não presentes no período inicial, se fizeram presentes em 2016. Usando abordagens taxonômica e funcional, aplicamos a diversidade beta para mensurar as mudanças ocorridas na ictiofauna durante esse período, além de verificar se as alterações encontradas foram relacionadas a variáveis ambientais locais. As alterações a nível de populações de grupos funcionais independentes também foram calculadas, além de suas relações com variáveis do ambiente. Não foram encontradas diferenças significativas na variação taxonômica e funcional entre os anos, porém, foram encontradas alterações nos padrões de abundância de algumas espécies e de alguns grupos funcionais, sendo que para um deles o pH da água se mostrou como um preditor de abundância.

**Palavras-chave:** ecologia. diversidade beta. ictiologia. reservatório. urbanização.

## **ABSTRACT**

Understanding how environmental changes can affect biological diversity over time is essential for species conservation. Several studies demonstrate that deterministic process, as climate changes and land use cover, can lead to alterations in different aspects of biological communities, whereas beta diversity consists in an ecological tool that allows quantifying these differences over time. Standardized data obtained by our team about the fish fauna of São José do Rio Preto Municipal Dam demonstrated that, between 2002 and 2016, some fish species were locally extinct, while other species, not sampled in the former period, were recorded in 2016. Using taxonomic and functional approaches, beta diversity was applied to measure verify if fish assemblages changed during this period, and to test these changes were related to local variables. The variation at the population level and independent functional groups were also calculated, together with their relationship with environmental variables. At the taxonomic and functional levels, no significant differences between the years of study were found; however, alterations in the abundance patterns of some species and some functional groups were registered.

**Key-words:** ecology. beta diversity. ichthyology. dam. urbanization.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Uso do solo na microbacia do entorno do lago 3 da Represa Municipal de São José do Rio Preto.	16
Figura 2 - Ponto 1 da amostragem da ictiofauna.	17
Figura 3 - Ponto 2 da amostragem da ictiofauna.	19
Figura 4 - Tarrafas utilizadas na captura de peixes. A - Tarrafa com malha de 7,2 x 9,6 mm entre-nós. B - Tarrafa com malha de 20,9 x 24,3 mm entre-nós.	20
Figura 5 - Rede de arrasto usada na captura dos peixes.	20
Figura 6 - Peneiras usadas na captura dos peixes.	21
Figura 7 - Obtenção dos atributos ecomorfológicos dos peixes.	22
Figura 8 - Estimativa de riqueza de espécies em 2002.	32
Figura 9 - Estimativa da riqueza de espécies em 2016.	33
Figura 10 - Variação mensal das variáveis ambientais locais em 2002 e 2016.	35
Figura 11 - Mudanças cobertura e uso do solo na microbacia de drenagem da Represa Municipal de São José do Rio Preto entre 2002 e 2016.	37
Figura 12 - Dendrograma resultante da UPGMA com a composição dos grupos funcionais.	38
Figura 13 - PCoA com as estruturas das assembleias de 2002 e 2016 sobrepostas.	40
Figura 14 - Boxplot das distâncias para o centroide do espaço multidimensional das assembleias de 2002 e 2016. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras).	41
Figura 15 - Ordenação com sobreposição das estruturas de grupos funcionais de 2002 e 2016.	42
Figura 16 - Boxplot das distâncias para o centroide do espaço multidimensional das estruturas de grupos funcionais. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras).	43
Figura 17 - Espécies que apresentaram diferenças significativas em abundância entre os anos. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras), outlier (ponto preto).	44

Figura 18 – Grupos funcionais que apresentaram diferenças significativas em abundância entre os anos. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras), outlier (ponto preto). 45

Figura 19 - GAMM entre a abundância do grupo funcional 5 e o pH da água. 46

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Atributos funcionais obtidos das espécies de peixes registradas na Represa Municipal de São José do Rio Preto.	23
Tabela 2 - Espécies não-nativas e as regiões de suas localidades tipo.	28
Tabela 3 - Abundância das espécies nos 12 meses de coleta (2002 e 2016). N = abundância total.	29
Tabela 4 - Valores mensais das variáveis ambientais locais para 2002.	34
Tabela 5 - Valores mensais das variáveis ambientais locais para 2016.	34
Tabela 6 - Porcentagem ocupada por categorias de uso do solo em 2002 e 2016.	36
Tabela 7 - Grupos funcionais e suas espécies constituintes.	37
Tabela 8 - Abundância mensal dos grupos funcionais (G1-G15), nos dois anos amostrados.	39
Tabela 9 - Valores de F e p da ANOVA realizada com os dados da betadisper.	43
Tabela 10 - Valores dos atributos ecomorfológicos das espécies.	64
Tabela 11 – Atributos de dieta e tolerância à hipóxia.	66

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
<b>2. METOLOGIA.....</b>	<b>15</b>
2.1 Área de estudo .....	15
2.2 Amostragem da ictiofauna e das variáveis ambientais.....	18
2.3 Obtenção dos atributos funcionais.....	21
2.4 Criação dos grupos funcionais.....	25
2.5 Diversidade beta entre as assembleias de 2002 e 2016.....	25
2.6 Comparação entre as populações e grupos funcionais de 2002 e 2016 .....	26
2.7 Relação das variáveis ambientais locais com a abundância das populações e dos grupos funcionais. ....	26
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>27</b>
3.1 Ictiofauna.....	27
3.2 Estimativa de riqueza de espécies.....	32
3.3 Variáveis ambientais locais.....	33
3.4 Variáveis ambientais de paisagem .....	35
3.5 Grupos funcionais.....	37
3.6 Comparação entre as assembleias de 2002 e 2016 .....	40
3.7 Comparação entre as populações e abundâncias de grupos funcionais de 2002 e 2016.....	43
3.8 Relação entre variáveis ambientais locais e abundância de populações e grupos funcionais.....	46
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>47</b>
<b>5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>52</b>
<b>6. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>53</b>
<b>7. APÊNDICE A – Valores dos atributos ecomorfológicos das espécies. ....</b>	<b>64</b>
<b>8. APÊNDICE B – Valores dos atributos de dieta e tolerância à hipóxia. ....</b>	<b>66</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Mudanças na biodiversidade ao longo do tempo têm sido comprovadas para diversos táxons nas mais variadas partes do mundo (Dornelas et al., 2014). Compreender como as variações ambientais contribuem com essas mudanças na biodiversidade é fundamental para a conservação de espécies (Baselga et al., 2015), uma vez que conhecer como os fatores ambientais afetam as comunidades e as espécies permite traçar estratégias de conservação mais específicas e objetivas, tornando-as mais eficientes. Diversos estudos têm demonstrado que processos que atuam deterministicamente, como mudanças no clima e no uso da terra, têm potencial de provocar alterações em diferentes aspectos das comunidades biológicas (e.g. Lenat & Crawford, 1993; Relyea, 2005; Hillebrand et al., 2010; Angeler & Johnson, 2012; Lindstrom et al., 2013). Dessa forma, estudos que visem elucidar os fatores que influenciam a estruturação de assembleias têm o potencial de produzir conhecimento útil na construção e otimização de medidas de conservação.

Os ecossistemas de água doce se apresentam como modelos adequados para compreender as alterações nas assembleias, uma vez que se encontram amplamente ameaçados (Dudgeon et al., 2006), principalmente por superexploração dos recursos, poluição das águas, modificação do fluxo natural, destruição e degradação de habitats, e invasão de espécies não nativas (e.g., Allan & Flecker, 1993; Naiman & Turner, 2000; Jackson et al., 2001; Revenga et al., 2005). Por outro lado, são ambientes que oferecem inúmeros serviços ecossistêmicos, incluindo serviços de provisão, regulação e culturais, de tal forma que o bem-estar humano é altamente dependente da continuidade desses serviços (Green et al., 2015).

Além dos serviços prestados, ecossistemas de água doce possuem uma enorme relevância quanto a representatividade da biodiversidade, uma vez que, embora ocupem menos do que 1% da superfície terrestre (Dudgeon et al., 2006), aproximadamente 126.000 espécies de animais habitam esses ambientes, o que corresponde a cerca de 9.5% de todas as espécies animais descritas (UNEP, 2002). A respeito da ictiofauna, essa

representatividade é ainda maior, pois consiste no habitat de mais de 10.000 espécies, o que equivale a aproximadamente 40% de todas as espécies de peixes registradas no mundo (Lundberg et al., 2000).

Modificações no uso e cobertura do solo no entorno dos corpos d'água influenciam esses ambientes de várias formas, afetando inclusive a assembleia de peixes (Allan, 2004). Entre os efeitos dessas alterações podemos citar: mudanças nos padrões de sedimentação (Henley et al., 2000; Sutherland et al., 2002), na quantidade de nutrientes na água (Carpenter et al., 1998; Niyogi et al., 2003), na quantidade de poluentes (Liess & Schulz, 1999; Clements et al., 2000), na hidrologia (Paul & Meyer, 2001; Walsh et al., 2001) e na cobertura vegetal da faixa ripária (Bourque & Pomeroy, 2001; Findlay et al., 2001).

Alterações ambientais podem ser estudadas por diferentes métodos ecológicos. Dentre eles, a diversidade beta (Socolar et al., 2016) permite identificar se tais mudanças podem gerar dissimilaridades entre comunidades. Whittaker (1960) definiu diversidade beta como a extensão das mudanças na composição de comunidades entre locais. Apesar de ter sido inicialmente proposta para quantificar as dissimilaridades de assembleias entre diferentes localidades, a diversidade beta também pode ser aplicada para mensurar mudanças ocorridas nas comunidades de um determinado local ao longo do tempo (e.g. Magurran & Henderson, 2010; Korhonen et al., 2010; Hatosy et al., 2013; Baselga et al., 2015).

Outra abordagem que permite mensurar mudanças na diversidade biológica entre comunidades incorpora a diversidade funcional. Essa consiste no componente da biodiversidade que afeta como um ecossistema opera e funciona (Tilman, 2001). A diversidade funcional é mensurada por meio de valores dos atributos funcionais (tróficos, uso do espaço, processamento de nutrientes, etc) das espécies presentes em uma comunidade (Tilman, 2001). Uma forma comum de aplicar a abordagem funcional é usar os atributos das espécies para agrupá-las em grupos funcionais, assim aquelas agrupadas em um mesmo grupo são altamente similares do ponto de vista funcional, enquanto que as inseridas em grupos distintos são funcionalmente díspares (Tilman, 2001).

As espécies com preferências ambientais mais limitadas possuem maiores chances de serem localmente extintas em razão de variações ambientais do que espécies com preferências ambientais mais amplas (Purvis et al., 2000; Pimm et al., 2014). A consequência desse fenômeno é a substituição de espécies com atributos funcionais singulares por aquelas com atributos mais generalistas, causando assim, alterações na estrutura funcional dessas comunidades (Clavel et al., 2011). Logo, a aplicação da abordagem funcional se justifica por consistir no método mais sensível a essas mudanças. Segundo Hoeinghaus et al. (2007), as abordagens taxonômica e funcional, quando aplicadas em conjunto, produzem respostas complementares e permitem compreender as alterações ocorridas nas comunidades de forma mais precisa.

Os corpos d'água inseridos em meio urbano geralmente servem à reservação de água e/ou uso turístico, porém, são altamente suscetíveis à diversos impactos já citados, como poluição, desmatamento da faixa ripária e sedimentação (Fitzhugh et al., 2004). Exemplos desse tipo de ecossistema estão presentes em diversas cidades de médio porte do mundo todo, com diferentes graus de impacto (Fitzhugh et al., 2004). Na cidade de São José do Rio Preto, no interior de São Paulo, a realização de estudos com a ictiofauna da Represa Municipal, realizados nos anos de 2002 (Andrade, 2003; Campos, 2003) e 2016 (Ramires, 2016), mostram que algumas espécies foram localmente extintas, enquanto que outras espécies não amostradas no período inicial estiveram presentes em 2016. Ademais, notou-se diferenças consideráveis na abundância de determinadas espécies ao longo desse período. Porém, não é conhecido se essas mudanças estão correlacionadas com variações ambientais ocorridas durante o espaço de tempo entre as amostragens.

Essa represa se encontra inserida em um ecossistema urbano, inclusive com um significativo aumento de áreas residenciais ao seu redor e à montante desde o começo deste século (SeMAE, 2014). Há estudos que demonstram como a urbanização afeta negativamente a assembleia de peixes de riachos (e.g., Wang et al., 2000; 2001; Cunico et al., 2012), porém o efeito de mudanças ambientais nas assembleias de peixes de

reservatórios inseridos em locais com um intenso aumento da urbanização ainda precisa ser melhor compreendido. Portanto, a inovação desse trabalho consiste em buscar esclarecer as relações entre variáveis ambientais locais e a assembleia de peixes de um reservatório localizado em uma área com acentuado aumento da infraestrutura urbana. Além disso, esse estudo tem potencial de contribuir para o alcance do objetivo 15 dos objetivos do desenvolvimento sustentável determinados pela Organização das Nações Unidas, elaborados na confecção da Agenda 30, que reúne uma série de medidas a serem tomadas até 2030 visando o desenvolvimento sustentável do planeta em escala global. Esse objetivo, mais especificamente seu subitem 15.1, define “Até 2020, assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes de acordos internacionais” (United Nations, 2015).

Nesse sentido, usando a Represa Municipal de São José do Rio Preto como modelo, os objetivos desse estudo foram avaliar a diversidade beta entre as assembleias de peixes presentes em 2002 e 2016 nessa represa, determinar a estrutura de grupos funcionais para as assembleias de ambos os períodos e verificar se as alterações na estrutura da assembleia e no padrão de grupos funcionais estão associadas com mudanças ambientais locais e da bacia de drenagem ocorridas entre os períodos amostrados.

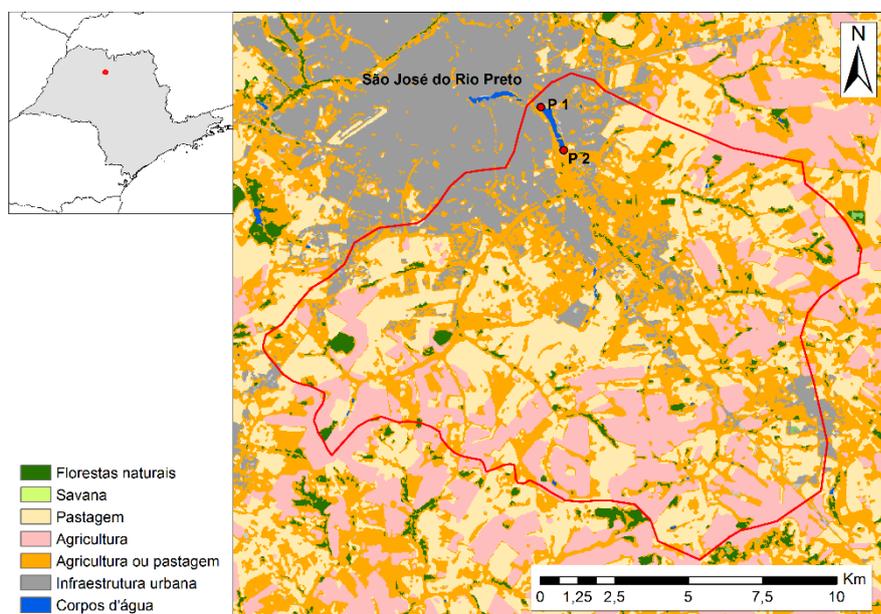
## **2. METOLOGIA**

### **2.1 Área de estudo**

A Represa Municipal de São José do Rio Preto (20°48'31”S e 49°22'06”W), situada na região central da cidade, foi criada na década de 1950, a partir do barramento do rio Preto, rio este que corta a cidade, com o intuito de abastecimento de água para a população, que atualmente corresponde a aproximadamente 30% da demanda da cidade (Bozelli et al., 1992). O rio Preto é responsável pela drenagem de uma pequena área da região Norte-Occidental do Estado de São Paulo (Barcha, 1980), e é um

afluente do rio Turvo, na bacia do alto rio Paraná. Possui sua nascente no município de Cedral – SP e flui por cerca de 25 km antes de alcançar a área urbana de São José do Rio Preto – SP (Santos et al., 2017). A área total da represa é de aproximadamente 5 km<sup>2</sup>, com profundidade máxima de 2,5 metros e comprimento de 4 quilômetros (Andrade, 2003). A represa e o rio Preto sofrem, há vários anos, com a falta de preservação de nascentes, poluição, principalmente oriunda de lixo e derramamento de esgoto (Melo et al., 2009), ocupação de várzeas, além do forte assoreamento causado pela falta de vegetação ripária e pela construção de loteamentos nas margens do reservatório. Segundo dados do Plano Municipal de Água e Esgoto da cidade - SeMAE (2014), em 2008 a capacidade de armazenamento dos três lagos correspondia a 1.156.200 m<sup>3</sup>, em 2014 essa capacidade era de 502.809 m<sup>3</sup>, o que indica redução de aproximadamente 57%, que é resultado do forte assoreamento que a represa sofre, prejudicando, inclusive, o abastecimento público do município (Campos, 2004; ComitêTG, 2009).

Figura 1 – Uso do solo na microbacia do entorno do lago 3 da Represa Municipal de São José do Rio Preto.



As amostragens da ictiofauna, executadas tanto por Andrade (2003) e Campos (2004), quanto por Ramires (2016), se deram em dois pontos do lago 3 (mais próximo do deságue do rio Preto) da represa.

Ponto 1 (figura 2): localizado próximo a porção em que a represa sofre o primeiro barramento, na margem esquerda, tendo a vegetação marginal majoritariamente coberta por gramíneas, com algumas árvores, e vegetação flutuante caracterizada por pequena quantidade de aguapés (Andrade, 2003; Campos, 2004; Ramires, 2016).

Figura 2 – Ponto 1 da amostragem da ictiofauna.



Ponto 2 (figura 3): mais próximo da porção onde a represa recebe as águas diretamente do rio Preto e do afluente córrego da Onça (frequentemente poluído por produtos químicos, esgotos domésticos e industriais). A vegetação marginal é composta por poucas árvores e por gramíneas, a flutuante é caracterizada por uma intensa presença de salvíneas e aguapés, a vegetação submersa é constituída de taboas (Andrade, 2003; Campos, 2004; Ramires 2016).

Figura 3 - Ponto 2 de amostragem da ictiofauna.



## 2.2 Amostragem da ictiofauna e das variáveis ambientais

De modo a possibilitar a comparação entre os dados amostrados temporalmente, a coleta da ictiofauna seguiu o mesmo protocolo aplicado por Andrade (2003) e Campos (2004).

As coletas foram realizadas mensalmente durante 12 meses em ambos períodos de coleta, sendo que a primeira etapa de coletas foi de fevereiro de 2002 - janeiro de 2003, e a segunda etapa de fevereiro de 2016 – janeiro de 2017. Para a captura dos peixes foram usadas duas redes de arremesso (tarrafas), uma com malha de 7,2 x 9,6 mm entre-nós, e outra de malha maior de 20,9 x 24,3 mm entre-nós (figura 4), uma rede de arrasto simples de 122,7 x 177,2 cm, tendo a malha com 2,3 x 3,2 mm entre-nós (figura 5), e duas peneiras de malhas e tamanhos diferentes para capturar os peixes situados junto a vegetação marginal (figura 6). No ponto 2, foi necessário um barco de alumínio com motor elétrico para acessar o local em que a rede de arremesso foi aplicada.

A rede de arremesso foi utilizada por 1 hora, a rede de arrasto foi empregada por 40 minutos, e as peneiras por 20 minutos em cada ponto. A coleta dos peixes foi autorizada pelo ICMBio (registro 1812448 em nome de Lilian Casatti), e o acesso aos pontos foi autorizado pela SEMAE (Serviço Municipal Autônomo de Água e Esgoto) e pela Secretaria do Meio Ambiente de São José do Rio Preto. O projeto também foi aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais do IBILCE/UNESP (protocolo 138/2016).

Logo após a captura, os peixes foram eutanasiados em solução anestésica de eugenol, seguindo as recomendações de Lucena et al. (2013) e, a seguir, foram fixados em solução de formol 10%. Para otimizar a fixação dos peixes com porte maior que 10 cm de comprimento, a solução de formol foi injetada na cavidade visceral e na musculatura desses indivíduos.

Com o intuito de verificar se as coletas representaram confiavelmente a riqueza da ictiofauna presente na represa em ambos os anos amostrados, a riqueza observada foi comparada com os estimadores ICE (Incidence-based Coverage Estimator) e ACE (Abundance-based Coverage Estimator), calculados com o *software* EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013). Com o auxílio do *software* Statistica, uma curva de rarefação (método Coleman) (figura 9) foi construída com os valores de riqueza observada e com os estimadores mencionados.

As variáveis físicas e químicas da água (temperatura, oxigênio dissolvido e pH), foram obtidas mensalmente, durante as amostragens em campo, com o uso da sonda multiparâmetros (YSI 556 MPS Yellow Springs model). Os dados pluviométricos mensais foram extraídos do banco de dados do Centro Integrado de Informações Meteorológicas (CIIAGRO). O conjunto de variáveis físicas e químicas da água, somado aos dados pluviométricos, foram denominados aqui como variáveis ambientais locais.

As mudanças da paisagem na microbacia da Represa ao longo do tempo (figura 11) foram retiradas do banco de dados MapBiomas, a microbacia de drenagem da Represa foi delimitada no ArcGIS 10.5, e as informações de porcentagem de uso do solo em cada categoria foi extraída com o uso do mesmo *software*. A paisagem foi classificada com a porcentagem ocupada em ambos os anos (2002 e 2016) por cada uma das seguintes categorias de uso do solo: agricultura, agricultura ou pastagem, corpos d'água, florestas naturais, infraestrutura urbana, pastagem, savana.

Figura 4 - Tarrafas utilizadas na captura de peixes. A - Tarrafa com malha de 7,2 x 9,6 mm entre-nós. B - Tarrafa com malha de 20,9 x 24,3 mm entre-nós.



Figura 5 - Rede de arrasto usada na captura dos peixes.



Figura 6 - Peneiras usadas na captura dos peixes.



### 2.3 Obtenção dos atributos funcionais

Foram usados 23 atributos funcionais relacionados com ecomorfologia, dieta e tolerância a hipóxia (tabela 1), extraídos de pelo menos 10 indivíduos de cada espécie com aproximadamente o mesmo porte e com todas as estruturas íntegras, sendo que a média de cada atributo por espécie foi utilizada nas análises estatísticas. A ecomorfologia é a especialidade da ecologia que busca compreender as relações entre a morfologia e aspectos ecológicos de indivíduos, populações, guildas e comunidades (Peres-Neto, 1999). Os atributos ecomorfológicos foram obtidos a partir de uma série de medidas do corpo das espécies, sendo que as medidas lineares foram adquiridas com um paquímetro digital (figura 7) e, as medidas de área, como área da nadadeira peitoral, foram obtidas circundando as estruturas em papel milimetrado. Os desenhos resultantes foram posteriormente digitalizados e, com a ajuda do *software* ImageJ 1.46r, as áreas foram calculadas. De modo a evitar subestimar o comprimento das espécies, os dados de comprimento padrão para a classificação em classes de comprimento padrão, foram retirados da literatura, em especial de Graça e Pavanelli (2007), portanto representa o tamanho presente nos indivíduos adultos. Os atributos referentes a tolerância a hipóxia foram obtidos da literatura. Para acessar as informações de dieta das espécies, os exemplares tiveram seus estômagos

retirados da cavidade abdominal com o uso de tesoura cirúrgica e pinças e foram conservados em álcool 70%. O conteúdo estomacal foi analisado com o auxílio de microscópio estereoscópio e classificado em sete itens alimentares: peixes, algas, perífiton, plantas, detritos, invertebrados autóctones e invertebrados alóctones. De acordo com a porcentagem de volume estomacal ocupado pelo item alimentar na dieta da espécie, ele foi categorizado em 0 = item ausente ou raro, 1 = item consumido, porém não a maioria representativa na dieta e 2 = item dominante.

A espécie *Synbranchus marmoratus* foi excluída da matriz de atributos funcionais por não possuir nadadeiras peitorais, inviabilizando o cálculo dos atributos baseados nessa estrutura.

A tabela com os valores dos atributos de cada espécie se encontra no apêndice I.

Figura 6 - Obtenção dos atributos ecomorfológicos dos peixes.



Tabela 1 - Atributos funcionais obtidos das espécies de peixes registradas na Represa Municipal de São José do Rio Preto. Os atributos ecomorfológicos serão calculados de acordo com Oliveira et al (2010). Altura máxima do corpo (MBH), máxima largura do corpo (MBW), altura da linha média do corpo (BMH), comprimento padrão (SL), comprimento do pedúnculo caudal (CPdL), altura do pedúnculo caudal (CPdH), largura do pedúnculo caudal (CPdW), área da nadadeira dorsal (DA), área da nadadeira caudal (CA), área da nadadeira peitoral (PtA), comprimento da nadadeira peitoral (PtL), comprimento da cabeça (HdL), altura da cabeça (HdH), largura da boca (MW), altura do olho (EH).

Atributo funcional	Cálculo	Descrição
Índice de compressão	$CI = \frac{MBH}{MBW}$	Máxima altura do corpo dividida pela máxima largura. Altos valores podem indicar peixes de ambientes lênticos (Gatz Jr, 1979; Watson & Balon, 1984).
Índice de depressão	$DI = \frac{BMH}{MBH}$	Valores baixos indicam peixes habitando ambientes com baixo hidrodinamismo, capazes de manterem suas posições mesmo quando não estão nadando ativamente (Hora, 1930).
Aspecto relativo da nadadeira peitoral	$ARPt = \frac{PtL^2}{PtA}$	Comprimento máximo da nadadeira peitoral dividido pela sua máxima largura. Altos valores indicam longas nadadeiras, típicas de peixes que nadam longas distâncias (Wainwright et al., 2002).
Área relativa da nadadeira peitoral	$RAPt = \frac{PtA}{SL^2}$	Valores altos indicam peixes que nadam lentamente, os quais usam as nadadeiras peitorais para realizar manobras e reduzir a velocidade, ou peixes que habitam águas rápidas e usam as nadadeiras peitorais como "aerofólios" para desviar a corrente de água para cima e permanecerem aderidos ao substrato (Watson & Balon, 1984; Wilga & Lauder, 1999).
Posição relativa dos olhos	$EP = \frac{EH}{HdH}$	Distância entre o centro do olho e a base da cabeça dividida pela altura da cabeça. Altos valores indicam olhos posicionados dorsalmente, típicos de peixes bentônicos (Watson & Balon, 1984).
Profundidade relativa	$RD = \frac{MBH}{SL}$	Valores baixos indicam peixes habitando águas rápidas. Diretamente relacionado com a habilidade de realizar giros verticais (Gatz Jr, 1979).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$RLPd = \frac{CPdL}{SL}$	Peixes com pedúnculo caudal longos são bons nadadores. No entanto, peixes adaptados a um rápido fluxo de água, mas não necessariamente nectônicos (como cascudos), também apresentam um pedúnculo caudal longo para propulsão em pequenas distâncias (Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991).

Atributo funcional	Cálculo	Descrição
Altura relativa do pedúnculo caudal	$RHPd = \frac{CPdL}{SL}$	Valores baixos indicam maior potencial de realizar manobras (Winemiller, 1991).
Largura relativa do pedúnculo caudal	$RwPd = \frac{CPdW}{MBW}$	Valores relativamente altos indicam maior habilidade de manter um nado contínuo (Winemiller, 1991).
Área relativa da nadadeira dorsal	$RAD = \frac{DA}{SL^2}$	Nadadeiras dorsais com grandes áreas relativas possuem melhor capacidade de estabilização em desvios (Gosline, 1971).
Área relativa da nadadeira caudal	$RAC = \frac{CA}{SL^2}$	Nadadeiras caudal com maiores áreas relativas proporcionam uma melhor aceleração do nado (Balon et al., 1986).
Comprimento relativo da cabeça	$RLHd = \frac{HdL}{SL}$	Valores altos são típicos de peixes que se alimentam de presas grandes. Esse índice é maior para peixes piscívoros (Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Barrela et al., 1994; Pouilly et al., 2003; Willis et al., 2005).
Altura relativa da cabeça	$RHHd = \frac{HdH}{MBH}$	Valores altos de altura relativa da cabeça são típicos de peixes que se alimentam de presas grandes. Esse índice é maior para peixes piscívoros (Winemiller, 1991; Willis et al., 2005).
Largura relativa da boca	$RWM = \frac{MW}{MBW}$	Valores altos de largura relativa da boca são encontrados em peixes que se alimentam de grandes presas. Valores mais altos são esperados em peixes piscívoros (Gatz Jr, 1979; Balon et al., 1986; Winemiller, 1991; Ward-Campbell et al., 2005).
Classe de comprimento padrão	Categórico	Valores iguais a 1, 2 ou 3 são atribuídos a cada espécie de acordo com a classe de tamanho predominante nos adultos, citado em Graça & Pavanelli (2007), 1 = até 50 mm, 2 = 51 – 100 mm, 3 = maiores que 100 mm.
Dieta	Difusa	Os itens alimentares foram classificados em peixes, algas, perifíton, plantas, detritos, invertebrados autóctones e invertebrado alóctone. Cada item foi codificado como 0, 1 ou 2, de acordo com a predominância no estômago de cada amostra de espécies. 0 = item ausente ou raro, 1 = item consumido, porém não a maioria representativa na dieta da espécie, 2 = item dominante.
Tolerância a hipóxia	Binário	0 = não tolerante a hipóxia, 1 = tolerante a hipóxia.

## 2.4 Criação dos grupos funcionais

Usando os atributos funcionais como descritores, as espécies foram agrupadas em grupos funcionais por uma análise de agrupamento hierárquico aglomerativo (*Unweighted arithmetic average clustering*, UPGMA). Esse método permite agrupar as espécies com um conjunto de atributos funcionais similares, de forma a alocar as espécies funcionalmente mais próximas em um mesmo grupo, enquanto que as funcionalmente distintas são distribuídas em grupos diferentes (Legendre & Legendre, 1998). Esse procedimento foi aplicado para construção da matriz de estrutura de grupos funcionais (abundância por grupo funcional), usada posteriormente na abordagem funcional das mudanças ocorridas na assembleia de peixes da represa entre 2002 e 2016.

O primeiro passo foi padronizar a matriz original de atributos funcionais com o método *standardize* (função “*decostand*”, pacote “*vegan*”, *software R 3.4.0*) Esse método converte todos os atributos em valores contínuos com a mesma escala. Com os atributos funcionais padronizados, foram calculadas as distâncias euclidianas entre as espécies, uma vez que esse tipo de distância só pode ser mensurado com valores contínuos (Gower & Legendre, 1986).

Usando a matriz de distância euclidiana dos atributos funcionais, a UPGMA foi aplicada e um dendrograma foi criado, o qual teve o ajuste a matriz de original calculado com o coeficiente de correlação cofenética (Bocard et al., 2011). O número de grupos funcionais foi determinado com *silhouette analysis*, que permite verificar a quantidade ótima de grupos em uma análise de agrupamento (Kaufman & Rousseeuw, 1990).

## 2.5 Diversidade beta entre as assembleias de 2002 e 2016

A diversidade beta entre assembleias amostradas em 2002 e 2016 foram calculadas tanto para a estrutura taxonômica, quanto para a estrutura de grupos funcionais. Em ambas as abordagens foi aplicada a função *betadisper* (pacote *vegan*, R 3.4.0). Essa análise acessa as diferenças nas homogeneidades entre os grupos (2002 e 2016) reduzindo as distâncias das unidades amostrais para o centroide do espaço multivariado ocupado

pelo conjunto de amostras em coordenadas principais (Anderson, 2006; Anderson et al., 2006; O'Neil, 2000).

Antes desse procedimento, foram calculadas as dissimilaridades de Bray-Curtis para as matrizes de estrutura taxonômica e de grupos funcionais. A dissimilaridade de Bray-Curtis, por não respeitar a equabilidade do triângulo, consiste em uma medida semimétrica (Legendre & Legendre, 1998). Uma vez que os resultados da betadisper foram representados graficamente com uma análise de coordenadas principais (PCoA), uma ordenação métrica, foi necessário converter a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis em raiz quadrada. De acordo com Legendre & Legendre (1998), essa transformação torna Bray-Curtis uma medida de distância métrica, permitindo assim, aplicá-la em uma PCoA. Portanto, a raiz quadrada das matrizes de dissimilaridade, tanto de estrutura taxonômica, quanto funcional, foram as utilizadas na função betadisper.

Uma análise de variância (ANOVA) foi utilizada para testar se houve diferenças significativas entre as distâncias das coordenadas principais das unidades amostrais para o centroide do espaço multivariado resultante da betadisper. Esse método foi empregado tanto para estrutura taxonômica, quanto para a de grupos funcionais.

## **2.6 Comparação entre as populações e grupos funcionais de 2002 e 2016**

Objetivando acessar as mudanças nas populações e em cada grupo funcional, as alterações na abundância da população de cada espécie amostrada e de cada grupo funcional foram comparadas entre os períodos compreendidos no estudo. Um test T pareado foi a análise aplicada para testar a significância dessas diferenças.

## **2.7 Relação das variáveis ambientais locais com a abundância das populações e dos grupos funcionais.**

As variáveis ambientais locais (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e pluviosidade) foram testadas como possíveis preditoras

para as mudanças na abundância das populações e grupos funcionais que apresentaram diferenças significativas entre os períodos amostrados.

Um teste de normalidade Shapiro-Wilk demonstrou previamente que os dados não possuem uma distribuição normal. Sendo assim, modelos mistos aditivos generalizados (GAMM) (pacote mgcv, R 3.4.0) foram utilizados para verificar as possíveis relações entre as variáveis ambientais locais e a abundância das populações e grupos funcionais que diferiram significativamente entre os anos. Esse tipo de análise é baseado em funções não paramétricas, conhecidas como curvas de alisamento, onde a forma de associação é definida pelos próprios dados, permitindo identificar relações não lineares entre as variáveis explicativas e a variável resposta (Hastie & Tibshirani, 1990). De modo a evitar a dependência entre as amostras do mesmo ano, os anos de amostragem foram aleatorizados. Com a finalidade de selecionar o melhor conjunto de variáveis explicativas, o GAMM foi aplicado a todos os conjuntos de variáveis possíveis. Para encontrar o melhor ajuste aos dados, para cada uma das variáveis em cada conjunto, foram explorados dois suavizadores diferentes (“s” e “te”). O critério de informação de Akaike corrigido (AICc) juntamente com o  $R^2$  ajustado foram os parâmetros utilizados na seleção do melhor modelo, sendo que o que apresentou um baixo valor de AICc e um alto valor de  $R^2$  ajustado, foi o selecionado. A distribuição aplicada nessa análise foi a quasipoisson, uma vez que essa distribuição é adequada para contagens e evita problemas de *overdispersion*, ou seja, quando a variância dos dados é maior do que a média (Wedderburn, 1974).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Ictiofauna

Em 2002 foram capturados 13.672 indivíduos pertencentes a 29 espécies, sendo cinco espécies não-nativas: *Astronotus crassipinnis*, *Coptodon rendalli*, *Erythrinus erythrinus*, *Oreochromis niloticus* e *Poecilia reticulata*, que somadas correspondem a 73,4% da abundância total de peixes.

Em 2016 foram coletados 7.407 indivíduos pertencentes a 24 espécies, evidenciando uma drástica redução na abundância total de indivíduos somada à redução da riqueza com relação ao período inicial. Dessas espécies, nove são não-nativas: *Astronotus crassipinnis*, *Clarias gariepinus*, *Coptodon rendalli*, *Erythrinus erythrinus*, *Geophagus sveni*, *Laetacara araguaiae*, *Oreochromis niloticus*, *Poecilia reticulata*, e *Xiphophorus maculatus* (Tabela 2), que quando somadas correspondem a 72,9% da abundância total.

Com relação a composição de espécies, oito espécies presentes em 2002 não foram registradas em 2016: *Astyanax fasciatus*, *Cichlasoma paranaense*, *Corydoras aeneus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hemigrammus marginatus*, *Piabina argentea*, *Schizodon altoparanae* e *Serrasalmus marginatus*. Quatro espécies não foram amostradas em 2002, mas sim em 2016: *Geophagus sveni*, *Laetacara araguaiae*, *Clarias gariepinus* e *Xiphophorus maculatus*.

A lista de espécies, as abundâncias mensais e a abundância total estão resumidas na Tabela 3.

Tabela 2 - Espécies não-nativas e as regiões de suas localidades tipo.

Espécies	Origem
<i>Astronotus crassipinnis</i>	Bacia Amazônica
<i>Clarias gariepinus</i>	África e Ásia
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Rio Essequibo, Guiana
<i>Geophagus sveni</i>	Bacia Amazônica
<i>Laetacara araguaie</i>	Bacia do Araguaia-Tocantins
<i>Oreochromis niloticus</i>	Rio Nilo, África
<i>Coptodon rendalli</i>	Alto Rio Shiré, África
<i>Poecilia reticulata</i>	Rio Guayre, Venezuela
<i>Xiphophorus maculatus</i>	México e Guatemala



	Anos	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	N
<b><i>Gymnotus sylvius</i></b>	2016	8	14	22	11	62	49	4	27	50	1	1	4	253
	2002	1	1	0	0	1	1	1	1	1	3	5	6	21
<b><i>Hemigrammus marginatus</i></b>	2016	0	1	16	0	3	3	0	0	0	0	0	0	23
	2002	0	0	5	3	2	2	0	1	12	4	1	1	31
<b><i>Hoplosternum littorale</i></b>	2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<b><i>Hoplias malabaricus</i></b>	2016	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	24
	2002	2	3	1	1	2	0	0	2	0	2	9	2	24
<b><i>Hyphessobrycon eques</i></b>	2016	1	1	1	0	3	0	0	0	0	0	0	1	9
	2002	60	2	10	10	6	4	18	86	98	131	58	139	622
<b><i>Laetacara araguaiae*</i></b>	2016	4	24	109	48	42	26	0	8	14	6	0	0	281
	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b><i>Oligosarcus pintoii</i></b>	2016	0	16	11	4	5	8	3	4	0	0	0	0	51
	2002	20	2	0	0	0	0	0	11	61	56	33	30	213
<b><i>Oreochromis niloticus*</i></b>	2016	35	14	59	19	28	1	0	9	15	5	2	6	193
	2002	76	43	23	0	45	6	0	12	0	13	5213	1092	6523
<b><i>Piabina argentea</i></b>	2016	2	16	33	1	440	201	53	2	40	8	6	8	810
	2002	0	0	0	0	0	0	0	34	54	116	67	173	444
<b><i>Poecilia reticulata*</i></b>	2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2002	1	7	27	3	1	2	2	2	0	12	13	3	73
<b><i>Pterygoplichthys ambrosettii</i></b>	2016	17	4	2	3	0	0	0	1	5	2	3	14	51
	2002	44	30	14	2	0	0	1	0	1	56	203	212	563
<b><i>Satanoperca pappaterra</i></b>	2016	126	6	0	2	0	0	0	0	0	0	1	15	150
	2002	58	9	18	12	1	2	2	26	25	21	47	58	279
	2016	5	18	20	2	19	6	44	3	1	0	2	6	126

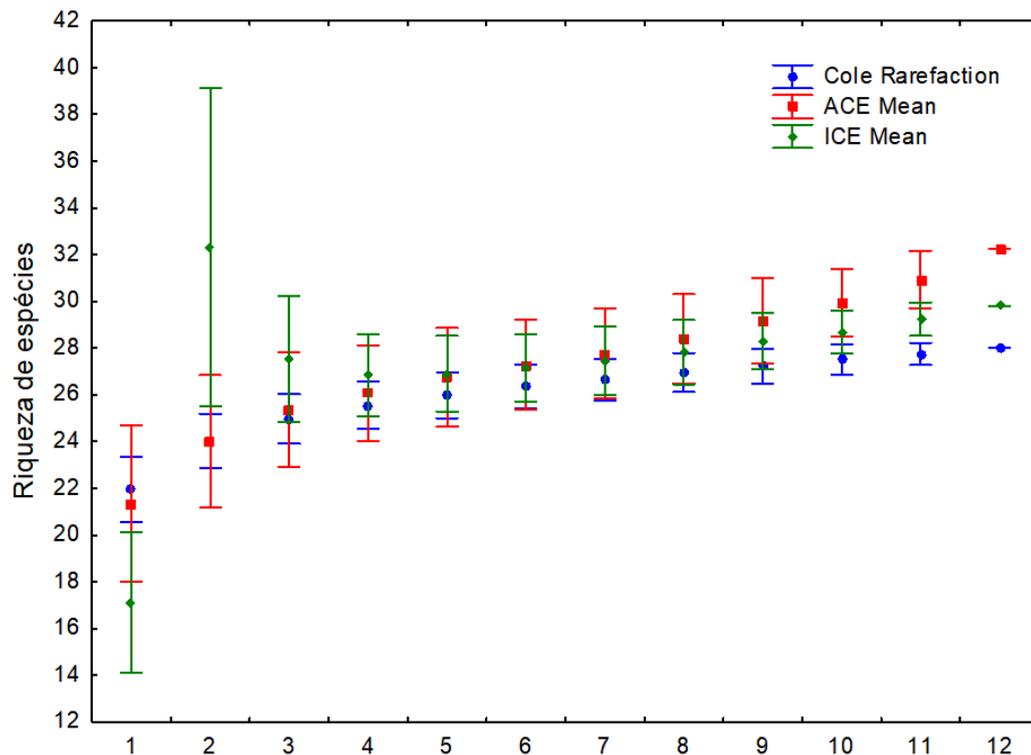
	Anos	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	N
<b><i>Schizodon nasutus</i></b>	2002	4	2	18	9	6	5	0	1	1	0	0	3	49
	2016	1	3	11	17	13	3	0	1	0	0	0	1	50
<b><i>Schizodon altoparanae</i></b>	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
	2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b><i>Serrapinnus notomelas</i></b>	2002	23	5	1	15	14	5	3	25	21	26	6	28	172
	2016	2	11	9	13	8	3	0	4	151	53	14	0	268
<b><i>Serrasalmus maculatus</i></b>	2002	5	10	0	0	3	0	0	2	2	0	10	33	65
	2016	11	23	42	25	5	0	0	0	0	0	9	14	129
<b><i>Serrasalmus marginatus</i></b>	2002	19	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	31	51
	2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b><i>Steindachnerina insculpta</i></b>	2002	5	4	14	4	10	6	29	0	18	11	2	5	108
	2016	0	15	34	8	159	35	0	0	19	2	0	0	272
<b><i>Synbranchus marmoratus</i></b>	2002	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3
	2016	5	1	5	1	0	3	1	1	0	1	2	0	20
<b><i>Xiphophorus maculatus*</i></b>	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2016	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1

\*Espécies não-nativas

### 3.2 Estimativa de riqueza de espécies

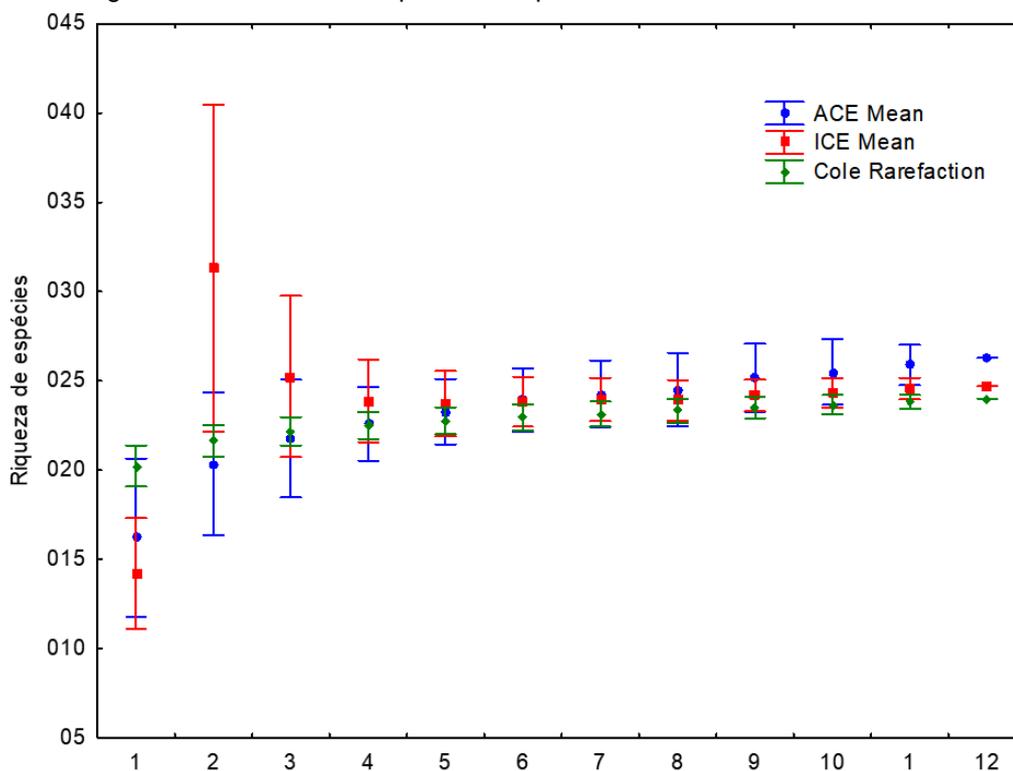
Os resultados das estimativas de riqueza para 2002, calculados pelos estimadores ICE e ACE, presumiram aproximadamente quatro espécies a mais do que a riqueza observada (Figura 8).

Figura 8 - Estimativa de riqueza de espécies em 2002.



Em 2016, com menos de seis coletas, a curva de riqueza rarefeita já mostrava grande sobreposição à estimada tanto por incidência, quanto por abundância (Figura 9).

Figura 9 - Estimativa de riqueza de espécies em 2016.



### 3.3 Variáveis ambientais locais

Entre os períodos amostrados, a média da temperatura da água permaneceu consideravelmente estável (2002: 23,06°C, 2016: 23,64°C), as médias de oxigênio dissolvido na água (2002: 3,93 mg/L, 2016: 4,87 mg/L) e de pluviosidade (2002: 108,60 mm, 2016: 134,50 mm) se elevaram, e a média de pH da água (2002: 7,15, 2016: 6,66) diminuiu. Os valores mensais das variáveis ambientais locais estão compilados nas tabelas 4 e 5 e na figura 10.

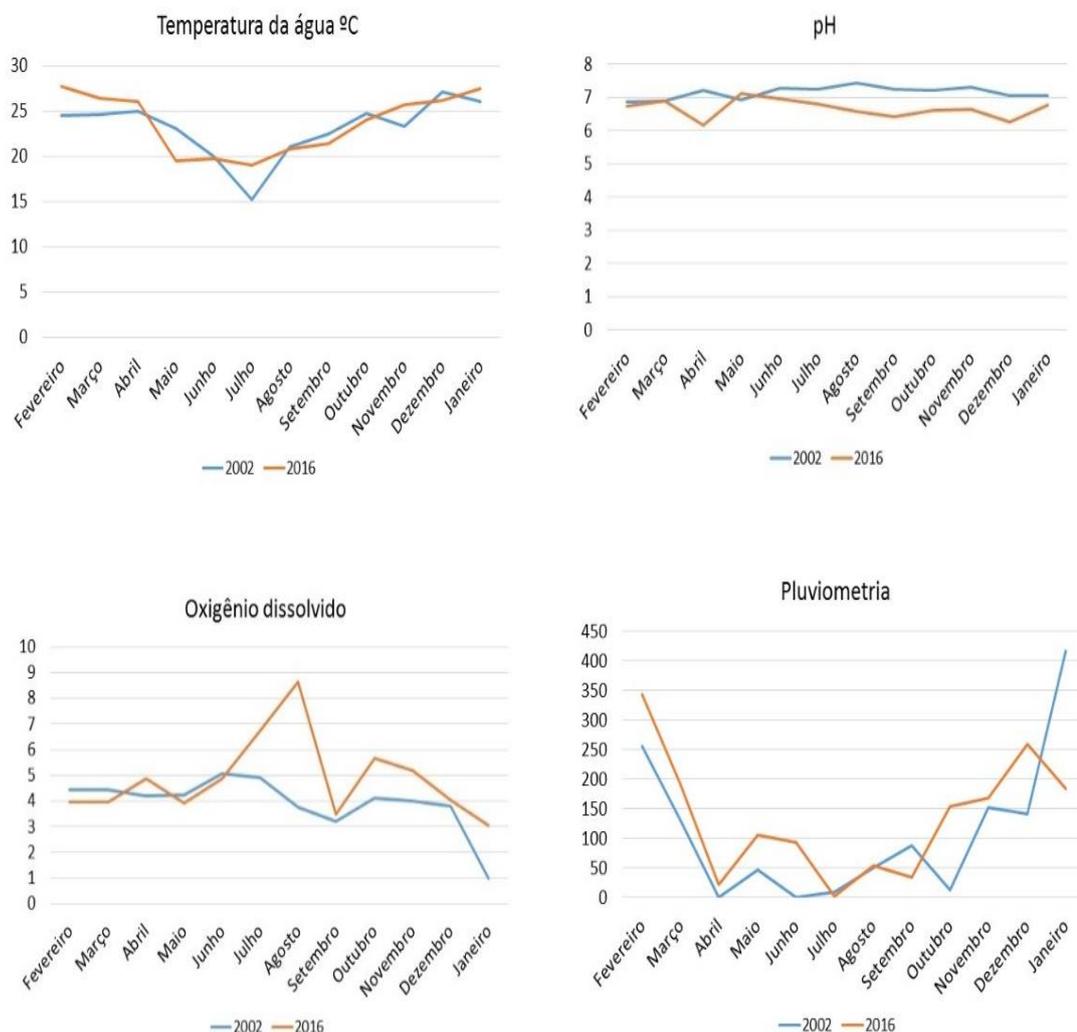
Tabela 4 - Valores mensais das variáveis ambientais locais para 2002.

	Temperatura			Pluviosidade
	da água (°C)	pH	O2(mg/L)	(mm)
fev/02	24,5	6,88	4,45	255,3
mar/02	24,6	6,9	4,425	131,2
abr/02	25	7,23	4,2	0
mai/02	23,1	6,94	4,25	46,4
jun/02	19,9	7,28	5,06	0
jul/02	15,2	7,26	4,925	10,1
ago/02	21	7,43	3,765	49,7
set/02	22,4	7,24	3,19	88,8
out/02	24,7	7,23	4,1	12,3
nov/02	23,3	7,3	4	152,4
dez/02	27,1	7,05	3,81	141,5
jan/03	26	7,05	1	415,6
Média	23,06	7,14	3,93	108,60

Tabela 5 - Valores mensais das variáveis ambientais locais para 2016.

	Temperatura			Pluviosidade (mm)
	da água (C°)	pH	O2(mg/L)	
fev/16	27,73	6,732	3,97	343,8
mar/16	26,325	6,915	3,98	191,1
abr/16	26,06	6,173	4,87	22,6
mai/16	19,5	7,122	3,92	105,9
jun/16	19,75	6,963	4,87	93,8
jul/16	19,05	6,822	6,74	1,7
ago/16	20,73	6,58	8,65	54,3
set/16	21,37	6,412	3,5	34,1
out/16	23,945	6,618	5,68	154,7
nov/16	25,65	6,648	5,205	168,6
dez/16	26,19	6,275	4,05	259,8
jan/17	27,44	6,77	3,03	183,7
Média	23,645	6,66	4,87	134,50

Figura 10 - Variação mensal das variáveis ambientais locais em 2002 e 2016.



### 3.4 Variáveis ambientais de paisagem

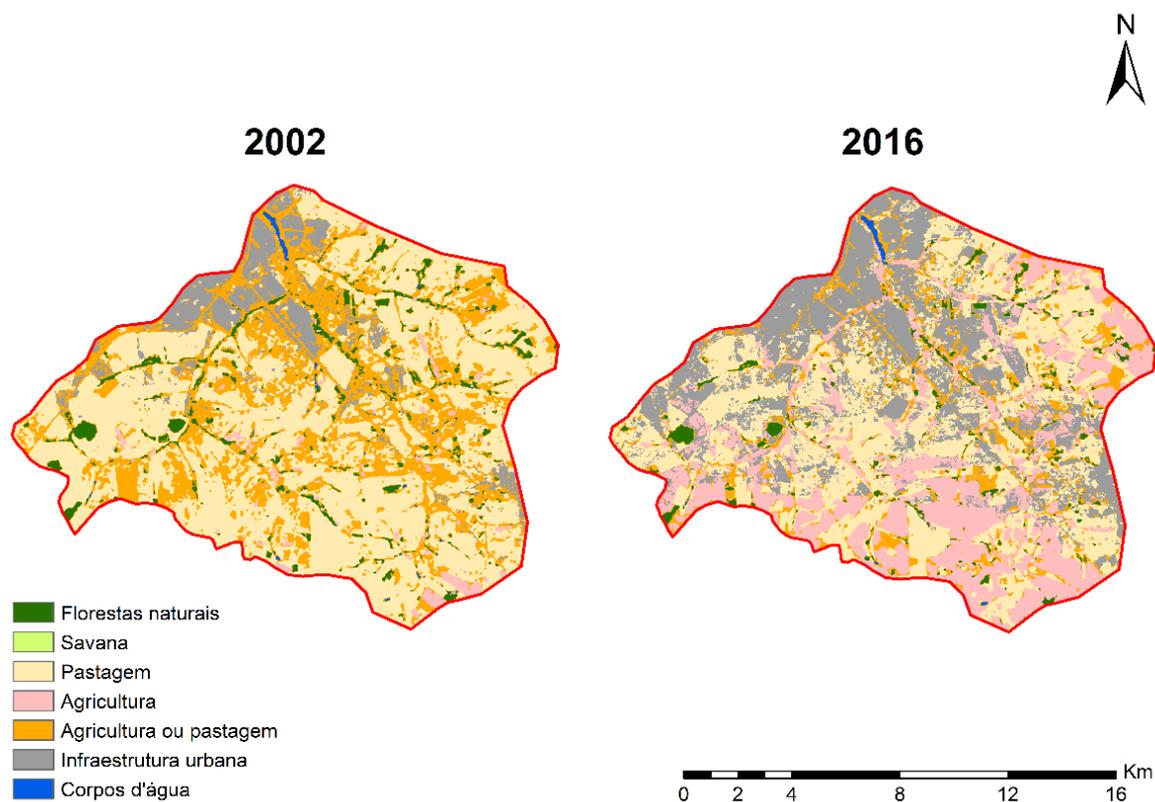
Entre as categorias de uso do solo delimitadas na microbacia da represa (agricultura, agricultura ou pastagem, corpos d'água, florestas naturais, infraestrutura urbana, pastagem, savana), algumas apresentaram mudanças expressivas. Em 2002, as áreas destinadas a agricultura representavam 1,95% da área total, em 2016 esse valor saltou para 24,19%. Durante os anos a microbacia sofreu um intenso processo de urbanização, uma vez que no período inicial do estudo 7,92% de sua área era ocupada por áreas urbanas, e, em 2016, essa categoria de uso do solo representava 24,53% da área total. As áreas ocupadas por pastagem, e

por mosaico de agricultura e pastagem, se reduziram, de 56,25% para 37,10%, e 29,11% para 11,19%, respectivamente. Florestas naturais, que já apresentavam uma representatividade irrisória de 4,18% em 2002, se reduziu ainda mais em 2016, ocupando apenas 2,68% da microbacia. Corpos d'água, savanas e florestas plantadas se mantiveram praticamente estáveis e com uma baixa representatividade.

Tabela 6 - Porcentagem ocupada por categorias de uso do solo em 2002 e 2016.

	2002	2016
Agricultura	1,95	24,19
Agricultura ou Pastagem	29,41	11,19
Corpos d'água	0,28	0,21
Floresta plantadas	0,00	0,05
Florestas naturais	4,18	2,68
Infraestrutura urbana	7,92	24,53
Pastagem	56,25	37,10
Savana	0,01	0,03

Figura 11 - Mudanças cobertura e uso do solo na microbacia de drenagem da Represa Municipal de São José do Rio Preto entre 2002 e 2016.



### 3.5 Grupos funcionais

Foram determinados 15 grupos funcionais (Tabela 6 e Figura 12). O coeficiente de correlação cofenética do dendrograma gerado pela UPGMA foi de 0,81. As abundâncias de cada grupo funcional constam na tabela 7.

Tabela 7 - Grupos funcionais e suas espécies constituintes.

Grupos funcionais	Espécies
1	<i>Gymnotus sylvius</i>
2	<i>Clarias gariepinus</i> , <i>Acestrorhynchus lacustris</i>
3	<i>Geophagus sveni</i>
4	<i>Satanoperca pappaterra</i>
5	<i>Erythrinus erythrinus</i> , <i>Hoplias malabaricus</i>
6	<i>Corydoras aeneus</i> , <i>Geophagus brasiliensis</i>

---

7	<i>Serrapinnus notomelas</i> , <i>Piabina argentea</i> , <i>Hoplosternum littorale</i>
8	<i>Astyanax fasciatus</i> , <i>Astyanax lacustris</i> , <i>Hemigrammus marginatus</i> , <i>Hyphessobrycon</i> <i>eques</i> , <i>Oligosarcus pintoii</i> , <i>Steindachnerina</i> <i>insculpta</i> , <i>Cyphocharax modestus</i> .
9	<i>Serrasalmus marginatus</i> , <i>Astronotus crassipinnis</i>
10	<i>Coptodon rendalli</i> , <i>Oreochromis niloticus</i>
11	<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>
12	<i>Cichlasoma paranaense</i>
13	<i>Poecilia reticulata</i> , <i>Xiphophorus maculatus</i>
14	<i>Schizodon nasutus</i>
15	<i>Laetacara araguaiaie</i>

---

Figura 12 - Dendrograma resultante da UPGMA com a composição dos grupos funcionais.

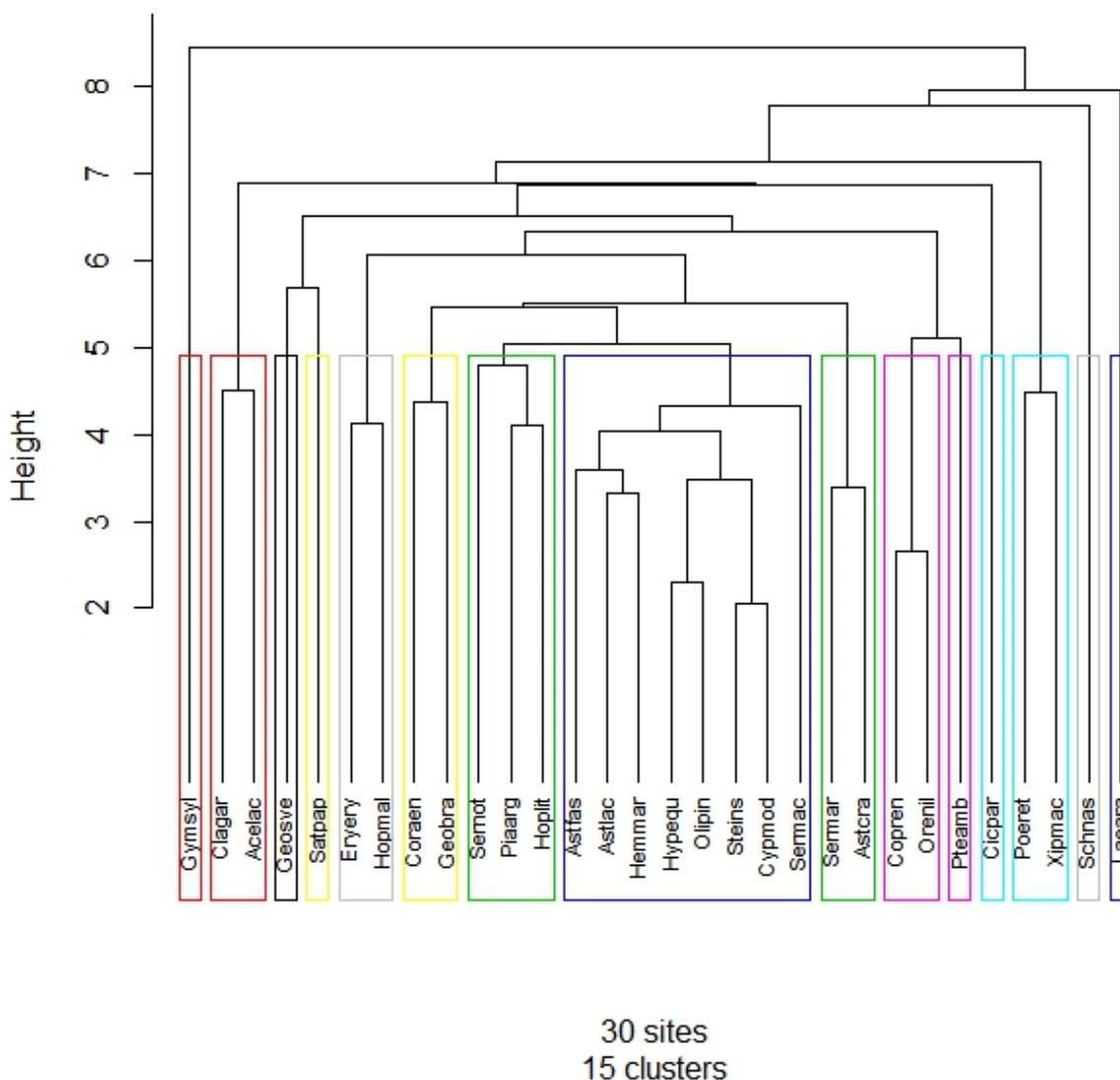


Tabela 8 - Abundância mensal dos grupos funcionais (G1-G15), nos dois anos amostrados.

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10	G11	G12	G13	G14	G15
fev/02	1	0	0	9	0	1	5	39	0	95	30	2	7	2	0
mar/02	0	1	0	18	0	1	1	69	1	34	14	0	27	18	0
abr/02	0	0	0	12	0	6	15	37	0	61	2	1	3	9	0
mai/02	1	1	0	1	0	4	14	23	0	110	0	0	1	6	0
jun/02	1	1	0	2	0	3	5	18	0	18	0	0	2	5	0
jul/02	1	0	0	2	0	0	3	59	3	4	1	0	2	0	0
ago/02	1	1	0	26	0	2	59	104	1	12	0	0	2	1	0
set/02	1	0	0	25	0	18	75	200	0	581	1	0	0	1	0
out/02	3	0	0	21	0	90	142	263	1	503	56	1	12	0	0
nov/02	5	4	0	47	5	182	73	440	1	6752	203	1	13	0	0
dez/02	6	4	0	58	1	46	202	255	35	1675	212	4	3	3	0
jan/03	1	3	0	58	0	13	23	109	19	106	44	2	1	4	0
fev/16	1	3	14	18	2	0	12	134	1	19	6	0	4	3	16
mar/16	16	0	22	20	2	0	9	314	12	38	0	0	2	11	11
abr/16	0	0	11	2	8	0	13	125	5	38	2	0	3	17	4
mai/16	3	0	62	19	2	0	8	253	0	440	0	0	0	13	5
jun/16	3	0	49	6	18	0	3	68	0	201	0	0	0	3	8
jul/16	0	0	4	44	4	0	0	7	0	53	0	0	0	0	3
ago/16	0	0	27	3	3	0	4	23	0	56	0	0	1	1	4
set/16	0	1	50	1	5	0	151	50	0	324	0	0	5	0	0
out/16	0	0	1	0	2	0	53	39	0	1407	0	0	2	0	0
nov/16	0	0	1	2	3	0	14	58	3	888	1	0	3	0	0
dez/16	0	2	4	6	22	0	22	172	0	1098	15	0	14	1	0
jan/17	0	0	8	5	1	0	3	89	0	412	126	0	18	1	0

### 3.6 Comparação entre as assembleias de 2002 e 2016

A análise de diversidade beta com a estrutura das assembleias não mostrou diferenças significativas entre 2002 e 2016, pois o valor de significância apresentado pela ANOVA com as distâncias para o centroide do espaço multidimensional foi de  $p = 0,72$  (Figura 14).

Figura 13 - PCoA com as estruturas das assembleias de 2002 e 2016 sobrepostas.

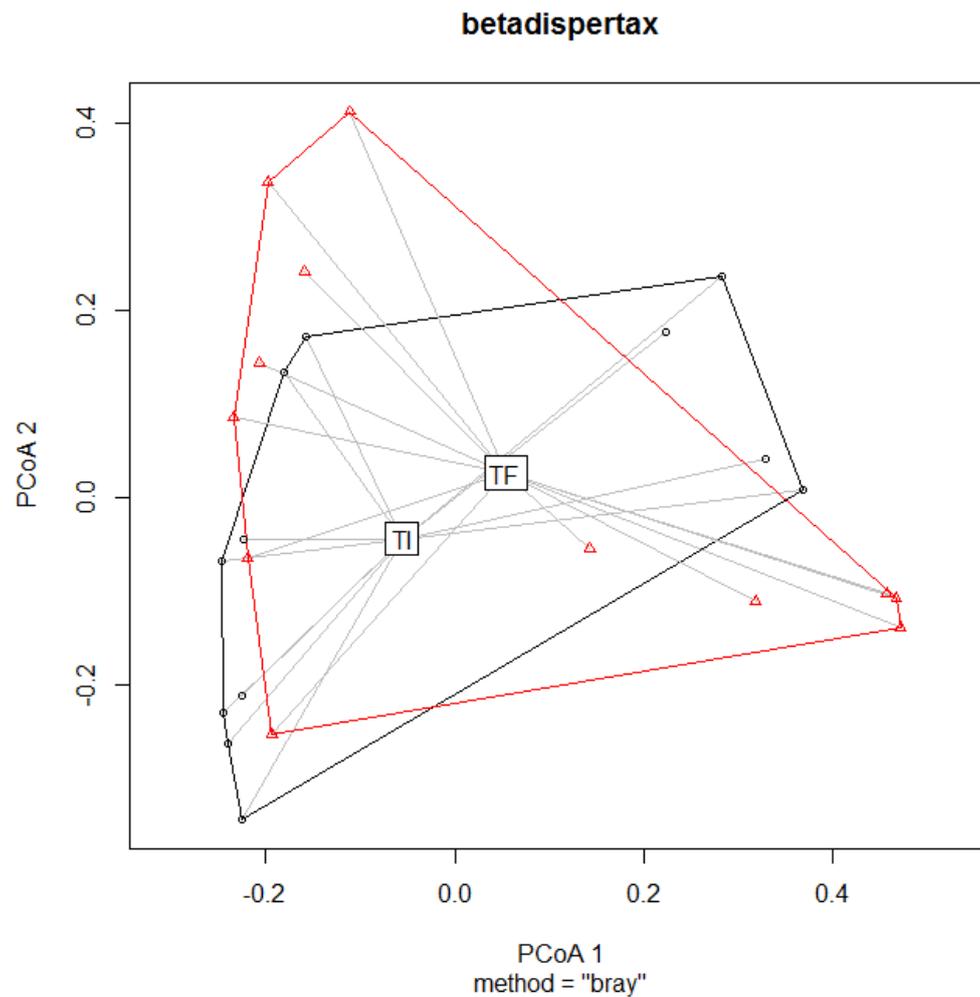
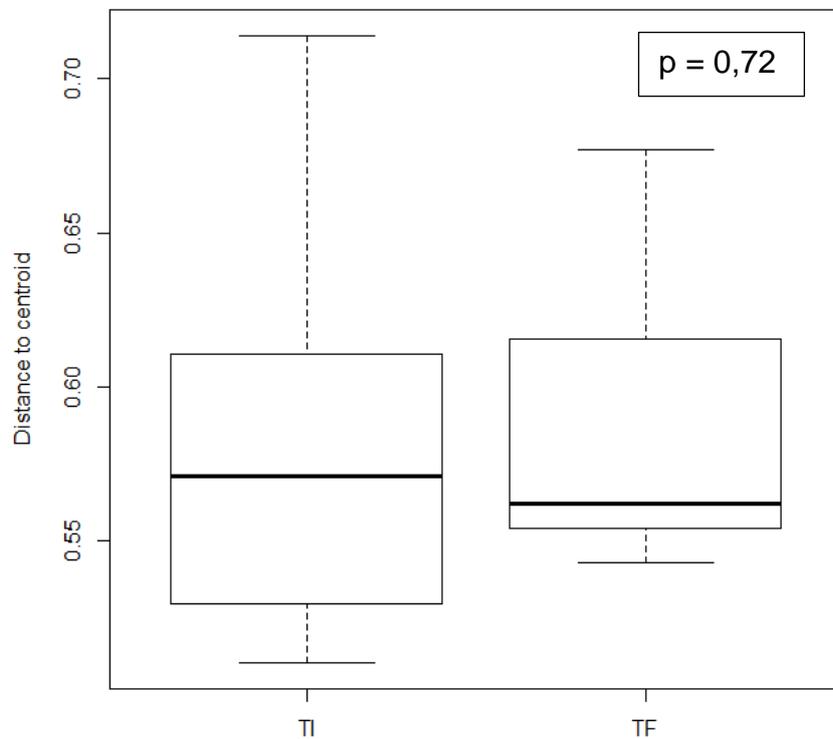


Figura 14 - Boxplot das distâncias para o centroide do espaço multidimensional das assembleias de 2002 e 2016. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras).



A betadisper com a estrutura de grupos funcionais também não demonstrou diferenças significativas entre 2002 e 2016, o que fica evidente na forte sobreposição entre das assembleias dos dois períodos na ordenação (Figura 16). A ANOVA apresentou um valor de significância de  $p = 0,56$ .

Figura 15 - Ordenação com sobreposição das estruturas de grupos funcionais de 2002 e 2016.

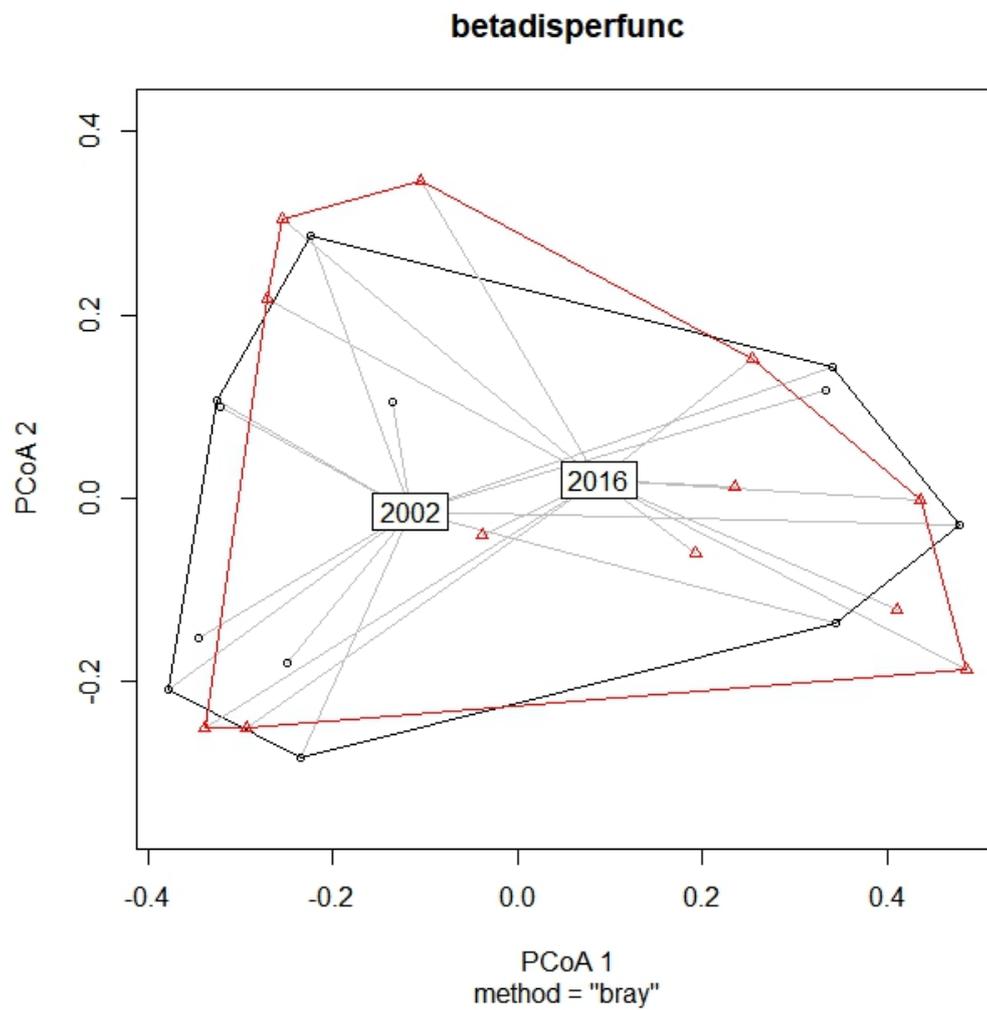


Figura 16 - Boxplot das distâncias para o centroide do espaço multidimensional das estruturas de grupos funcionais. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras).

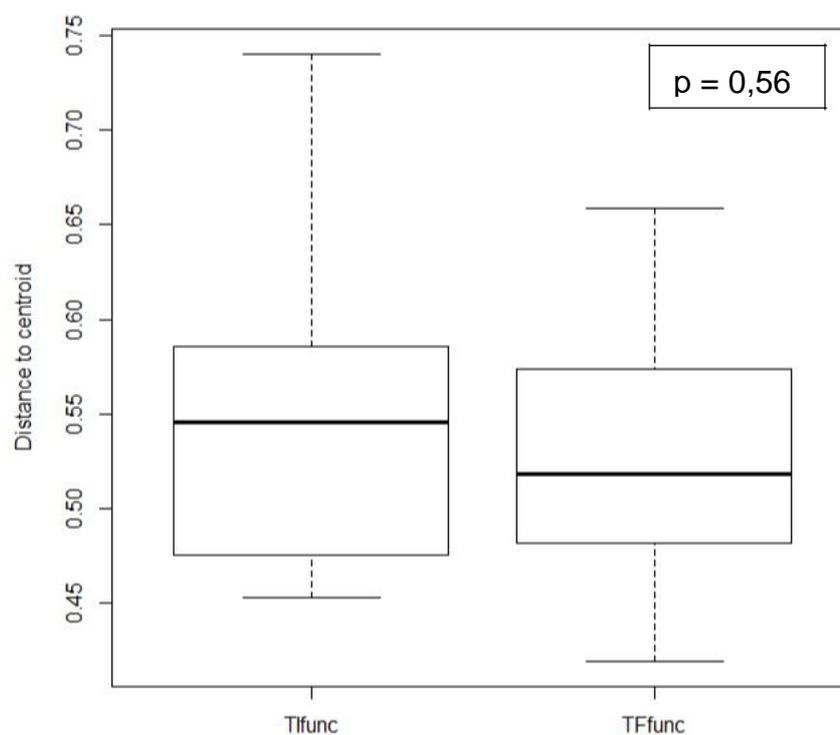


Tabela 9 - Valores de F e p da ANOVA realizada com os dados da betadisper.

	F	p
Taxonômica	0.123	0.7291
Funcional	0.334	0.5691

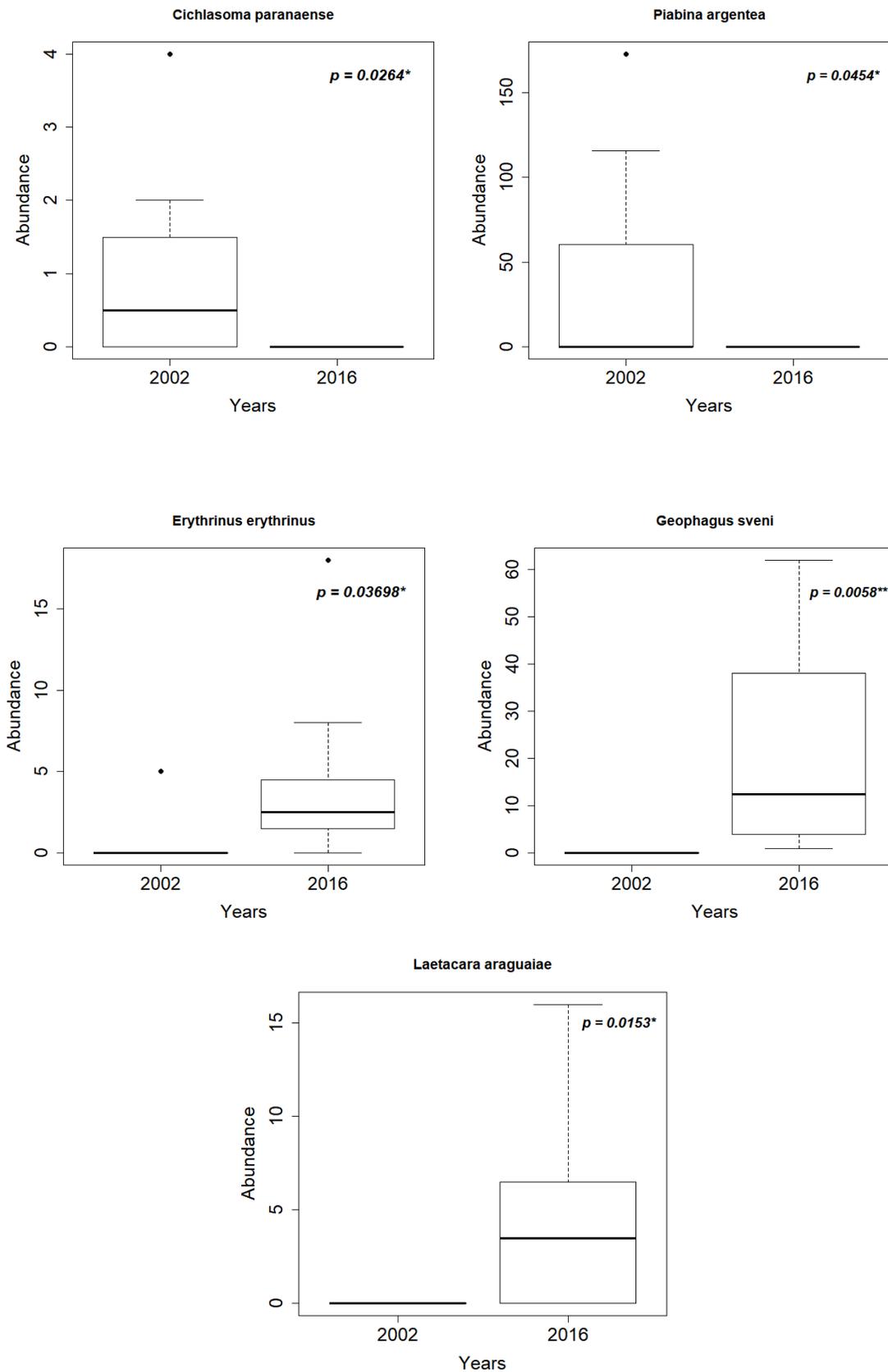
### 3.7 Comparação entre as populações e abundâncias de grupos funcionais de 2002 e 2016

Uma vez que as estruturas taxonômica e funcional não apresentaram diferenças ao longo do tempo, os dados das populações e de cada grupo funcional foram explorados de forma independente.

Algumas espécies exibiram diferenças significativas em suas abundâncias relativas. *Cichlasoma paranaense* e *Piabina argentea* reduziram significativamente suas representatividades em abundância, enquanto que *Erythrinus erythrinus*, *Geophagus sveni* e *Laetacara*

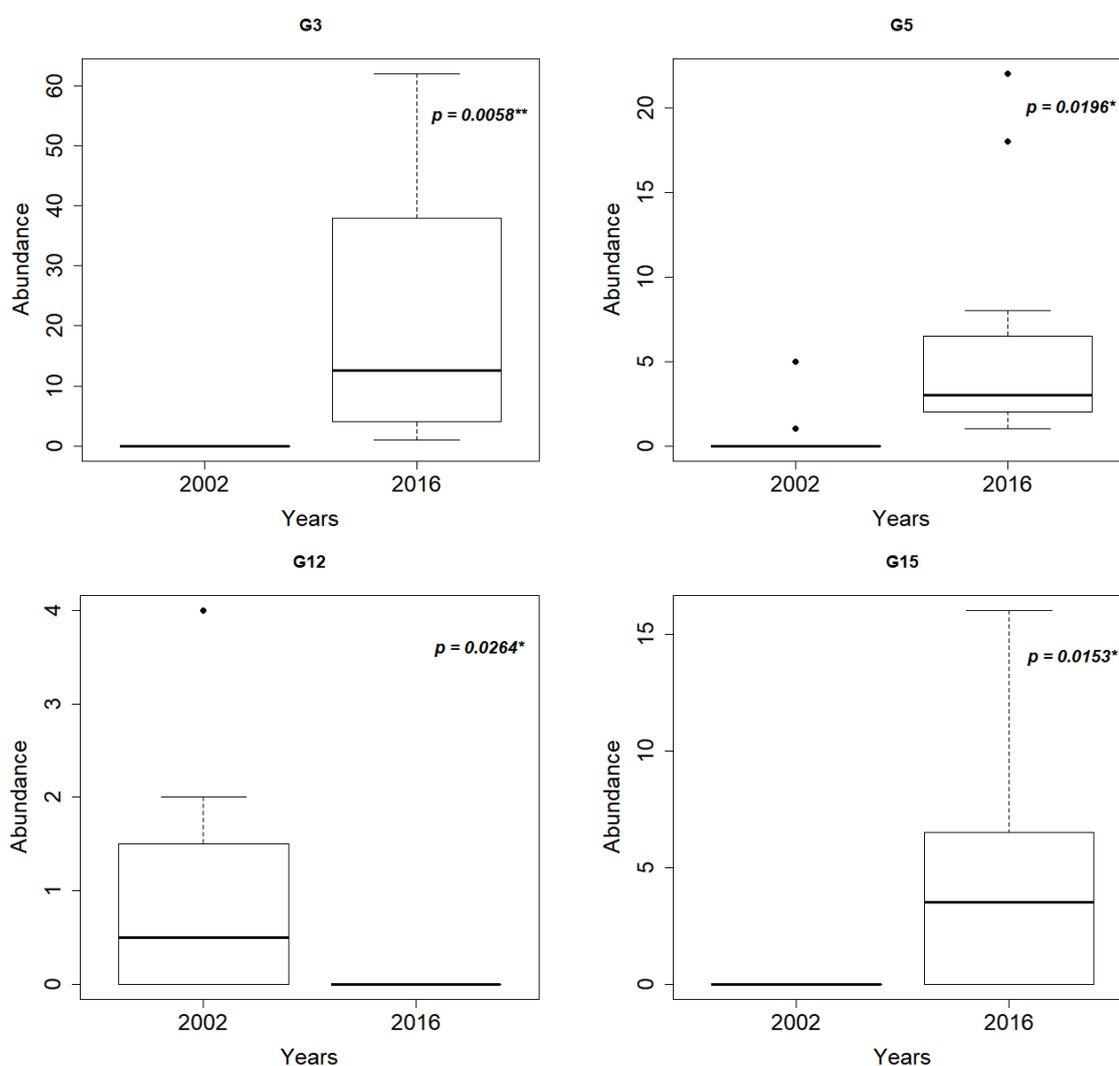
*araguaiae* aumentaram suas abundâncias de maneira significativa entre os períodos amostrados.

Figura 17 - Espécies que apresentaram diferenças significativas em abundância entre os anos. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras), outlier (ponto preto).



Quanto aos grupos funcionais, quatro grupos demonstraram diferenças significativas em suas abundâncias. Os grupos 3 (*G. sveni*) e 15 (*L. araguaiae*), que não tinham sido amostrados em 2002, foram bem representados em 2016. O grupo 5, que tinha abundância extremamente baixa em 2002, demonstrou um significativo acréscimo em 2016. O grupo 12, presente nas amostragens de 2002, não foi presente em nenhuma amostragem de 2016, tendo assim, um decréscimo significativo de abundância.

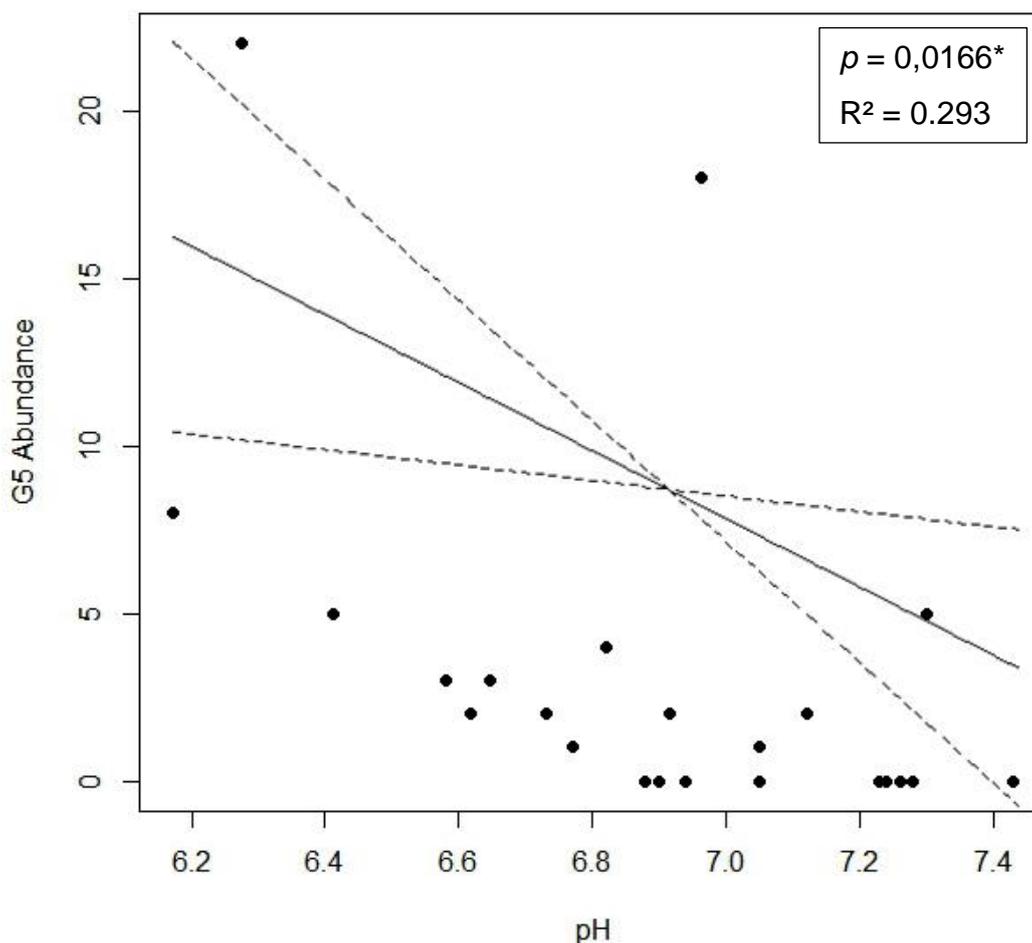
Figura 18 – Grupos funcionais que apresentaram diferenças significativas em abundância entre os anos. Mediana (barra preta grossa), quartis (caixa), desvio-padrão (barras), outlier (ponto preto).



### 3.8 Relação entre variáveis ambientais locais e abundância de populações e grupos funcionais

Os modelos mistos aditivos generalizados (GAMM) aplicados às populações que apresentaram abundância significativamente diferentes entres os anos não demonstraram nenhuma influência das variáveis ambientais locais (temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e pluviosidade) nessa variação de abundância. Dentre os grupos funcionais, apenas a abundância do grupo 5, composto pelas espécies *Erythrinus erythrinus* e *Hoplias malabaricus*, sofreu influência significativa de uma das variáveis ambientais mensuradas. Para esse grupo, o pH da água se demonstrou como um preditor de sua abundância ( $p = 0.0166$ ,  $R^2$  ajustado = 0.293), visto que, valores mais baixos de pH acompanharam abundâncias superiores.

Figura 19 - GAMM entre a abundância do grupo funcional 5 e o pH da água.



#### 4. DISCUSSÃO

A compilação da lista de espécies coletadas em 2002 e 2016 indica que já foram registradas 32 espécies de peixes na represa, o que equivale a aproximadamente 10% da riqueza total descrita para a bacia hidrográfica do Alto Rio Paraná, que abrange toda a drenagem do Rio Paraná à montante do antigo Salto de Sete Quedas, que agora se encontra inundado pelo reservatório de Itaipu (Langeani et al., 2007). Todas as espécies registradas na represa já constavam no inventário de Langeani et al. (2007).

Em comparação com 2002, em 2016 houve uma redução de quase 50% da abundância total amostrada. De modo geral, reduções na abundância podem estar associadas a vários fatores, dentre eles o volume de hábitat. O Plano Municipal de Água e Esgoto de 2014 (SeMAE, 2014) dispõe que, entre os períodos de 2008 e 2014, os três lagos da represa perderam cerca de 57% da sua capacidade de volume de armazenamento, conseqüentemente, é esperado que a disponibilidade de habitats para a ictiofauna também tenha reduzido. Esses resultados vão ao encontro do que presume a relação de espécies-área, a qual prega que quanto maior a área, maior será quantidade de espécies e abundância de indivíduos (Arrhenius, 1921). As populações de peixes exercem papéis fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas, como regulação da dinâmica de redes tróficas, ciclagem de nutrientes, regulagem do fluxo de carbono da água para a atmosfera, regulação da resiliência de um ecossistema (Holmlund & Hammer, 1999). Uma redução drástica na abundância de peixes, como a encontrada nesse estudo, prejudica todas as funções ecossistêmicas desenvolvidas por esses organismos, afetando ainda mais o ambiente.

Apesar da dominância de espécies não-nativas ser muito parecida entre os anos (73,4% da abundância total em 2002; 72,9% em 2016), houve um considerável aumento na proporção das espécies não-nativas na riqueza. Em 2002, das 29 espécies amostradas, cinco eram não-nativas, o que corresponde a 17,2%; em 2016, das 24 espécies capturadas, nove foram não-nativas, representando 37,5% da riqueza de peixes encontrada,

ou seja, a representatividade de espécies não-nativas mais que dobrou dentro do intervalo de tempo compreendido pelo estudo e supera em muito a proporção de espécies não-nativas para toda a bacia do Alto Rio Paraná, que consiste em aproximadamente 23,8% (Langeani et al., 2007). No período inicial (2002) foram amostradas 24 espécies nativas, enquanto que no período final (2016), o número de espécies nativas caiu para 15. Esse resultado é corroborado por um estudo envolvendo 49 reservatórios de água no Brasil, onde foi encontrada uma relação negativa entre a idade do reservatório e a riqueza de espécies de peixe nativas (Ortega et al., 2018).

Dentre as espécies não-nativas, destacam-se as duas popularmente conhecidas como tilápias (*Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli*), nativas do continente africano (Canónico et al., 2005). As duas espécies são dominantes em abundância. Desde da década de 1930, por diversos motivos, como uso na aquariofilia, no controle biológico e principalmente na aquicultura, essas espécies têm sido introduzidas no mundo todo, o que em diversos casos levou a efeitos ecológicos não intencionais (Canónico et al., 2005). As mesmas características que as tornam ideais para a aquicultura, como a fácil adaptação à diferentes níveis de salinidade e disponibilidade de oxigênio, a capacidade de se alimentarem em diferentes níveis tróficos, alta taxa de reprodução e, sob algumas circunstâncias, apresentaram resistência à superlotação (McKaye et al, 1995; Courtenay, 1997; Coward & Little, 2001), também as tornam espécies com um alto potencial invasor (Trewavas, 1983; Ehrlich, 1988). Uma revisão da literatura demonstra que, de maneira geral, a introdução de tilápias tem efeitos negativos nas populações de peixes nativos (Canónico et al., 2005; Twongo, 1995; Goudswaard et al., 2002), evidenciando que, devido à adaptabilidade a diferentes condições da água, à fecundidade, territorialidade, assim como à plasticidade alimentar, essas espécies introduzidas competem por alimento, habitat e sítios de desova com as espécies nativas, prejudicando suas populações (Canónico et al., 2005). Ademais, as tilápias são conhecidas por se alimentarem de zooplâncton herbívoro, o que favorece a proliferação excessiva de algas, prejudicando a qualidade da água e dificultando o seu tratamento para abastecimento

doméstico (Agostinho et al., 2006). Considerando que a represa da área de estudo foi criada com a intenção de atuar como reservatório de água para a população, a grande abundância dessas espécies representa um empecilho no tratamento da água e, muito provavelmente, exigindo um maior gasto de dinheiro público durante esse procedimento. Esse é mais um exemplo de como a falta de um planejamento ambiental no passado aliada a má gestão dos ecossistemas aquáticos, tanto pela esfera pública, quanto individual, provoca, entre outras complicações, o gasto desnecessário de dinheiro investido pela sociedade. Por todas essas adversidades causadas pela introdução de tilápias, fica clara a preocupação com a dominância dessas espécies no ambiente da represa.

Outra espécie exótica que foi registrada em 2016 e que gera preocupação pelo seu alto potencial invasor é *Clarias gariepinus*, popularmente conhecida como bagre africano. Apesar de apenas um indivíduo (82 cm de comprimento e 5,27 kg) ter sido capturado, o que dificulta afirmar que a espécie se estabeleceu no local, há diversos registros não científicos da espécie na represa. *Clarias gariepinus* é nativa da África e de partes da Ásia, onde habita lagos de águas calmas, rios e pântanos de inundação sazonal (De Graaf & Janssen, 1996; Winemiller & Kelso-Winemiller, 1996). De acordo com Vitule et al. (2006), o bagre africano foi introduzido no Brasil em represas artificiais para o cultivo da carne e para atuar como pesca esportiva. Eventualmente, indivíduos escaparam e invadiram diversas bacias hidrográficas do Brasil. As primeiras ocorrências foram registradas nas bacias dos rios São Francisco, Paraná e Doce (Alves et al., 1999) e no estuário da Lagoa dos Patos, no Estado do Rio Grande do Sul (Braun et al., 2003). Há registros mais recentes na bacia do Rio Guaraguaçu, no Estado do Paraná, na Lagoa Encantada, bacia do Rio Almada, Estado da Bahia (Mili & Teixeira, 2006; Vitule et al., 2006), e na bacia do Alto Paraná (Langeani et al., 2007).

*Clarias gariepinus* é um peixe de grande porte, podendo atingir 60 kg e 1,7 m de comprimento (Bruton, 1979; Froese & Pauly, 2015). Assim como outras espécies potencialmente invasoras, o bagre africano reúne um conjunto de características que o torna um potencial invasor, como

capacidade de suportar baixos níveis de oxigênio, alta plasticidade alimentar, rápida maturação sexual e altas taxas de crescimento (Hecht et al., 1988; Yalçin et al., 2001; Na-Nakorn & Brummett, 2009), sendo inclusive já categorizada como invasora emergente (Alexander et al., 2014, Ellender et al., 2015) e já foi demonstrado que tem a capacidade e levar à redução e até mesmo à extinção de espécies nativas (Cambray, 2003). Por meio da análise do conteúdo estomacal foi verificado a presença de dois espécimes de um peixe nativo (*A. lacustris*), o que enfatiza o potencial impacto dessa espécie exótica. Logo, fica clara a importância de monitoramento dessa espécie no local de estudo e, caso a população se mostre em crescimento, da tomada de medidas de controle populacional.

Ainda quanto às espécies não-nativas, a presença de *Geophagus sveni*, nativa da bacia Amazônica, em 2016 merece atenção. Essa espécie não foi amostrada em 2002 por Andrade (2003) e Campos (2004), porém esses pesquisadores reportaram a presença de *Geophagus brasiliensis* que, por sua vez, não foi inventariada no último ano coletado (2016). Apesar de a UPGMA ter alocado essas espécies em grupos funcionais distintos (*G. sveni* no grupo 3 e *G. brasiliensis* no grupo 6), Moretto et al. (2008) relataram que a recente introdução da espécie não-nativa no reservatório Três Irmãos (Rio Tietê) provavelmente, devido à sobreposição alimentar entre as duas espécies, o que contribuiu para a redução da abundância de *G. brasiliensis*. Esse mesmo processo pode ter acontecido na Represa Municipal de São José do Rio Preto. No entanto, mais estudos objetivando avaliar o impacto de *G. sveni* na diversidade nativa são necessários para elucidar como essa espécie vem interferindo nos ambientes onde ela é introduzida.

A cobertura e uso do solo à montante da represa indica uma bacia hidrográfica menos florestada, mas mais cultivada, impermeável e urbanizada. Dados do Boletim da Divisão de Economia Rural da Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo (1960) revelam que, na década de 1940, a porcentagem de área ocupada por florestas nativas no estado já era baixa, em torno de 22%, sendo que em 1960, era de apenas 17%, evidenciando que o desmatamento do Estado de São Paulo vem de longa

data. Ainda que não seja possível avaliar a influência da intensificação da urbanização na ictiofauna, nem das outras mudanças no uso do solo no período do estudo devido à falta de réplicas, outros estudos já demonstraram a influência desses fatores na ictiofauna em diferentes aspectos (Roy et al., 2007; Brown et al., 2009; Alexandre et al., 2010; Cunico et al., 2012), inclusive comprovando que o aumento a urbanização contribui com o favorecimento de espécies não-nativas, que dominam a ictiofauna do local de estudo e expandiram sua representatividade entre os anos amostrados. Logo, a julgar pelo crescente desenvolvimento urbano na bacia do Rio Preto, é previsível que algumas alterações já relatadas anteriormente podem se intensificar.

A diversidade beta, tanto na abordagem taxonômica, quanto na funcional, não indicou a existência de diferenças significativas entre os anos. A represa e a bacia de drenagem que a comporta, assim como todo o noroeste paulista, vêm sofrendo impactos há longo prazo, com maciço desmatamento desde o início do século XX (Silva et al., 2007). Um recente estudo sugere que é possível inferir que a ictiofauna da região vem sendo afetada há tempo suficiente para que um subconjunto de espécies generalistas e resistentes tenha sido selecionado, estabelecendo um novo estado estável da assembleia de peixes, adaptado às condições degradadas do local (Zeni et al., 2017). Ademais, as espécies dominantes em 2002, majoritariamente *O. niloticus* e *C. rendalli*, continuam compondo a maior parte da abundância total de indivíduos, o que colabora fortemente para a manutenção do padrão da assembleia. Portanto, provavelmente apenas mudanças ambientais drásticas seriam capazes de alterar a esse padrão. Outros motivos podem estar relacionados com as diferenças em abundância das populações e grupos funcionais que não sofreram interferência de nenhuma das variáveis medidas no estudo. Outras variáveis ambientais não mensuradas nesse trabalho, como competição entre espécies, predação, ou até mesmo variações demográficas aleatórias (Vellend, 2010) podem explicar essas alterações encontradas.

A abundância de algumas populações (*Cichlasoma paranaense*, *Erythrinus erythrinus*, *Geophagus sveni*, *Laetacara araguaiae* e *Piabina*

*argetea*) e de alguns grupos funcionais (G3, G5, G12 e G15) apresentaram diferenças significativas entre os anos. Dentre estes, apenas G5, composto por *Hoplias malabaricus* e *Erythrinus erythrinus* foi influenciado por uma das variáveis ambientais mensuradas. Para esse grupo, o pH agiu como um preditor de sua abundância, sendo que maiores abundâncias foram relacionadas à valores mais baixos de pH. Alguns estudos sobre fisiologia de peixes demonstram que espécies da família Erythrinidae, assim como os membros de G5, são capazes de regular algumas enzimas envolvidas no processo de excreção de excretas nitrogenadas, inclusive sendo habilitadas a alternar entre excretar amônia ou ureia de acordo com a acidez da água (Moraes & Polez, 2004; Aquino-Silva et al., 2003). Uma vez que é notório que a represa recebe efluentes não tratados (Melo et al., 2009) que podem acidificar o pH da água, a flexibilidade demonstrada pelos peixes do G5 pode tê-los favorecido em épocas de águas mais ácidas, proporcionando o acréscimo de sua abundância.

## 5. CONCLUSÃO

A Represa Municipal de São José do Rio Preto sofre impactos muito provavelmente desde sua origem, e já há algum tempo está dominada por peixes não-nativos. As diferenças não significativas entre a ictiofauna de 2002 e de 2016 permitem inferir que a biota aquática já atingiu um estado estável, uma vez que apresenta alta proporção de espécies generalistas e resistentes às condições em que a represa está submetida. No entanto, algumas populações e grupos funcionais apresentaram diferenças significativas entre os anos, sendo que um dos grupos funcionais demonstrou ser influenciado pelo pH da água.

Além da importância de abrigar a fauna que habita a represa, esse ambiente exerce diferentes funções para os munícipes da cidade. Uma das principais delas é atuar como reservatório de água para o abastecimento doméstico de cerca de 30% da população, além de ser um local de lazer, contemplação e prática de atividades esportivas, consistindo no principal ponto turístico da cidade. Por esses motivos, medidas que visem conservar o ambiente, como educação ambiental e conscientização da população,

planejamento de manejo do ecossistema, revitalização da vegetação ripária da represa e de seus afluentes à montante são de extrema importância para a melhora das condições desse ecossistema conhecido como o cartão postal de São José do Rio Preto.

## 6. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; JÚLIO Jr. H. F. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: unidades de conservação. pp. 95-117 2006 In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MULLER, C. R. C. (Eds.). **Unidades de conservação** - Ações para valorização da biodiversidade. Curitiba, IAP, 344p.
- AKAIKE, H. **Information theory and the maximum likelihood principle**. In: PETROV, B. N. CSAKI, F. Eds., International Symposium on Information Theory, p. 267–281, 1973
- ALEXANDER, M. E.; DICK, J. T. A.; WEYL, O. L. F.; ROBINSON, T. B.; RICHARDSON, D. M. **Existing and emerging high impact invasive species are characterized by higher functional responses than natives**. Biology Letters, Vol. 10, 20130946, 2014.
- ALEXANDRE, V. A.; ESTEVES, K. E.; MOURA e MELLO, M. A. M. **Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil)**. Hydrobiologia, Vol. 641, pp. 97–114, 2010.
- ALLAN, J. D. **Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems**. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, Vol. 35, pp. 257–284, 2004.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. **Biodiversity conservation in running waters**. BioScience, Vol. 43, pp. 32–43, 1993.
- ALVEZ, C. B. M.; VONO, V.; VIEIRA, F. **Presence of the walking catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) (Siluriformes, Clariidae) in Minas Gerais state hydrographic basins, Brazil**. Revista Brasileira de Zoologia, Vol. 16, pp. 259–263, 1999.
- ANDERSON, M. J. **Distance-based test for homogeneity of multivariate dispersions**. Biometrics, Vol. 62, pp. 245–253, 2006.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; McARDLE, B. H. **Multivariate dispersion as measure of beta diversity**. Ecology Letters, Vol. 9, pp. 683–693, 2006.

- ANDRADE, V. L. X. **Ictiofauna da Represa Municipal de São José do Rio Preto, SP, rio Preto, afluente do rio Turvo, drenagem do rio Grande: Diversidade e Reprodução**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 53p., 2003.
- ANGELER, D. G.; JOHNSON, R. K. **Patterns of temporal community turnover are spatially synchronous across boreal lakes**. *Freshwater Biology*, Vol. 57, pp. 1782–1793, 2012.
- AQUINO-SILVA, M. R.; SCHWANTES, M. L. B.; SCHWANTES, A. R. **Isoform expression in the multiple soluble malate dehydrogenase of *Hoplias malabaricus* (Erythrinidae, Characiformes)**. *Brazilian Journal of Biology*, Vol. 63, nº 1, pp. 7–15, 2003.
- ARRHENIUS, O. **Species and Area**. *Journal of Ecology*, Vol. 9, pp. 95-99, 1921.
- BALON, E. K.; CRAWFORD, S. S.; LELEK, A. **Fish communities of the Upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection**. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 15, pp. 243–271, 1986.
- BARCHA, S. F. **Aspectos Geológicos e Províncias Hidrogeológicas da Formação Bauru na região norte-ocidental do Estado de São Paulo**. São José do Rio Preto, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Unesp, 1980 (Tese de Livre Docência).
- BARRELLA, W.; BEAUMORD, A. C.; PETRERE Jr, M. **Comparacion de la comunidade de peces de los rios Manso (MT) y Jacaré Pepira (SP), Brasil**. *Acta Biologica Venezuelica*, Vol. 15, pp. 11–20, 1994.
- BASELGA, A.; BONTHOUX, S.; BALENT, G. **Temporal beta diversity of bird assemblages in agricultural landscapes: land cover change vs. stochastic processes**. *PLoS One*, Vol. 10, nº 05, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127913>
- BENEDETTI-CECCHI, L.; BERTOCCI, I.; VASELLI, S.; MAGGI, E.; BULLERI, F. **Neutrality and the response of rare species to environmental variance**. *Plos One*, Vol. 3, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002777>
- BOCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Springer, Berlin, 306p., 2011.
- BOLETIM DA DIVISÃO DE ECONOMIA RURAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, Secretaria da Agricultura, nº 1, 1960.

- BOURQUE, C. P. A.; POMEROY, J. H. **Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison.** Hydrology and Earth System Sciences., Vol. 5, pp. 599–613, 2001.
- BOZELLI, R. L.; THOMAZ, S. M.; ROLAND, F.; ESTEVES, F. A. **Variações nictemerais e sazonais de alguns fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto.** Acta Limnologica Brasiliensia 4, pp. 53–66, 1992.
- BRAUN, A. S.; MILANI, P. C. C.; FOUTOURA, N. F. **Registro da introdução de *Clarias gariepinus* (Siluriformes, Clariidae) na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil.** Biociências, Vol.11, pp. 101–102, 2003.
- BROWN, L. R.; GREGORY, M. B.; MAY, J. T. **Relation of urbanization to stream fish assemblages and species traits in nine metropolitan areas of the United States.** Urban Ecosystems, Vol. 12, pp. 391–416, 2009.
- BRUTON, M. N. **The food and feeding behaviour of *Clarias gariepinus* (Pisces: Clariidae) in Lake Sibaya, South Africa, with emphasis on its role as a predator of cichlids.** Transactions of the Zoological Society of London, Vol. 35, nº 1, pp. 47–114, 1979.
- CAMBRAY, J. A. **The need for research and monitoring on the impacts of translocated sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, in South Africa.** African Journal of Aquatic Science, Vol. 28, pp.191–195, 2003.
- CAMPOS, F. F. S. **Ictiofauna da Represa Municipal de São José do Rio Preto, rio Preto: Diversidade e Alimentação.** Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 53p., 2004.
- CANONICO, G. C.; ARTHINGTON, A.; McCRARY, J. K.; THIEME, M. L. **The effects of introduced tilapias on native biodiversity.** Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, Vol. 15, pp. 463–483, 2005.
- CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. **Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen.** Ecological Applications, Vol. 8, pp. 559–568, 1998.
- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. **Worldwide decline of specialist species toward a global functional homogenization?** Frontiers in Ecology and the Environment, Vol. 9, pp. 222–228, 2011.

- CLEMENTS, W. H.; CARLISLE, D. M.; LAZORCHAK, J. M.; JHONSON, P. C. **Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams**. *Ecological Applications* Vol. 10, pp. 626–638, 2000.
- COLWELL, R. K. 2013. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COMITETG. Comitê da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande. **Plano ambiental para a bacia de contribuição da represa de abastecimento de São José do Rio Preto**, 2009.
- COURTENAY, W. R. **Tilapia as non-indigenous species in the Americas: environmental, regulatory and legal issues**. In: *Tilapia Aquaculture in the Americas*, COSTA-PIERCE, B. A.; RAKOCY, J. E. (eds). World Aquaculture Society: Baton Rouge, LA, Vol. 1, pp. 18–33, 1997.
- COWARD, K.; LITTLE, D. **Culture of the “aquatic chicken”**. *Biologist*, Vol. 48, pp. 12–16, 2001.
- CUNICO, A. M.; FERREIRA, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; BEAUMORD, A. C.; FERNANDES, R. **The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in Pirapó Basin, Southern Brazil**. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 105, pp. 336–344, 2012.
- De GRAAF, G.; JANSSEN, H. **Artificial reproduction and pond rearing of the African Catfish *Clarias gariepinus* in Sub-Saharan Africa – A Handbook**. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, 73 pp., 1996.
- de GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá, Eduem, 241p., 2007.
- DORNELAS, M.; GOTELLI, B. M.; HIDEYASU, S.; MOYE, F.; SIEVERS, C.; MAGURRAN, A. E. **Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss**. *Science*, Vol. 344, nº 6181, pp. 296–299, 2014.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J.; SULLIVAN, C. A. **Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges**. *Biological Reviews*, Vol. 81, pp. 163–182, 2006.
- EHRlich, P. R. **Attributes of invaders and invading processes**. In: *Biological Invasions: A Global Perspective*, DRAKE, J.; DiCASTRI, F.; GROVES, R.; KRUGER, F.; MOONEY, H.; REJMANEK, A.;

- WILLIAMSON, M. (eds). John Wiley: Chichester, U.K., pp. 315–328, 1988.
- ELLENDER, B. R.; WOODFORD, D. J.; WEYL, O. L. F. **Invasibility of headwater streams by an emerging invader *Clarias gariepinus***. *Biological Invasions*, Vol. 17, pp. 57–61, 2015.
- FINDLAY, S.; QUINN, J. M.; HICKEY, C. W.; BURELL, G.; DOWNES, M. **Effects of land use and riparian flowpath on delivery of dissolved organic carbon to streams**. *Limnology and Oceanography*, Vol. 46, pp. 345–355, 2001.
- FITZHUGH, T. W., RICHTER, B. D. **Quenching urban thirst: growing cities and their impacts on freshwater ecosystems**. *BioScience*, Vol. 54, pp. 741–754, 2004.
- FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase: World Wide Web Electronic Publication, Versão 01/2015, 2015. Disponível em: <http://www.fishbase.org/>**.
- GATZ Jr., A. J. **Ecological morphology of freshwater stream fishes**. *Tulane Studies in Zoology and Botany*. Vol 21, pp. 91–124, 1979.
- GAUSE, G. F. **Experimental studies on the struggle for existence**. *Journal of Experimental Biology*, Vol. 9, pp. 389–402, 1932.
- GOSLINE, W. A. **Functional morphology and classification of teleostean fishes**. Honolulu, University Press of Hawaii, 1971.
- GOWER, J. C.; LEGENDRE, P. **Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients**. *Journal of Classification*, Vol. 3, pp. 5–48, 1986.
- GREEN, P. A.; VOROSMARTY, C. J.; HARRISON, I.; FARRELL T.; SÁENZ, L.; FEKETE, B. M. **Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions**. *Global Environment Change*, Vol. 34, pp. 108–118, 2015.
- HASTIE, T. J.; TIBSHIRANI, R. J. **Generalized additive models**. London. Chapman & Hall. 1990.
- HATOSY, S. M.; MARTINY, J. B. H.; SACHDEVA, R.; STEELE, J.; FUHRMAN, J. A.; MARTINY, A. C. **Beta diversity of marine bacteria depends on temporal scale**. *Ecology*, Vol. 94, nº 9, pp. 1898–1904, 2013.
- HECHT, T.; UYS, W.; BRITZ, P. J. **The culture of sharptooth catfish, *Clarias gariepinus* in southern Africa**. South African National Scientific Programmes Report, 153 p., 1988.

- HENLEY, W. F.; PATTERSON, M. A.; NEVES, R. J.; LEMLY, A. D. **Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers.** *Reviews in Fish Sciences.*, Vol. 8, pp. 125–39, 2000.
- HILLEBRAND, H.; SOININEN, J.; SNOEIJIS, P. **Warming leads to higher species turnover in a coastal ecosystem.** *Global Change Biology*, Vol. 16, pp. 1181–1193, 2010.
- HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. **Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic versus functional groups.** *Journal of Biogeography*, Vol. 34, pp. 324–338, 2007.
- HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. **Ecosystem services generated by fish populations.** *Ecological Economics*, Vol. 29, nº 2, pp. 253–268, 1999.
- HORA, S. L. **Ecology, bionomics and evolution of torrential fauna, with special reference to the organs of attachment.** *Philosophical Transaction of the Royal Society of London*, Vol. 28, pp. 171–282, 1930.
- JACKSON, R. B.; CARPENTER, S. R.; DAHM, C. N.; McKNIGHT, D. M.; NAIMAN, R. J.; POSTEL, S. L.; RUNNING, S. W. **Water in a changing world.** *Ecological Applications*, Vol. 11, pp. 1027–1045, 2001.
- KAUFMAN, L.; ROUSSEEUW, P. J. **Finding groups in data: an introduction to cluster analysis.** Wiley, New York, 342p., 1990.
- KORHONEN, J. J.; SOININEN, J.; HILLEBRAND, H. **A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems.** *Ecology*, Vol. 91, nº 2, pp. 508–517, 2010.
- LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. **Diversidade da ictiofauna do Alto Paraná: composição atual e perspectivas futuras.** *Biota Neotropica*, Vol. 45, nº 3, pp. 181–197, 2007.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. J. **Numerical Ecology**, 3ª ed. Elsevier, Amsterdam, 853p., 2012.
- LENAT, D. R.; CRAWFORD, J. K. **Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams.** *Hydrobiologia*, Vol. 294, pp. 185–199, 1994.
- LIESS, M.; SCHULZ, R. **Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream.** *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 18, pp. 1948–1955, 1999.

- LINDSTROM, Å.; GREEN, M.; PAULSON, G.; SMITH, H. G.; DEVICTOR, V. **Rapid changes in bird community composition at multiple temporal and spatial scales in response to recent climate change.** *Ecography*, Vol. 36, pp. 313–322, 2013.
- LUNDBERG, J. G.; KOTTELAT, M.; SMITH, G. R.; STIASSNY, M. L. J.; GILL, A. C. **So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental Waters.** *Annals of the Missouri Botanical Garden*, Vol. 18, nº 1, pp. 26–62, 2000.
- MAGURRAN, A. E.; HENDERSON, P. A. **Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages.** *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, Vol. 365, pp. 3611–3620, 2010.
- McKAYE, K. R.; RYAN, J. D.; STAUFFER, J. R.; PEREZ, L. J. L.; VEGA, G. I.; VAN DER BERGUE, E. P. **African tilapia in Lake Nicaragua: ecosystems in transition.** *Bioscience*, Vol. 45, pp. 406–411, 1995.
- MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. **Perfil espacial e temporal de poluentes nas águas da represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.** *Química Nova*, Vol. 32, nº 6, 2009.
- MILI, P. S. M.; TEIXEIRA, R. L. **Notas ecológicas do bagre-africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (Teleostei, Clariidae), de um córrego do sudeste do Brasil.** *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, Vol. 19, pp. 45–51, 2006.
- MORAES, G.; POLEZ, V. L. P. **Ureotelism is inducible in the neotropical freshwater *Hoplias malabaricus* (Teleostei, Erythrinidae).** *Brazilian Journal of Biology*, Vol. 64, nº 2, *Brazilian Journal of Biology*, pp. 265–271, 2004.
- MORETTO, E. M.; MARCIANO, F. T.; VELLUDO, M. R.; FENERICH-VERANI, N.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. **The recent occurrence establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil).** *Biodiversity and Conservation*, Vol. 17, pp. 3013–3025, 2008.
- NAIMAN, R. J.; TURNER, M. G. **A future perspective on North America's freshwater ecosystems.** *Ecological Applications*, Vol. 10, pp. 958–970, 2000.
- NA-NAKORN, U.; BRUMMETT, R. E. **Use and exchange of aquatic genetic resources for food and aquaculture: *Clarias* catfish.** *Reviews in Aquaculture*, Vol. 1, pp. 214–223, 2009.

- NIYOGI, D. K.; SIMON, K. S.; TOWNSEND, C. R. **Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand.** *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1698–1708, 2003.
- O'NEIL, M. E. **A weighted least squares approach to Levene's test of homogeneity of variance.** *Australian & New Zealand Journal of Statistics*, Vol. 42, pp. 81–100, 2000.
- ORTEGA, J. C. G.; AGOSTINHO, A. A.; SANTOS, N. C. L.; AGOSTINHO, K. D. G. L.; ODA, F. H.; SEVERI, W.; BINI, L. M. **Similarities in correlates of native and introduced fish species richness distribution in Brazilian reservoirs.** *Hydrobiologia*, Vol. 817, pp. 167–177, 2018.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. **Streams in the urban landscape.** *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 32, pp. 333–365, 2001.
- PERES-NETO, P. R. **Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos.** pp. 209 – 236. In *Ecologia de Peixes de Riachos. Oecologia Brasiliensis*, Vol. 6, 260p., 1999.
- PIMM, S. L.; JENKINS, C. N.; ABELL, R.; BROOKS, T. M.; GITTLEMAN, J. L.; JOPPA, L. N.; RAVEN, P. H.; ROBERTS, C. M.; SEXTON, O. J. **The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection.** *Science*, Vol. 344, pp. 987–996, 2014.
- POUILLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, J. G.; ROSALES, C. **Dietary-morphological relationships in fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain.** *Journal of Fish Biology*, Vol. 62, pp. 1137–1158, 2003.
- PURVIS, A.; AGAPOW, P. M.; GITTLEMAN, J. C.; MACE, G. M. **Non-random extinction and the loss of evolutionary history.** *Science*, Vol. 288, pp. 328–330, 2000.
- R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing.* Version 3.4.0. R Foundation for Statistical Computing, 2017.
- RAMIRES, B. M. S. **Alterações em médio prazo na composição de espécies e diversidade funcional da ictiofauna em uma represa urbana.** Trabalho de conclusão de curso – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 35p., 2017.
- RELYEA, R. A. **The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities.** *Ecological Applications*, Vol. 15, nº 02, pp. 618–627, 2005.

- REVENGA, C.; CAMPBELL, I.; ABELL, R.; De Villiers, P.; Bryer, M. **Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets**. Philosophical Transactions of the Royal Society B, Vol. 360, pp. 397–413, 2005.
- ROY, H. A.; FREEMAN, B. J.; FREEMAN, M. C. **Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams**. Landscape Ecology, Vol. 22, pp. 385–402, 2007.
- SANTOS, A. C.; GONÇALVES, C. C.; CARVALHO, F. R. **Ichthyofauna of the Cachoeira de São Roberto and fishes of lower Preto River, upper Paraná River basin, Brazil**. Vol 17, nº 1, 2017.
- SeMAE. **Plano Municipal de Água e Esgoto: Parte A – Diagnóstico físico, técnico-operacional e gerencial dos sistemas e serviços de água e esgoto**, 567p., 2014. Disponível em: <http://www.semae.riopreto.sp.gov.br/Data/Sites/3/media/pmsb/pmae/pmae-parte-a.pdf>
- SILVA, A. M.; CASATTI, L.; ALVARES, C. A.; LEITE, A. M.; MARTINELLI, L. A.; DURRANT, S. F. **Soil loss risk and habitat quality in some streams of a meso-scale river basin**. Scientia Agricola, Vol. 64, pp. 336–343, 2007.
- SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. **How should beta-diversity inform biodiversity conservation?** Trends in Ecology & Evolution, Vol. 31, pp. 67–80, 2016.
- SUTHERLAND, A. B.; MEYER, J. L.; GARDINER, E. P. **Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four Southern Appalachian streams**. Freshwater Biology, Vol. 47, pp. 1791–1805, 2002.
- TILMAN, D. **Functional diversity**. Encyclopedia of biodiversity, Vol. 3.1, pp. 109–120, 2001.
- TREWAVAS, E. **Tilapiine Fishes of the Genera Sarotherodon, Oreochromis and Danakilia**. British Museum of Natural History: London, 1983.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME. **Global Environmental Outlook 3**. Stevenage, Hertfordshire, England. Earthprint Ltd., 426p., 2002.
- UNITED NATIONS. **Transforming Our World: The 2030 agenda for sustainable development**. 41 p. 2015. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>

- VELLEND, M. **Conceptual synthesis in community ecology**. Quarterly Review of Biology, Vol. 85, pp. 183–206, 2010.
- VITULE, J. R. S.; UMBRIA, S. C.; ARANHA, J. M. R. **Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil**. Biological Invasions, Vol. 8, pp. 677–681, 2006.
- WAINWRIGHT, P. C.; BELLWOOD, D. R.; WESTNEAT, M. W. **Ecomorphology of locomotion in labrid fishes**. Environmental Biology of Fishes, Vol. 65, pp. 47–62, 2002.
- WALSH C. J.; SHARPE, A. K.; BREEN, P. F.; SONNEMAN, J. A. **Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities**. Freshwater Biology Vol. 46, pp. 535–551, 2001.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. **Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales**. Environmental Management, Vol. 28, nº 02, pp. 255–266, 2001.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; BANNERMAN, R.; EMMONS, E. **Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams**. Journal of the American Water Resources Association, Vol. 36, nº 05, pp. 1173–1189, 2000.
- WARD-CAMPBELL, B. M. S.; BEAMISH, F. W. H.; KONGCHAIYA, C. **Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting Thai fish species**. Journal of Fish Biology, Vol. 67, pp. 1266–1279, 2005.
- WATSON, D. J.; BALON, E. **Ecomorphological analysis of taxocenes in rainforest streams of northern Borneo**. Journal of Fish Biology, Vol. 25, pp. 371–384, 1984.
- WEDDERBURN, R. W. M. **Quasi-likelihood functions, generalized linear models, and the Gauss-Newton method**. Biometrika. Vol. 61, pp. 439–447. 1974.
- WHITTAKER, R.H. **Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California**. Ecological Monographs, Vol. 30, pp. 279–338, 1960.
- WILGA, C. D.; LAUDER, G. V. **Locomotion in sturgeon: function of the pectoral fins**. Journal of Experimental Biology, Vol. 202, pp. 2413–2432, 1999.
- WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. **Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river**. Oecologia, Vol. 142, pp. 284–295, 2005.

- WINEMILLER, K. O. **Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblage from five biotic regions.** Ecological Monographs, Vol. 61, pp. 343–365, 1991.
- WINEMILLER, K. O.; KELSO-WINEMILLER, L. C. **Comparative ecology of catfishes of the Upper Zambezi River floodplain.** Journal of Fish Biology, Vol. 49, pp. 1043–1061, 1996.
- YALÇIN, S.; AKYURT, I.; SOLAK, K. **Stomach contents of the catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) in the River Asi (Turkey).** Turkish Journal of Zoology, Vol. 25, pp. 461–468, 2001.
- ZENI, J. O.; HOEINGHAUS, D. J.; CASATTI, L. **Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblage in tropical agroecosystems.** Freshwater Biology, Vol. 62, pp. 2026–2038, 2017.

## 7. APÊNDICE A – Valores dos atributos ecomorfológicos das espécies.

Tabela 10 - Valores dos atributos ecomorfológicos das espécies. Acelac = *Acestrorhynchus lacustris*; Astcra = *Astronotus crassipinnis*; Astfas = *Astyanax fasciatus*; Astlac = *Astyanax lacustris*; Cicpar = *Cichlasoma paranaense*; Clagar = *Clarias gariepinus*; Copren = *Coptodon rendalli*; Cypmod = *Cyphocharax modestus*; Eryery = *Erythrinus erythrinus*; Geobra = *Geophagus brasiliensis*; Geosve = *Geophagus sveni*; Gymsyl = *Gymnotus sylvius*; Hemmar = *Hemigrammus marginatus*; Hoplit = *Hoplosternum litoralle*; Hypequ = *Hyphessobrycon eques*; Laeara = *Laetacara araguaiaae*; Olipin = *Oligosarcus pintoii*; Orenil = *Oreochromis niloticus*; Piaarg = *Piabina argentea*; Poeret = *Poecilia reticulata*; Pteamb = *Pterygoplichthys ambosetti*; Satpap = *Satanoperca pappaterra*; Schnas = *Schizodon nasutus*; Sermac = *Serralmus maculatus*; Sermar = *Serrasalmus marginatus*; Sernot = *Serrapinus notomelas*; Steins = *Steindachnerina insculpta*; Xypmac = *Xyphophorus maculatus*. IC = Índice de compressão; ARNP = Área relativa da nadadeira peitoral; RAP = Aspecto relativo da peitoral; PRO = Posição relativa do olho; ID = Índice de depressão; PR = Profundidade relativa; CRPC = Comprimento relativo do pedúnculo caudal; ARPC = Altura relativa do pedúnculo caudal; LRPC = Largura relativa do pedúnculo caudal; ARND = Área realativa da nadadeira dorsal; CRC = Comprimento relativo da cabeça; ARCB = Altura relativa da cabeça; LRB = Largura relativa da boca; CCP = Classe de comprimento padrão.

	ATRIBUTOS ECOMORFOLÓGICOS														
	IC	ARNP	RAP	PRO	ID	PR	CRPC	ARPC	LRPC	ARND	ARNC	CRC	ARCB	LRB	CCP
Acelac	1.908	0.0059	2.203	0.693	0.52241	0.2164	0.1085	0.31148	0.3578	0.00905	0.0376	0.299658	0.6109	0.65225	3
Astcra	5.44	0.0298	1.636	0.624	0.543	0.48	0.09	0.29	0.3	0.0475	0.0572	0.34	0.56	0.85	3
Astfas	2.931	0.0088	3.474	0.614	0.52632	0.3405	0.1351	0.32725	0.2015	0.01413	0.0444	0.263174	0.5534	0.61407	2
Astlac	3.108	0.0104	3.687	0.58	0.53191	0.4267	0.1264	0.3028	0.325	0.01719	0.0475	0.240146	0.4983	0.53097	2
Cicpar	2.29	0.0355	2.271	0.622	0.35529	0.4764	0.0948	0.36092	0.1712	0.06391	0.0651	0.342523	0.5601	0.40029	3
Clagar	0.9	0.0052	1.68	0.76	0.4413	0.1552	0.0341	0.43962	0.0828	0.01866	0.0111	0.284043	0.3408	0.67135	3
Copren	2.571	0.0168	3.083	0.647	0.60782	0.3865	0.105	0.36607	0.3323	0.04869	0.0524	0.392909	0.6365	0.66311	3
Coraen	1.321	0.0245	2.079	0.71	0.37853	0.3662	0.1314	0.4013	0.171	0.03167	0.06	0.275649	0.6566	0.17024	1
Cypmod	2.181	0.0081	2.779	0.544	0.52693	0.3773	0.105	0.41656	0.3924	0.02176	0.0544	0.27459	0.4641	0.40368	2
Eryery	1.433	0.0124	1.715	0.568	0.5074	0.380	0.25	0.72	0.39	0.0141	0.0458	0.42	0.56	0.89	3
Geobra	2.489	0.0322	2.307	0.695	0.33848	0.4254	0.1289	0.34589	0.2398	0.05132	0.0575	0.326734	0.6132	0.49804	3
Geosve	4.512	0.0321	3.158	0.666	0.5842	0.44	0.17	0.37	0.56	0.0314	0.0249	0.32	0.79	1.18	3
Gymsyl	2.019	0.0012	1.489	0.671	0.72035	0.1235	0.0203	0.04191	0.0262	0	0	0.123404	0.426	0.73452	3
Hemmar	2.723	0.0074	3.686	0.521	0.48134	0.3228	0.0875	0.32103	0.3642	0.01537	0.0395	0.274901	0.6229	0.68435	1

Hoplit	1.216	0.0202	1.92	0.595	0.60952	0.3111	0.0911	0.52162	0.349	0.02426	0.0666	0.308455	0.557	0.40239	3
Hopmal	1.581	0.0093	1.741	0.723	0.42666	0.2151	0.123	0.6388	0.3142	0.02268	0.0447	0.332539	0.6077	0.78654	3
Hypequ	3.208	0.0116	2.443	0.593	0.53243	0.3962	0.0791	0.27314	0.3075	0.03148	0.0533	0.298566	0.5402	0.67097	1
Laeara	1.919	0.2761	2.132	0.618	0.6064	0.43	0.15	0.49	0.3	0.0629	0.0696	0.35	0.57	0.7912	2
Olipin	3.173	0.0106	3.07	0.614	0.49319	0.3392	0.1158	0.30259	0.2255	0.01655	0.0501	0.286978	0.5842	0.82423	2
Orenil	2.252	0.0212	3.081	0.68	0.47441	0.3804	0.1132	0.39223	0.2385	0.04564	0.0556	0.356527	0.5824	0.5019	3
Piaarg	2.08	0.013	1.635	0.629	0.50197	0.2636	0.1483	0.34482	0.2417	0.0129	0.0374	0.244007	0.5637	0.49963	2
Poeret	2.08	0.0186	2.12	0.611	0.65856	0.2781	0.276	0.70958	0.4561	0.00926	0.078	0.264574	0.5177	0.46973	1
Pteamb	0.8	0.0287	2.564	0.634	0.6001	0.2173	0.2739	0.42604	0.3894	0.05433	0.0803	0.304107	0.7601	0.57926	3
Satpap	2.417	0.0224	3.078	0.711	0.67472	0.3861	0.1298	0.41119	0.4045	0.06696	0.0554	0.41196	0.7226	0.7204	3
Schnas	2.574	0.0057	2.662	0.486	0.5013	0.26	0.15	0.43	0.58	0.0114	0.028	0.22	0.4748	0.79	3
Sermac	3.229	0.0085	3.551	0.564	0.462	0.50	0.11	0.200	0.31	0.0215	0.0492	0.37	0.44	0.7315	1
Sermar	3.849	0.0119	2.172	0.645	0.41406	0.5382	0.0769	0.19232	0.3119	0.02675	0.0585	0.373011	0.4696	0.71677	3
Sernot	3.22955	0.0075	1.068	0.588	0.49826	0.3814	0.1627	0.33264	0.2096	0.01582	0.0477	0.226772	0.425	0.39922	3
Steins	2.115	0.0073	3.162	0.578	0.46918	0.3122	0.1327	0.3697	0.2159	0.01721	0.0448	0.275061	0.4961	0.46153	2
Xipmac	1.841	0.0185	2.193	0.641	0.6059	0.424	0.2753	0.54876	0.4757	0.02793	0.1027	0.290819	0.4344	0.52705	1

## 8. APÊNDICE B – Valores dos atributos de dieta e tolerância à hipóxia.

Tabela 11 - Atributos de dieta e tolerância à hipóxia. Acelac = *Acestrorhynchus lacustris*; Astcra = *Astronotus crassipinnis*; Astfas = *Astyanax fasciatus*; Astlac = *Astyanax lacustris*; Cicpar = *Cichlasoma paranaense*; Clagar = *Clarias gariepinus*; Copren = *Coptodon rendalli*; Cypmod = *Cyphocharax modestus*; Eryery = *Erythrinus erythrinus*; Geobra = *Geophagus brasiliensis*; Geosve = *Geophagus sveni*; Gymsyl = *Gymnotus sylvius*; Hemmar = *Hemigrammus marginatus*; Hoplit = *Hoplosternum litoralle*; Hypequ = *Hyphessobrycon eques*; Laeara = *Laetacara araguaiaae*; Olipin = *Oligosarcus pintoii*; Orenil = *Oreochromis niloticus*; Piaarg = *Piabina argentea*; Poeret = *Poecilia reticulata*; Pteamb = *Pterygoplichthys ambosetti*; Satpap = *Satanoperca pappaterra*; Schnas = *Schizodon nasutus*; Sermac = *Serralmus maculatus*; Sermar = *Serrasalmus marginatus*; Sernot = *Serrapinus notomelas*; Steins = *Steindachnerina inculpta*; Xypmac = *Xyphophorus maculatus*. InverAut = Invertebrado autóctone; InverAlo = Invertebrado alóctone; TH = Tolerância à hipóxia. Atributos de dieta: 0 = item ausente ou raro; 1 = item consumido, porém não na maioria representativa na dieta da espécie; 2 = item dominante. Tolerância à hipóxia: 0 = não tolerante; 1 = tolerante.

	DIETA							
	Peixes	Algas	Perifíton	Plantas	Detrito	InverAut	InverAlo	TH
Acelac	2	0	0	0	0	0	0	0
Astcra	1	0	0	0	0	2	1	1
Astfas	0	0	0	0	1	1	2	0
Astlac	1	0	0	1	1	2	1	0
Cicpar	0	0	0	2	0	0	0	1
Clagar	2	0	0	0	0	0	0	1
Copren	0	1	2	1	0	2	0	1
Coraen	0	0	0	0	0	2	0	1
Cypmod	0	0	0	0	2	2	0	0
Eryery	2	0	0	0	1	2	0	1
Geobra	2	0	0	0	0	2	0	1
Geosve	2	0	0	0	0	2	0	1
Gymsyl	0	0	0	0	0	2	0	1
Hemmar	0	0	0	0	1	2	1	0
Hoplit	0	0	0	1	1	2	0	1
Hopmal	2	0	0	0	1	2	0	1
Hypequ	1	0	0	0	1	2	0	0
Laeara	0	1	0	1	1	2	1	1
Olipin	1	0	0	0	1	2	0	0
Orenil	0	1	2	0	0	2	0	1
Piaarg	0	0	0	1	0	2	1	0
Poeret	0	0	0	1	0	2	1	1
Pteamb	0	0	2	0	0	2	0	1
Satpap	1	0	0	0	2	2	0	1
Schnas	0	2	0	2	1	2	0	0
Sermac	0	0	0	0	0	2	0	1
Sermar	1	0	0	1	0	2	1	1
Sernot	2	0	0	0	0	2	0	0
Steins	0	0	0	0	2	2	0	0
Xipmac	0	1	2	1	0	2	1	1

## TERMO DE REPRODUÇÃO XEROGRÁFICA

Autorizo a reprodução xerográfica do presente Trabalho de Conclusão, na íntegra ou em partes, para fins de pesquisa.

São José do Rio Preto, \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

---

Assinatura do autor