

**UNIVERSIDADE DE SOROCABA
PRÓ-REITORIA ACADÊMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PROCESSOS TECNOLÓGICOS E
AMBIENTAIS**

Vitor Loreno de Almeida Cerqueira

**ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIACHO DEGRADADO: IMPLICAÇÕES PARA
RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO**

**Sorocaba/SP
2017**

Vitor Loreno de Almeida Cerqueira

**ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIACHO DEGRADADO: IMPLICAÇÕES PARA
RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO**

Dissertação apresentada à Banca Examinadora do Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Processos Tecnológicos e Ambientais.

Orientadora: Profa. Dra. Valquíria Miwa Hanai Yoshida

**Sorocaba/SP
2017**

Ficha Catalográfica

C396a Cerqueira, Vitor Loreno de Almeida
Assembleia de peixes em um riacho degradado: implicações para restauração e conservação / Vitor loreno de Almeida Cerqueira. – 2017.
110 f. : il.

Orientadora: Profa. Dra. Valquíria Miwa Hanai Yoshida
Dissertação (Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais) – Universidade de Sorocaba, Sorocaba, SP, 2017.

1. Recuperação ecológica. 2. Ictiofauna. 3. Indicadores ambientais. 4. Ecossistema. I. Yoshida, Valquíria Miwa Hanai, orient. II. Universidade de Sorocaba. III. Título.

Vitor Loreno de Almeida Cerqueira

**ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIACHO DEGRADADO: IMPLICAÇÕES PARA
RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba.

Aprovado em: 20 de setembro de 2017.

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. Valquíria Miwa Hanai Yoshida
Universidade de Sorocaba

Prof. Dr. Welber Senteio Smith
Universidade Paulista

Prof. Dr. Nobel Penteado de Freitas
Universidade de Sorocaba

Dedico este trabalho aos meus pais, que são exemplos de humildade, força e dedicação e a minha irmã que sempre acreditou em mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelas graças alcançadas. Agradeço ao meu pai Claudinei por toda a força, confiança, puxões de orelha e ensinamentos que tem me dado até hoje. A minha mãe Benedita que sempre esteve ao meu lado nos momentos bons e ruins, fazendo o que podia e não podia para me ajudar. A minha irmã Maria Bianca que acreditou e acredita na minha capacidade até mais que eu mesmo. Ao meu professor e amigo Welber Smith por todo o apoio e confiança que sempre me deu desde a época da graduação. Agradeço a minha amiga Fernanda por todo apoio nessa reta final do trabalho. Agradeço pela ajuda de todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação da Universidade de Sorocaba, principalmente, a professora Valquíria por toda ajuda nesse momento final do trabalho e pelos ensinamentos passados. Agradeço aos meus amigos que sempre me apoiaram e não me deixaram fraquejar nas horas difíceis. Aos meus familiares que direto ou indiretamente me ajudaram a chegar onde cheguei. Agradeço também as pessoas que não acreditavam na minha capacidade, pois graças a elas mudei minha maneira de pensar e cheguei a onde estou.

“Não é o mais forte que sobrevive, nem o mais inteligente, mas o que melhor se adapta às mudanças.” (Charles Darwin)

RESUMO

Preâmbulo. A crescente pressão antrópica no meio ambiente vem afetando os ecossistemas aquáticos há séculos. Os projetos de restauração ecológica têm se tornado uma medida de mitigação a esses problemas, dessa forma uma das medidas de avaliação dos aspectos de degradação e restauração são feitas através da comunidade ictiológica. A distribuição de espécies ícticas em ambientes aquáticos depende de diversos fatores bióticos e abióticos, tornando algumas espécies pouco conhecidas, com distribuição restrita e extremamente dependente da vegetação riparia para alimentação, reprodução e abrigo. Os riachos de Mata Atlântica apresentam uma fauna peculiar de peixes, apresentando 350 espécies, das quais 133 são endêmicas. As regiões mais altas apresentam ambientes naturais de cabeceira de forma a obter uma fauna de peixes de pequeno porte e distribuição geográfica restrita. O motivo para falta de estudos nesses ambientes é pelas comunidades aquáticas apresentarem exigências ambientais específicas que podem ser influenciadas pela perda ou alteração do hábitat físico. Essas necessidades estão associadas à qualidade da água, a restauração da manutenção dos recursos hídricos, e das porções terrestres adjacentes, cujos parâmetros são indispensáveis para a preservação de rios e riachos e da diversidade biológica associada a eles. **Objetivo.** Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o reflexo de impactos ambientais sofridos em um riacho no município de Sorocaba sobre a assembleia de peixes. **Método.** As coletas ícticas ocorreram de acordo com o período de amostragem, pois antes do impacto eram utilizadas redes de espera, peneira e pesca elétrica analisando três pontos amostrais, após o impacto os três pontos foram mantidos e utilizou somente peneira e pesca elétrica, já após a restauração foram analisados sete pontos amostrais utilizando somente o método de coleta por peneira. As análises realizadas por métodos estatísticos foram divididas em três categorias: caracterização da comunidade (riqueza, abundância, diversidade, dominância, Whittaker-plot e modelos de espécie-abundância); estatísticas univariadas para as variáveis físicas e químicas da água e comunidade (teste t pareado, análise de variância e análise de regressão); e estatísticas multivariadas para as variáveis físicas e químicas da água e comunidade (agrupamento, ordenamento – PCA). **Resultados.** Antes do rompimento da barragem a área de estudo apresentava 16 espécies, logo após o impacto as espécies foram extintas localmente. Após a implantação do projeto de restauração, foi registrado na área de estudo 5 espécies. **Discussão.** O crescimento da riqueza íctica na área de estudo, após a restauração, é um sinal de que o projeto de restauração foi bem-sucedido e que ambientes perturbados podem alcançar a resiliência. Após um período pós impacto as espécies começaram a recolonizar os ambientes vazios, mostrando que o processo de recolonização ocorre independente da ação antrópica. **Conclusão.** Concluiu-se que o contexto histórico de perturbações e restauração do local, inclusive os eventos ocorridos no entorno, influenciaram negativamente a biota aquática da área de estudo, pois após alguns impactos ambientais a fauna íctica mostrou redução na abundância de algumas espécies, aumento de outras e/ou extinção de todas as espécies locais. E, após o projeto de restauração as espécies começaram a retornar.

Palavras-chave: Bioindicadores ambientais. Ecossistemas hídricos. Ictiofauna. Restauração ecológica.

ABSTRACT

Preamble. The rising anthropogenic pressure on the environment has been affecting aquatic ecosystems for centuries. Ecological restoration projects have been used as a mitigation measure for these problems, so one of these aspect evaluation measures of degradation and restoration is done through the ichthyological community. The distribution of fish species in aquatic environments depends on several biotic and abiotic factors, making some species little known, with restricted distribution and extremely dependent on riparian vegetation for feeding, reproduction and shelter. The streams of Atlantic Forest present a peculiar fauna of fish, presenting 350 species, of which 133 are endemic. The upper regions present natural bedside environments to obtain a small fish fauna and restricted geographic distribution. The reason for the lack of studies in these environments is because aquatic communities have specific environmental requirements that can be influenced by the loss or alteration of the physical habitat. These needs are associated with water quality, restoration of water resources' maintenance, and adjacent land portions which parameters are indispensable for the preservation of rivers and streams and the biological diversity associated with them. **Objective.** Thus, the present work has as objective to evaluate the reflection of environmental impacts suffered in a stream in the municipality of Sorocaba over the fish assemblage. **Method.** The fishes' capture occurred according to the sampling period. Before the impact occurred, nets of waiting, sieve and electric fishing were used to analyze three sample points. After the impact, the three points were maintained and only the sieve and electric fishing were used. After the restoration seven sample points were analyzed using the sieve method only. The statistical analyzes were divided into three categories: community characterization (wealth, abundance, diversity, dominance, Whittaker-plot and abundance-species models); univariate statistics for the physical and chemical variables of the water and community (paired t test, analysis of variance and regression analysis); and multivariate statistics for the physical and chemical variables of water and community (grouping, ordering - PCA). **Results.** Before the dam rupture, the study area had 16 species. Soon after the impact the species were locally extinguished. After the restoration project's implantation, five species were registered in the study area. **Discussion.** The growth of wealth in study area after the restoration is a sign that the project was successful and that disturbed environments can achieve resilience. After a post impact period, the species began to recolonize the empty environments, showing that the recolonization process occurs independently of anthropic action. **Conclusion.** It was concluded that the historical context of disturbance and restoration of the site, including events occurring in the surroundings, negatively influenced the aquatic biota of the area of study. After some environmental impacts, the fish fauna showed a reduction in the abundance of some species, an increase of others and/or an extinction of all local species. Following the restoration project implantation, the species began to return.

Keywords: Environmental bioindicators. Aquatic ecosystems. Ichthyofauna. Ecological restoration.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1 - Localização da área de estudo em Sorocaba-SP, Brasil.....	31
Figura 2 - Comparação entre da área de estudo impactada no final de 2013 e a área em processo de restauração.	51
Figura 3 - Mapa da localização da área de estudo e seu sistema de drenagem, Sorocaba, SP, Brasil.	55
Figura 4 - Mapa da localização da área de estudo e seu sistema de drenagem, Sorocaba, SP, Brasil.	77
Figura 5 - Conjuntos de box-plots de antes da restauração com os valores máximos e mínimos por ponto e possíveis Outliers.....	84
Figura 6 - Conjuntos de box-plots de após a restauração com os valores máximos e mínimos por ponto e possíveis Outliers.....	85
Figura 7 - PCA dos valores físico-químicos antes e após o rompimento de barragem.	87
Figura 8 - PCA dos valores físico-químicos de logo após a restauração ecológica. .	88

TABELAS

Tabela 1 - Valores físico-químicos levantados no período de 2010 a 2015. (n=3) ...	34
Tabela 2 - Lista de espécies e classificação taxonômica dos peixes coletados durante o período de 2010 a 2015.	36
Tabela 3 - Índices de diversidade, abundância e dominância para os anos amostrados.	37
Tabela 4 - ANOVA da abundância dos anos amostrados.	39
Tabela 5 - ANOVA da riqueza dos anos amostrados.	39
Tabela 6 - Relação de intervenções e medidas mitigatórias executadas na área verde da empresa multinacional.....	53
Tabela 7 - Dados físico-químicos levantados durante o período de 2016 a 2017.....	56
Tabela 8 - Dados referentes a estrutura do riacho nos pontos amostrais.....	57
Tabela 9 - Caracterização da qualidade ambiental do riacho da área de estudo.....	57
Tabela 10 - Lista de espécies e classificação taxonômica dos peixes coletados durante o período de 2016 e 2017.	58
Tabela 11 - Parâmetros físico-químicos levantados no período de 2010 a 2015.....	78
Tabela 12 - Parâmetros físico-químicos levantados no período de 2016 a 2017.....	79
Tabela 13 - Listagem das espécies amostradas antes do impacto, após impacto e após a restauração em abundância em suas respectivas campanhas.	90
Tabela 14 - Valores dos índices de riqueza, abundância, dominância e diversidade para cada ano amostrado.	92

GRÁFICOS

Gráfico 1 - Abundância das espécies ao longo de cada ano de amostragem.	35
Gráfico 2 - Dados de abundância das espécies por campanha no período amostrado.	37
Gráfico 3 - Dados de riqueza por campanha no período amostrado.	38
Gráfico 4 - Dados de rarefação representadas por curvas de acumulação de espécies para cada ano amostrado.	38
Gráfico 5 - Abundância das espécies amostradas durante a pesquisa.	59
Gráfico 6 - Abundância de cada mês amostrado durante a pesquisa.	59
Gráfico 7 - Riqueza dos meses amostrados durante a pesquisa.	60
Gráfico 8 - Rarefação das espécies ao longo dos meses amostrados na pesquisa.	60
Gráfico 9 - Abundância do período de seca e chuva durante a pesquisa.	61
Gráfico 10 - Valores de pH nos períodos analisados, antes e após o impacto e após a restauração.	80
Gráfico 11 - Resultados do parâmetro OD nos períodos analisados, antes e após o impacto e após a restauração.	80
Gráfico 12 - Resultados de turbidez nos períodos analisados, antes e após impacto.	81
Gráfico 13 - Resultados de cor nos períodos analisados, antes e após impacto.	81
Gráfico 14 - Resultados de condutividade no período entre mar/2016 a fev/2017.	82
Gráfico 15 - Resultados de TDS no período entre mar/2016 a fev/2017.	82
Gráfico 16 - Resultados de temperatura no período entre mar/2016 a fev/2017.	82
Gráfico 17 - Gráfico demonstrando a abundância de todas as campanhas de amostragem, com a separação pelas listras vermelhas de cada período.	89
Gráfico 18 - Gráfico demonstrando a riqueza de todas as campanhas de amostragem, com a separação pelas listras vermelhas de cada período.	91
Gráfico 19 - Comparação da presença das ordens amostradas antes do impacto e após a restauração.	91
Gráfico 20 - Comparação da presença das famílias amostradas antes do impacto e após a restauração.	92

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REVISÃO DA LITERATURA	12
3	OBJETIVOS.....	15
4	MATERIAL E MÉTODO.....	16
4.1	Área de estudo	16
4.2	Amostragem da ictiofauna.....	17
4.3	Métodos estatísticos	17
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
6	CONCLUSÃO	22
	REFERÊNCIAS	24
	CAPÍTULO 01 – ESTUDO DO COMPORTAMENTO DA COMUNIDADE ÍCTICA ANTES E APÓS ROMPIMENTO DE BARRAGEM DO RIACHO TROPICAL CÓRREGO DA CAMPININHA.....	27
1	INTRODUÇÃO	28
2	MATERIAL E MÉTODO.....	31
2.1	Área de estudo	31
2.2	Delineamento Experimental.....	32
3	RESULTADOS.....	34
4	DISCUSSÃO.....	40
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
	REFERÊNCIAS	45
	CAPÍTULO 02 – ASSEMBLEIA DE PEIXES DE UM RIACHO TROPICAL RESTAURADO APÓS ROMPIMENTO DE BARRAGEM.....	47
1	INTRODUÇÃO	48
2	MATERIAL E MÉTODO.....	51
2.1	Área de Estudo	51
2.2	Delineamento experimental	53
3	RESULTADOS.....	56
4	DISCUSSÃO	62
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
	REFERÊNCIAS	68
	CAPÍTULO 03 – INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS E BIOINDICADORES NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE RIACHO TROPICAL	73
1	INTRODUÇÃO	74
2	MATERIAL E MÉTODO.....	76
2.1	Delineamento experimental	76
3	RESULTADOS.....	78

4	DISCUSSÃO	93
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
	REFERÊNCIAS	103
	APÊNDICE A – PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DE HABITAT FÍSICO E QUALIDADE DA ÁGUA	107
	APÊNDICE B – PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL, NÍVEIS DE IMPACTOS AMBIENTAIS E CONSERVAÇÃO DE HABITATS.....	107
	APÊNDICE C – IDENTIFICAÇÃO DOS VALORES DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA	108
	APÊNDICE D – ILUSTRAÇÃO DAS ESPÉCIES ÍCTICAS AMOSTRADAS APÓS O PERÍODO DE RESTAURAÇÃO	109

1 INTRODUÇÃO

A ictiofauna constitui um dos grupos aquáticos mais diversificados do mundo, ocorrendo em quase todas as áreas que apresentem ambientes hídricos com qualidade. A América do Sul apresenta uma certa complexidade em sua diversidade e conforme as áreas de abrangências vão se reduzindo a ictiofauna vai ficando mais especificada. O Estado de São Paulo é dividido em 4 bacias hidrográficas principais e estas abrigam uma diversificada ictiofauna. A distribuição da ictiofauna depende de vários fatores físicos e químicos do ambiente.

As espécies hídricas se distribuem de acordo com o fluxo de água, seguindo o sentido montante a jusante, onde também ocorre o fluxo de água, carreando materiais para a montante e diminuindo o tamanho e dissolvendo os sedimentos que escoam para a jusante. As espécies ícticas respondem a esses fatores de forma que, conforme o corpo hídrico vai aumentando e criando mais mesohabitats, as espécies aumentam o seu porte médio, aumentando também a diversidade. Outro fator importante para o funcionamento de um riacho seria a vegetação marginal que diminui os impactos para dentro do riacho diminuindo a incidência solar, sem contar que a vegetação ainda fornece material alóctone para o corpo hídrico.

Atualmente, a retirada de vegetação é um dos impactos mais frequentes para os ambientes hídricos, pois a mesma protege as áreas hídricas, de tal forma que sedimentos carregados pela chuva não acabem indo para a água, pois estes podem conter poluentes que afetam todo o funcionamento do riacho e assim interferindo na biota. Infelizmente, impactos como esses são comuns, pois os ambientes hídricos são afetados por ações antrópicas a séculos.

A realização de trabalhos visando estudar o efeito de impactos em ambientes hídricos é de extrema importância, pois a partir destes é possível criar medidas de mitigação, ou até mesmo prevenir acidentes quando já se tem conhecimento prévio sobre o local. Afim de remediar impactos em área afetadas por ações antrópicas, de curto e longo prazo, pode-se utilizar a resposta da biota e dos fatores físico-químicos, como maneira de avaliação de impactos.

2 REVISÃO DA LITERATURA

A fauna ictiológica de água doce da América do Sul possui grande diversidade e complexidade (AQUINO et al., 2009). No Brasil, as águas interiores ocupam três milhões de hectares e abrigam milhares de espécies de peixes, proporcionando ao país uma ictiofauna rica. Segundo Oyakawa e Menezes (2011), é provável que ocorra no país um total de 2587 espécies de peixes, das quais 15 % ocorram no Estado de São Paulo, ou seja, cerca de 391 espécies. Desse total, 260 ocorrem na Bacia do Alto Paraná (OYAKAWA; MENEZZES, 2011) e 71 espécies na Bacia do Rio Sorocaba (SMITH et al., 2007). Para o município de Sorocaba, pode-se encontrar cerca de 53 espécies (SMITH; BIAGIONI; BARRELLA, 2014), enquanto a primeira unidade de conservação da cidade, apresenta cerca de 16 espécies (VAZ et al., 2015).

De acordo com Cruz (2013), a distribuição ictiofauna depende de diversos fatores bióticos e abióticos. Tais fatores acabam tornando a assembleia altamente estruturada, com distribuição não aleatória no tempo e no espaço (JACKSON et al., 2001). Fatores abióticos como a luminosidade, temperatura, salinidade (para ambientes costeiros), oxigenação e pH são alguns dos fatores químicos e físicos que atuam na regulação da assembleia de peixes (GRZIMEK, 2003). Já para os fatores bióticos, as relações de predação e competição são os que mais afetam este processo (JACKSON et al., 2001).

Os riachos de cabeceira considerados de 1° e 3° ordem, por Vannote e col. (1980), são sensíveis a mudanças no uso da terra, por serem receptores primários das descargas de materiais oriundos dos sistemas terrestres. Dessa forma, eles acabam por regular o fluxo desses materiais para os grandes rios, atuando como conector entre os sistemas terrestres e aquáticos e assim desempenham um importante papel no funcionamento hidrológico e biogeoquímico das bacias (KRUSCHE et al., 2005; DEEGAN et al., 2011; ILHA, 2015).

Regiões mais altas, como por exemplo a Mata Atlântica, apresentam ambientes naturais de cabeceira com uma fauna de peixes de pequeno porte e distribuição geográfica restrita (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001; MARTINS; BARRELLA, 2008). Nesse bioma encontramos uma biodiversidade peculiar íctica com 350 espécies descritas até o momento, das quais 133 são endêmicas (SARMENTO-SOARES; MAZZONI; MARTINS-PINHEIRO, 2007; SARMENTO-SOARES; 2013). A identificação e verificação espaço-temporal de algumas espécies ocorrentes nas

cabeceiras do Alto Paraná deve-se ao fato de algumas espécies serem pouco conhecidas e outras estarem em processo de descrição (SMITH, 2003; CRUZ, 2013). Ainda assim, Castro (1999) coloca que do total de espécies de peixes de água doce descritas para o continente sul-americano, aproximadamente 50 % correspondem às espécies de pequeno porte. Estas apresentam um alto grau de endemismo, devido a sua baixa capacidade de realizar migrações.

Segundo Langeani e col. (2007), o endemismo do bioma de mata atlântica deve-se a característica complexa do funcionamento dos riachos, causando um isolamento geográfico que pode ou não fazer as espécies sofrerem o fenômeno da especiação. Esse fenômeno torna os riachos o ambiente responsável pelo maior número descobertas de espécies de ictiofauna (LANGEANI et al., 2007). Assim, a importância dos estudos em rios e riachos deve-se a diversidade e complexidade dos ambientes hídricos que proporciona um grande interesse para o conhecimento da ecologia, biologia e sistemática (AQUINO et al., 2009).

Um dos motivos da carência de estudos em riachos além da sua complexidade, seria pelas comunidades aquáticas apresentarem exigências ambientais específicas que podem ser influenciadas pela perda ou alteração do hábitat físico por ações naturais ou antrópicas. Essas exigências estão associadas à qualidade da água, a manutenção dos recursos hídricos, e das porções terrestres adjacentes, cujos parâmetros são indispensáveis para a preservação de rios e riachos e da diversidade biológica associada a eles (MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006).

De acordo com Macedo e Castelo (2015), o desmatamento e a ocupação das margens dos ambientes lóticos causam alterações em sua estrutura, funcionamento e na qualidade dos ecossistemas aquáticos, podendo afetar negativamente a biodiversidade local. Nos ecossistemas lóticos, a magnitude desses impactos tende a ser inversamente proporcional às dimensões dos corpos d'água, de tal forma que os impactos mais drásticos são sofridos em pequenos riachos de cabeceira (DEEGAN et al., 2010, ILHA, 2015).

Agra, Pereira e Santos (2015), em seu trabalho constatou a ocorrência de distúrbios antrópicos, como a presença de estradas não pavimentadas que seriam os distúrbios mais frequentes, solo exposto nas margens por conta da perda de vegetação marginal e ocorrência de pequenas barragens em microbacias, o que afeta toda a jusante do corpo hídrico. Deste modo, alterações na estrutura da paisagem florestal do entorno ocasionam mudanças drásticas nos riachos de cabeceiras, e

consequentemente, em suas comunidades de peixes, que dependendo da intensidade destas alterações, poderão ou não retornar ao seu estado original. Para agravar a situação, as condições ambientais extremas destes riachos dificultam a recolonização destes ambientes, o que aumentará as taxas de extinções locais e dificultam a recuperação das comunidades de peixes (PAULA, 2010).

A ocorrência de alterações na estrutura da comunidade de peixes acontece por conta de represamentos, pois os habitats lânticos dos trechos represados aparentemente reduzem o movimento das espécies fluviais especialistas entre riachos da bacia represada, e com isso, reduzem a oportunidade de recolonização dos trechos não alagados em comparação as populações dos riachos da bacia não represada. Além disto, as comunidades de bacias represadas apresentaram mais espécies generalistas de macrohabitat, as quais eram abundantes na zona litoral dos represamentos e também capazes de recolonizar e tolerar condições ambientais dos trechos intermitentes (HERBERT; GELWICK, 2003; PAULA, 2010);

A colonização de habitats depende principalmente dos indivíduos que migram a partir de comunidades de manchas ao redor (RIOS-TOUMA, PRANT & ENCALADA 2012). Matthaei, Uehlinger e Frutiger (1997) e Carvalho (2014), apontaram a importância da migração na recolonização de grandes seções de um rio após distúrbios catastróficos.

No entanto, as taxas de recolonização podem variar em função da proximidade de uma fonte de espécies (corpos d'água vizinhos), pois quanto mais próximos estes riachos estiverem de uma fonte, mais rapidamente estes ambientes serão recolonizados e, consequentemente, a estrutura original da comunidade será recuperada (PAULA, 2010).

Dessa forma, a ictiofauna dos ambientes lóticos é considerada um grupo importante nos estudos de integridade ecológica (TEIXEIRA et al., 2004). O ciclo de vida desse grupo os proporciona uma sensibilidade, tornando-os um dos mecanismos de identificação de ambientes impactados ou poluídos (BULLA, 2006; BUSS, 2008). O fato de serem utilizados como bioindicadores ambientais vem crescendo cada vez mais no Brasil, pois a velocidade de resposta ao nível de comunidade é uma das informações mais valiosas no conhecimento do processo de recuperação da comunidade (DETENBECK et al., 1992; SOARES, 2011).

3 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a assembleia de peixes no processo de recolonização de um riacho que passou por represamento, assoreamento e rompimento de barragem e, após tais impactos, foi restaurado.

Objetivos Específicos

Caracterizar o riacho de acordo com variáveis físico-químicos e caracterizar ambientalmente da assembleia de peixes através da análise temporal da riqueza, abundância e diversidade de espécies.

Caracterizar a distribuição espacial e sazonal das espécies e verificar a influência da sedimentação na assembleia de peixes.

Testar a hipótese de que a restauração de riachos perturbados pode levar à resiliência da assembleia de peixes e quais fatores devem ser considerados nesse processo e, por último, comparar os resultados obtidos da área de estudo com um riacho referência que não sofreu os mesmos impactos.

4 MATERIAL E MÉTODO

4.1 Área de estudo

A bacia do rio Sorocaba está localizada no sudoeste do estado de São Paulo. Apresentando uma área de drenagem de 5.325 km² e 26 km de extensão, sua rede fluvial é constituída pelos rios Sorocaba, Sorocamirim, Sorocabuçu, Tatuí, Sarapuí, Pirajibu, Ipanema e Sarapuí, córregos e riachos (SMITH, 2003). Sua nascente está localizada no planalto de Ibiúna e divide-se em três sub-bacias: Alto, Médio e Baixo Sorocaba, inseridas na bacia hidrográfica do rio Sorocaba e Médio Tietê (CRUZ, 2013).

A bacia apresenta um polo industrial bem desenvolvido, a sub-bacia Médio Sorocaba atende a maior parte da população do município enquanto a Alto Sorocaba a menor parte da população. Além disso, a bacia do rio Sorocaba é responsável pelo abastecimento de onze municípios, irrigação de áreas agrícolas e recebe descargas domésticas e industriais que podem promover um desequilíbrio ambiental (SMITH 2003; CRUZ, 2013).

Um dos córregos da bacia do rio Sorocaba é o córrego da Campininha, cuja microbacia do riacho apresentava duas nascentes que se convergiam e resultava na origem do córrego. Localizado na região norte do município de Sorocaba, o córrego da Campininha é considerado um corpo d'água de primeira ordem que apresenta um histórico de perturbações antrópicas, tais como, remoção da mata ciliar, represamento, assoreamento do leito, erosão das margens e rompimento de barragem. Além disso, o riacho apresentava um barramento destinado a pesca esportiva e criação de algumas espécies ícticas nativas e exóticas.

A fitofisionomia vegetal da área de estudo é classificada como floresta estacional semidecidual (VELOSO, RANGEL-FILHO; LIMA, 1991) e acompanha o córrego da Campininha, complementando a mata ciliar. Ademais, o córrego da Campininha é caracterizado com o maior grau de cobertura de vegetação riparia com mais de 15 m de faixas em ambas as margens. Esse trecho do riacho, área de estudo deste trabalho, apresenta uma cobertura vegetal muito alterada devido aos impactos ambientais causados anteriormente a implementação de um empreendimento multinacional.

4.2 Amostragem da ictiofauna

As análises da ictiofauna ocorreram de acordo com a época analisada, pois foram adaptas ao ambiente amostrado no momento. Antes do impacto foram analisados três pontos amostrais, onde eram utilizados redes de espera, peneira e pesca elétrica. As redes de espera só eram utilizadas no ponto 1, que se tratava de um lago, os demais pontos eram riachos. Após o impacto a metodologia de captura precisou ser alterada, pois o ambiente exigia métodos diferentes. Foram utilizados somente os métodos de peneira e pesca elétrica, pois os ambientes não apresentavam estruturas para as coletas com rede.

Logo após o processo de restauração o ambiente já se apresentava características mais adequadas para a sobrevivência de espécies. Foram analisados sete pontos amostrais, sendo cinco deles na área restaurada onde se encontrava o antigo lago. Os outros dois pontos de amostragem seguiram as mesmas coordenadas geográficas dos pontos estabelecidos no monitoramento realizado pela empresa biométrica, utilizando somente o método de peneira.

As espécies ícticas foram coletadas, triadas ainda em campo, fixadas em solução de formol a 10 % e após 72 h transferidas para solução de álcool a 70 %. Após estarem depositadas em laboratório eram novamente triadas passando por chaves de identificação de Langeani e col. (2007), Oyakawa e Menezes (2011) e Smith (2003).

4.3 Métodos estatísticos

Nesta pesquisa quantitativa, exploratória, experimental e observacional, as análises realizadas foram divididas em três categorias: caracterização da comunidade íctica (riqueza, abundância, diversidade, dominância, Whittaker-plot e modelos de espécie-abundância); estatísticas univariadas para as variáveis físicas e químicas da água e comunidade e estatísticas multivariadas para as variáveis físicas e químicas da água e comunidade (agrupamento, ordenamento e PCA).

A caracterização de uma comunidade pode ser feita através da riqueza de espécies (número de espécies na amostra); pelos modelos de espécie-abundância (descrevem a distribuição da abundância das espécies); e pelos índices baseados na abundância proporcional das espécies. Nesta categoria estão incluídos os índices de

Shannon-Wiener e Simpson, que procuram integrar riqueza e equitabilidade. A diversidade de espécies foi medida através do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') segundo a Equação 1.

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (\text{Equação 1})$$

onde, n_i é a abundância da espécie i , N é a abundância total da amostra e S a riqueza. Este índice mede o grau de incerteza em prever qual a espécie do indivíduo tomado ao acaso de uma coleção de S espécies e N indivíduos. Esta incerteza aumenta conforme aumenta o número de espécies e a distribuição dos indivíduos entre as espécies. O $H'=0$ quando existir uma única espécie na amostra e H' será máximo somente quando todas as espécies estiverem representadas pelo mesmo número de indivíduos.

O índice de diversidade H' foi usado tanto para os dados de abundância numérica, quanto para a biomassa das espécies. Para testar a existência de diferenças entre as estações foi realizado um teste t pareado, verificando as possíveis diferenças entre a época chuvosa e seca, e para testar se ambas as épocas do ano estão correlacionadas foi utilizado o cálculo do coeficiente de correlação de Pearson. O índice de dominância foi determinado pelo índice de Simpson (C). Para tal utilizou-se a Equação 2.

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (\text{Equação 2})$$

onde, n_i é a abundância da espécie i e N é a abundância total da amostra. Este índice nos dá a probabilidade de dois indivíduos tomados ao acaso de uma população serem das mesmas espécies. Portanto, se a probabilidade é alta, então a diversidade da comunidade é baixa. Este índice varia de 0 a 1: quanto menor o valor obtido maior a diversidade (MAGURRAN, 1988; KREBS, 1989).

A análise de “Whittakerplot” consiste em plotar a abundância das espécies na comunidade da mais comum para a mais rara em escala log. Ela permite detectar uma curva que explique o conjunto de dados, sendo posteriormente necessária a confirmação através de ajustes matemáticos estatísticos. Para as análises univariadas inclui-se os métodos: estatística descritiva que permitem a análise de cada variável separadamente. A análise de variância simples (e o teste “ t ”, em particular) é o exemplo típico de um método de estatísticas univariadas (REIS, 1997). Estas análises

foram realizadas para as variáveis ambientais sempre com o mesmo objetivo. Já a análise de regressão objetivou verificar a dependência das variáveis riqueza e diversidade com tanto com a variável dependente como com a independente (KREBS, 1989; REIS, 1997).

As multivariadas são utilizadas nos estudos ambientais cujo objetivo é correlacionar variáveis de amostras com grande número de informações. Nos estudos ecológicos, estas técnicas são utilizadas para simplificar a estrutura dos dados, através de transformações, classificação de amostras, indivíduos ou variáveis em grupos, análise da interdependência entre as variáveis e auxilia na formulação e testes de hipóteses (SNEATH; SOKAL, 1973).

As análises de agrupamento são utilizadas para classificar as localidades de acordo com as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais, separando estações com características mais distintas e unindo as mais semelhantes. Estabelecendo, portanto, grupos naturais de objetos ou de descritores a partir das distâncias ou similaridades dos mesmos, de modo a detectar aglomerados com características similares (PIELOU, 1984). Devido ao fato de ser uma técnica matemática que não envolve testes de hipótese, não requer dados com distribuição normal e homogeneidade de variâncias (MANLY, 1986; LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

Ainda, os dados para análise de grupamentos podem ser tanto quantitativos como qualitativos, quando não, ambos (MANLY, 1986). Esta técnica visa construir um gráfico (dendrograma), cujo objetivo é identificar os grupos com características semelhantes de forma a facilitar a classificação das amostras (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

Os passos para a realização da análise de agrupamento foram os seguintes: 1. Obtenção da matriz de dados; 2. Padronização dos dados; 3. Escolha do coeficiente de semelhança. Esta fase serve para quantificar a semelhança entre as amostras, comparadas duas a duas; 4. Escolha do método de agrupamento (método de ligação), pelo qual foi construído o gráfico; 5. Construção do gráfico tipo dendrograma para facilitar a visualização dos grupos obtidos; 6. Cálculo do coeficiente de correlação cofenético para se avaliar a distorção. Valores de $r < 0,8$ são considerados suspeitos (ROMESBEIRG, 1984).

Utilizando as matrizes de distância e similaridade obtidas pela análise de agrupamento foram realizados testes de Mantel. O teste de Mantel é uma técnica de randomização de amostras, que é aplicado aos dados expressos em matrizes de

similaridades ou dissimilaridades (SNEATH; SOKAL, 1973). Este teste serve para verificar se há correlação significativa entre duas matrizes de dados (MANLY, 1986). O teste foi utilizado para testar as congruências entre as matrizes de similaridade para a abundância nos pontos com as matrizes de distância dos fatores ambientais. A randomização foi calculada com 10.000 permutações (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

Por último, a análise de componentes principais consiste em uma técnica de ordenação com objetivo de arranjar as amostras em um menor número de dimensões, enfatizando os maiores padrões de variações em suas respostas e produzindo a máxima informação sobre os padrões e similaridades ecológicas (DIGBY; KEMPTON, 1987). Esta técnica reduz a dimensão dos dados, sem perder informações, dando ênfase aos maiores padrões de variações. Os melhores resultados são obtidos quando as variáveis originais são altamente correlacionadas (MANLY, 1986).

O objetivo da utilização de métodos estatísticos, neste trabalho, foi auxiliar a geração de hipóteses (DIGBY; KEMPTON, 1987) utilizando os dados ambientais obtidos em cada estação e, também, nos dados ecológicos da assembleia. Esta análise foi usada para o tratamento dos dados, desenvolvida a partir de uma matriz de correlação. O procedimento consistiu em: (1) definir os novos eixos de direção e comprimento pelo cálculo dos autos vetores e autovalores da matriz de correlação entre as variáveis; (2) calcular a correlações entre as variáveis e os eixos principais para a formação dos respectivos eixos; (3) calcular as coordenadas dos pontos observados nos novos eixos. Os valores inferiores a 0,4 foram desconsiderados, para analisar apenas as maiores contribuições, com a finalidade de evitar erros nas interpretações ecológicas dos resultados obtidos pela análise.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e a discussão deste trabalho foram organizados em três capítulos, para os quais intenciona-se a produção de artigos científicos. O Capítulo 01 trata da comunidade íctica antes e após rompimento de barragem em um riacho tropical, o capítulo 02 dispõe sobre a assembleia de peixes de um riacho tropical restaurado após rompimento de barragem e o capítulo 03 analisa e discute sobre os indicadores físico-químicos e bioindicadores no processo de restauração ecológica de riacho tropical. Ademais, os itens introdução, material, método, considerações finais e referências constam em cada um dos três capítulos.

6 CONCLUSÃO

Através do presente trabalho foi possível analisar o contexto histórico de perturbações e restauração do local, inclusive os eventos ocorridos no entorno influenciaram de alguma maneira a área de estudo, desde de a pavimentação da avenida próxima ao local até o rompimento de barragem por conta de todo aporte de matéria orgânica. Foi evidenciada uma influência negativa sob a biota aquática, pois após alguns impactos (em menor ou maior escala) a fauna íctica gerou uma resposta com redução na abundância de algumas espécies, aumento de outras e/ou extinção de todas as espécies locais.

O impacto do rompimento de uma barragem pode gerar uma catástrofe local, pois além de alterar totalmente a fitofisionomia do lugar, fazendo um ambiente lântico se tornar lótico, causando um aporte de matéria orgânica a jusante do riacho acabou por influenciar negativamente a comunidade íctica, causando uma extinção local. Dessa forma, se faz necessário o monitoramento de áreas que foram impactadas, para saber se a ictiofauna está recolonizando o local. Caso não haja estudos anteriores sobre a comunidade ali existente antes do impacto, pode-se utilizar afluentes tanto a montante como a jusante, afim de apresentar algumas espécies que possam estar envolvidas no processo de recolonização.

O trabalho comprovou que a comunidade íctica pode e deve ser utilizada como bioindicadores de ambiente, pois os mesmos respondem a distúrbios ocorridos na área e em alguns casos podem até contar uma “história” do local, uma vez que existem espécies mais resistente a determinados impactos que outras, e essas podem ser utilizadas como indicadores biológicos. A utilização da ictiofauna para avaliação de projetos de restauração, mostrou-se eficiente, pois na pesquisa foi possível perceber que a riqueza do local aumentou gradativamente após a restauração, tornando assim necessária a elaboração de metodologias de avaliação de projetos utilizando a comunidade íctica.

O estudo e o conhecimento da ictiofauna de ambientes próximos que não foram danificados por conta de impactos é de extrema importância, pois os mesmos iram se tornar possíveis recolonizadores do ambiente perturbado, disponibilizando espécies para recolonizar o ambiente durante o processo de resiliência. Para que essa recolonização ocorra é necessário que não exista nenhuma barreira natural ou

artificial na rota de migração das espécies, de maneira que as mesma cheguem e ocupem todos os nichos ali disponibilizados.

É levado em consideração a dominância de algumas espécies como é o caso do *Phalloceros reisi*, que durante toda pesquisa apresentou uma abundância significativa, por conta dos sua ecologia e por recolonizar facilmente ambientes alterados. A dominância dessas espécies pode diminuir conforme novas espécies não surgindo e começando a competir ou até preda a *P. reisi* causando assim a diminuição de sua abundância.

REFERÊNCIAS

- AGRA, J. U. M.; PEREIRA, M. C. F.; SANTOS, R. L. B., **Condições de referência em riachos tropicais: Bases para o monitoramento e conservação de recursos hídricos**. Anais do VIII CBUC - Trabalhos técnicos 2015.
- AQUINO, P. P. U. et al. The fish fauna of Parque Nacional de Brasília, upper Paraná River basin, Federal District, Central Brazil. **Biota Neotropica**, v.09, n.01, 2009.
- BULLA, C. K. **O papel das macrófitas aquáticas no desenvolvimento e dispersão de peixes da planície de inundação do alto Rio Paraná, Mato Grosso do Sul, Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, 2006.
- BUSS, D. F. Desenvolvimento de um índice biológico para o uso de voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.03, p.520-530, 2008.
- CARVALHO, L. K.; **Drift de macroinvertebrados em riachos de cabeceira**. Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2014.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de Riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v.01, n.01/02, p.1-15, 2001.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril & P.R. Peres-Neto, eds.). **A ecologia Brasiliensis**. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, v. 6, p.139-155, 1999.
- CRUZ, B. B. **Hierarquia ambiental e ictiofauna de riachos de cabeceira da Bacia do Rio Sorocaba (SP-Brasil)**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, São Paulo, 2013.
- DEEGAN, L. A. et al. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. **Biogeochemistry**. v.105, p.53-74, 2011.
- DETENBECK, N. E. et al. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. **Environmental Management**, v.16, n.1, p.33-53, 1992.
- DIGBY, P. G. N; KEMPTON, R. A. **Multivariate Analysis of Ecological Communities**. London - New York: Chapman and Hall, VIII, 206 S 1987.
- GRZIMEK, B. **Grzimek's Animal Life Encyclopedia**. 2. ed., v.6, Amphibians, edited by Michael Hutchins, William E. Duellman, and Neil Schlager. Farmington Hills, MI: Gale Group, 2003.

HERBERT, M.E.; GELWICK, F.P. Spatial variation of headwater fish assemblages explained by hydrologic variability and upstream effects of impoundment. **Copeia**, v. 2, p. 273-284, 2003.

ILHA, P. **Efeitos da conservação de florestas em áreas agrícolas sobre assembléias de peixes das cabeceiras do Rio Xingu**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

JACKSON, E. L. et al. The importance of Seagrass beds as a habitat for fishery species. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review** 2001. 39, 269-303.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York: Harper-Collins Publ, p.370, 1989.

KRUSCHE, A. V. et al. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica do corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**. v.35, n.2, p.197-205, 2005.

LANGEANI, F. C. et al. Diversidade de ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v.07, n.03, 2007.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology**. New York: John Wiley, 1988. p.337.

MACEDO, M.; CASTELLO, L. State of the Amazon: Freshwater Connectivity and Ecosystem Health. In: Oliveira, D.; Maretti, C.C. & Charity, S. (Eds), **Living Amazon Initiative**. Brasília, Brazil. WWF. 136 p., 2015.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Groom Helm: London, 1988.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods: a primer**. London: Chapman and Hall, 1986.

MARTINS, A. G.; BARRELLA, W. Peixes da Serra de Paranapiacaba. **Revista Eletrônica de Biologia**. REB, v.01, n.01, p.16-35, 2008.

MATTHAEI, C. D.; UEHLINGER, U.; FRUTIGER, A. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. **Freshwater Biology**, v.37, p.61-77, 1997

MINATTI-FERREIRA, D.D.; BEAUMORD, A.C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente**, v.07, n.01, p.39-47, 2006.

OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A.; Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop**. v.11, supl.1, 2011.

PAULA, F. R. **Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP**. Universidade Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.

PIELOU, E. C. **The interpretation of ecological data**. A primer on, 1984.

REIS, E. **Estatística Multivariada Aplicada**. Lisboa: Edições Silabo. 1997.

RIOS-TOUMA, B.; PRANT, N.; ENCALADA, A. C. 2012. Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean stream. **Aquatic Biology**. 14.233-246.

ROMESBEIRG, H. C. **Cluster Analysis for Researchers**. Belmont: Lifetime Learning Publications, 334 p., 1984.

SARMENTO-SOARES, L. M.; MAZZONI, R.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. A fauna de peixes na bacia do Rio Peruíbe, Extremo Sul da Bahia. **Biota Neotropica**, v.07, n.03, 2007.

SARMENTO-SOARES, L. M. **Efetividade das Unidades de Conservação na proteção da biodiversidade aquática**: Estudo de caso com o Projeto Diversidade ES. II SIMBIOMA - Simpósio sobre a Biodiversidade da Mata Atlântica - Org., p.11-20, 2013.

SOARES, L. S. et al. Comunidade de peixes como Indicador de Qualidade Ambiental de alguns canais de maré do estuário do Rio Paciência, São Luís-MA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v.24, n.01, p.01-12, 2011.

SMITH, W.S. Os peixes do rio Sorocaba: a história de uma bacia hidrográfica. **Editora TCM**, Sorocaba, 2003. 163 p.

SMITH, W.S.; PETRERE JUNIOR, M.; BARRELLA, W. Fish, Sorocaba river sub-basin, state of São Paulo, Brazil. **Check List**. v.3, n.3, p.282-286, 2007.

SMITH, W. S., BIAGIONI, R. C.; BARRELLA, W. **Ictiofauna do município de Sorocaba**. Biodiversidade do Município de Sorocaba, 1. ed., 158-172 p. Prefeitura Municipal, Secretaria do Meio Ambiente, 2014.

SNEATH, P. H; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy**: The principles and practice of numerical classification. San Francisco: W.H. Freeman, p.73, 1973.

TEIXEIRA, T. P et al. Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do Sul. Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida, **Seropédica**, RJ: EDUR, v.24, n.02, p.167-174, 2004.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.37, n.1, p.30-137, 1980.

VAZ, A. A. et al. **A ictiofauna do Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade - SP, Brasil**. Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade: pesquisas e perspectivas futuras, 1. ed. Prefeitura Municipal, Secretaria do Meio Ambiente, p. 155-170, 2015.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A., **Classificação Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

**CAPÍTULO 01 – OS EFEITOS DA SEDIMENTAÇÃO E DO ROMPIMENTO DE
BARRAGEM EM UMA COMUNIDADE ÍCTICA.**

1 INTRODUÇÃO

As águas dulcícolas do continente sul-americano possuem a mais rica ictiofauna em espécies conhecidas da região zoogeográfica (MOYLE; CECH JÚNIOR, 2000; VAZ et al., 2015). O continente brasileiro abriga cerca de 2.587 espécies (BUCKUP; MENEZES; GHAZZI, 2007), das quais 310 espécies encontram-se na Bacia do Alto Paraná (LANGEANI et al. 2007; SMITH; BIAGIONI; BARRELLA, 2014). No estado de São Paulo foram registradas segundo Oyakawa e Menezes (2011) cerca de 391 espécies que representam cerca de 15% das espécies ocorrentes em todo território brasileiro, enquanto a Bacia do Rio Sorocaba abriga cerca de 71 espécies (SMITH; BIAGIONI; BARRELLA, 2014).

A distribuição dessas espécies em ambientes aquáticos acaba se tornando complexa dependendo de diversos fatores bióticos e abióticos. De acordo com Cetra, Ferreira e Carmassi (2009) há uma tendência em variação de distribuição da biota de acordo com as características físicas e químicas do ambiente. Além disso, as variáveis sazonais junto com as variáveis físico-químicas influenciam diretamente na alteração dos organismos aquáticos, influenciando na presença ou ausência e principalmente na diversidade das espécies.

O bioma de Mata Atlântica por exemplo, compreende o mais complexo sistema de ambientes lóticos abrigando cerca de 133 espécies endêmicas (SARMENTO-SOARES; MAZZONI; MARTINS-PINHEIRO, 2007; SARMENTO-SOARES, 2013). Apesar do elevado grau de endemismo, os ambientes de riachos apresentam uma ictiofauna pouco conhecida, com distribuição restrita e extremamente dependente da vegetação riparia para alimentação, reprodução e abrigo (VAZ et al., 2015).

Algumas espécies apresentam necessidades ecológicas que requerem um ecossistema natural para sua ocorrência (FINOTO, 2013; VAZ et al., 2015). Dessa forma, a crescente pressão antrópica tem refletido na comunidade aquática de modo que a intensidade dessas mudanças pode favorecer algumas espécies, aumentando as chances de sobreviver e reproduzir, assim como prejudicar outras e até leva-las a extinção na bacia hidrográfica (BARRELLA et al., 2000; SMITH; BIAGIONI; BARRELLA, 2014).

Além disso, esses ecossistemas impactados são suscetíveis a alterações ambientais, pois apresentam sistemas abertos onde as bacias hidrográficas acabam por interagir com outras bacias do seu entorno (STEFANI; SMITH 2014). Um dos

problemas ambientais seria o aporte de matéria orgânica, no qual pode ocorrer o transporte de poluentes para dentro dos sistemas hídricos, segundo Rodrigues (2001) essas podem atingir o ecossistema aquático de duas maneiras: difusa (escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas, águas subterrâneas contaminadas, substâncias presentes no sedimento, disposição de material e precipitação atmosférica) e/ou pontual (descargas de efluentes industriais e urbanos). Tais maneiras afetam de forma direta ou indireta os ambientes hídricos. A área de estudo esteve envolvida no método difuso, onde o escoamento de sedimento por conta das águas pluviais acabou gerando seus impactos.

Outro problema ambiental seria os desmatamentos que auxiliam no escoamento de sedimentos nos riachos, modificando a estrutura física e os habitats presentes nas bacias hidrográficas, causando impactos na cadeia trófica dos ecossistemas, tendo como resultado alterações na diversidade e composição das espécies (FELIPE; SUAREZ, 2010). Com isso é possível compreender a proposta de Lyons e col. (1995) onde os riachos com boas condições possuem espécies de peixes nativas com várias classes, tamanhos e uma estrutura trófica balanceada. À medida que a influência antrópica aumenta, as espécies mais sensíveis começam a desaparecer e a estrutura trófica é alterada (LYONS et al., 1995; BARRELLA et al., 2000).

Dentre os principais fatores que afetam a estrutura da biodiversidade aquática destacam-se: os barramentos, o uso de defensivos agrícolas e fertilizantes, as drenagens com intuito de irrigação, a supressão da vegetação ripária, o lançamento de efluentes industriais e domésticos, a erosão que apresenta como consequência a sedimentação e pôr fim a introdução de espécies exóticas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMEZ, 2005; AQUINO et al., 2009). Os barramentos além de se tornarem muitas vezes barreiras intransponíveis para espécies ícticas na piracema, causam danos imensuráveis com seus rompimentos.

Segundo o laudo técnico preliminar, proposto pelo IBAMA (2015), rompimentos de barragem causam impactos agudos de contexto regional, entendidos como a destruição direta de ecossistemas, prejuízos à fauna e flora, e os socioeconômicos, além de afetarem todo equilíbrio da Bacia Hidrográfica. Dessa forma compreender como as comunidades biológicas se distribuem no ambiente natural viabiliza ações de gestão e manejo que podem minimizar a degradação desses ecossistemas (AQUINO et al., 2009).

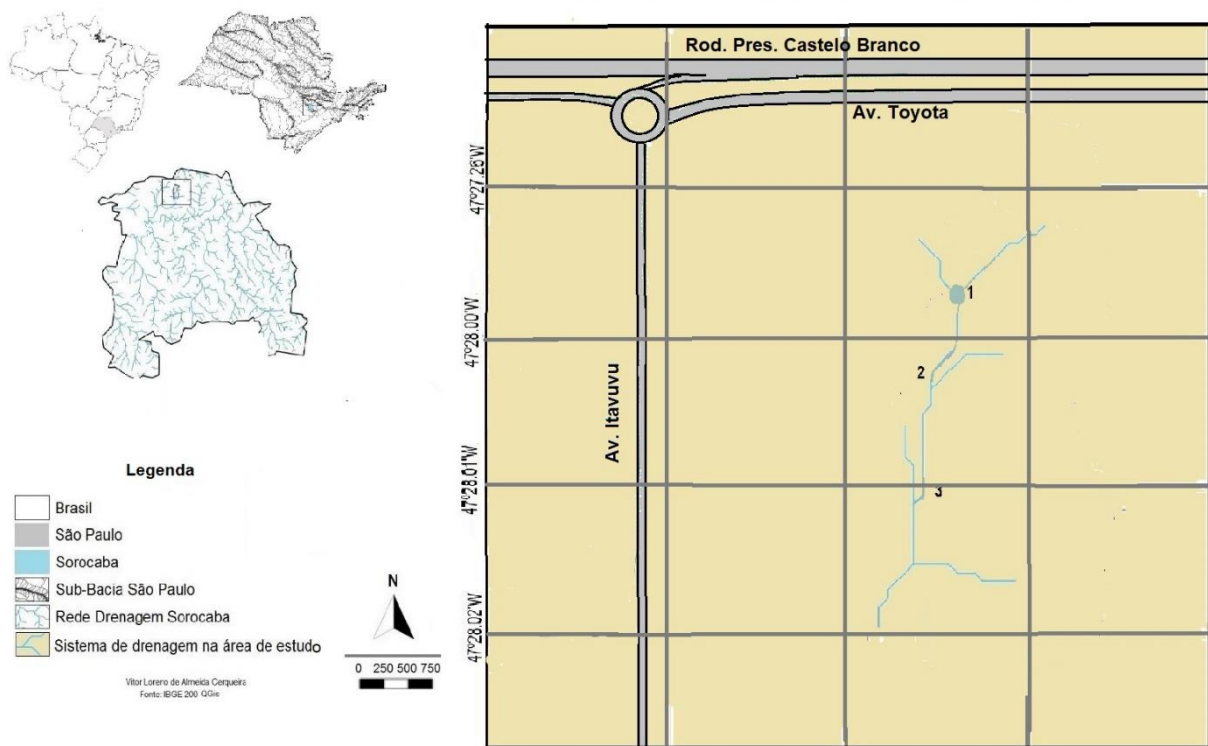
Estudos de ecologia funcional e estrutural da ictiofauna fornecem um banco de dados para avanços biológicos de conservação e constitui o primeiro passo para ações de manejo e gestão aos ecossistemas aquáticos (TERRA; SABINO, 2007; VAZ et al., 2015). Dessa forma, as informações adquiridas através de uma transição de: condições naturais, impacto ambiental devido ao estado pós-industrial e técnicas de manejo, poderão contribuir no gerenciamento de ambientes aquáticos, direcionando medidas preservacionistas para o município de Sorocaba (SMITH; BIAGIONI; BARRELLA, 2014). Sendo assim, o objetivo principal deste estudo foi analisar e caracterizar a ictiofauna do riacho córrego da Campininha, antes e depois do rompimento de barragem, e entender como a mesma se comportou diante deste impacto.

2 MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada na região norte do município de Sorocaba, estado de São Paulo em uma área que sofreu pressão antrópica devido ao crescimento industrial do município, sob as coordenadas geográficas: 23°22'39.53"S e 47°28'16.42"O (Figura 1). Historicamente a área pertencia a uma propriedade rural da qual utilizou dos recursos hídricos para construir barramentos que resultaram em pequenos tanques artificiais, utilizados como bebedouro para o gado e criação de algumas espécies de peixes, como por exemplo, tilápias. Dessa forma, houve uma descaracterização da cabeceira do pequeno riacho denominado córrego da Campininha.

Figura 1 - Localização da área de estudo em Sorocaba-SP, Brasil.



Legenda: Pontos de coleta 1, 2 e 3.

Fonte: Próprio autor.

Devido as principais atividades exercidas pela fazenda a vegetação ripária sofreu uma supressão e represamento que provocaram o deslocamento de sedimentos aos tanques artificiais resultando na mudança de um ambiente lótico para

um ambiente lênticos. Em meados de 2010 ocorreu a pavimentação da avenida próxima a área de estudo, com isso ocorreu uma intensa movimentação de terra. Em 2011 chuvas torrenciais resultaram no deslocamento de grande quantidade de sedimentos acumulado no local do empreendimento ocasionando a movimentação para a área de estudo.

As precipitações dos três primeiros meses de 2011 foram imprevistas e anormais, chegando a ultrapassar 165 mm de chuva. As chuvas excessivas resultaram no deslocamento de sedimentos para o lago, redução da área do mesmo e assoreamento. No final de 2013, a barragem existente se rompeu e acabou modificando totalmente o ambiente, resultando no desaparecimento do lago ali existente. Todo o sedimento ali depositado desde a formação da barragem foi carregado a jusante do riacho, ocasionando assim mais impactos incluindo a alteração da geomorfologia local.

2.2 Delineamento Experimental

Foram analisados os dados referentes ao monitoramento de fauna ambiental da área promovido pela empresa Biométrica (nesse trabalho o estudo da fauna aquática foi realizado por nossa equipe de pesquisa) no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2015, sendo realizado quatro campanhas por ano, nos seguintes meses: janeiro, maio, julho e outubro. O corpo hídrico foi dividido em três pontos amostrais sendo um em ambiente lêntico, no qual se tratava de um lago que ocorreu o rompimento da barragem e dois no riacho a sua jusante. Utilizando a rede de espera, a peneira e a pesca elétrica para as coletas na área.

Entre os anos de 2010 a 2013, a amostragem com todos os equipamentos ainda era possível no lago, denominado ponto 1, e nos pontos a jusante eram utilizados somente a peneira e pesca elétrica, pois as características do ambiente não eram propícias para os outros métodos. Após a série de impactos sofridos na área, a barragem se rompeu em novembro de 2013, alterando assim a geomorfologia do local. Nos anos de 2014 e 2015, as características do ponto 1 eram diferentes dos anos anteriores, pois o mesmo passou de ambiente lêntico para lótico, sendo possível utilizar somente a peneira e pesca elétrica.

As análises de riqueza e abundância das espécies e curva de rarefação foram plotadas pelo programa PAST® versão 1.0, através dos dados de incidência da

ictiofauna do local. Em um segundo momento foi realizada análise de variância, para abundância e a riqueza dos anos amostrados.

Os parâmetros físico-químicos foram medidos através de multiparâmetro, onde foram registrados os seguintes dados: pH (potencial hidrogênio), OD (oxigênio dissolvido), TDS (sólidos totais dissolvidos), condutividade elétrica e temperatura (°C), e foram calculadas as médias para cada campanha amostral, sendo totalizado 21 amostras para cada variável.

3 RESULTADOS

Os resultados físico-químicos estão representados abaixo em forma de tabela (Tabela 1). De acordo com os dados obtidos é possível observar que os valores de pH estiveram entre 6,0 a 8,9; cor entre 32,3 a 4184,3 mg pt/L; OD entre 3,8 a 8,7 mg/l; e turbidez entre 33,3 a 748,7 ppm (n=3)

Tabela 1 - Valores físico-químicos levantados no período de 2010 a 2015. (n=3)				
Parâmetros	pH _{médio}	OD _{médio} (mg/L)	Cor _{médio} (mg Pt/L)	Turbidez _{médio} (ppm)
Jan/2010	7,1	7,7	2885,0	748,7
Abr/2010	6,7	8,7	429,7	62,1
Jun/2010	6,9	8,5	791,3	130,0
Out/2010	6,7	7,8	811,3	97,0
Jan/2011	7,6	7,0	913,3	331,7
Abr/2011	7,0	7,8	896,3	507,3
Jun/2011	6,7	5,4	32,3	430,0
Out/2011	7,2	5,6	286,3	311,7
Jan/2012	7,3	4,8	4184,3	506,7
Abr/2012	6,9	4,8	447,0	105,7
Jun/2012	8,9	4,8	1060,7	177,7
Out/2012	6,7	5,7	221,7	130,9
Jan/2013	6,6	4,3	149,5	155,0
Abr/2013	7,4	4,5	68,9	41,7
Jun/2013	7,1	3,8	125,0	79,3
Out/2013	7,1	4,9	111,7	80,0
Jan/2014	7,2	4,8	3466,7	464,7
Abr/2014	6,9	6,5	1330,0	319,5
Jun/2014	6,0	5,7	456,7	34,6
Out/2014	6,4	5,5	216,7	33,3
Jan/2015	6,5	5,4	190,0	35,3

Fonte: Próprio autor

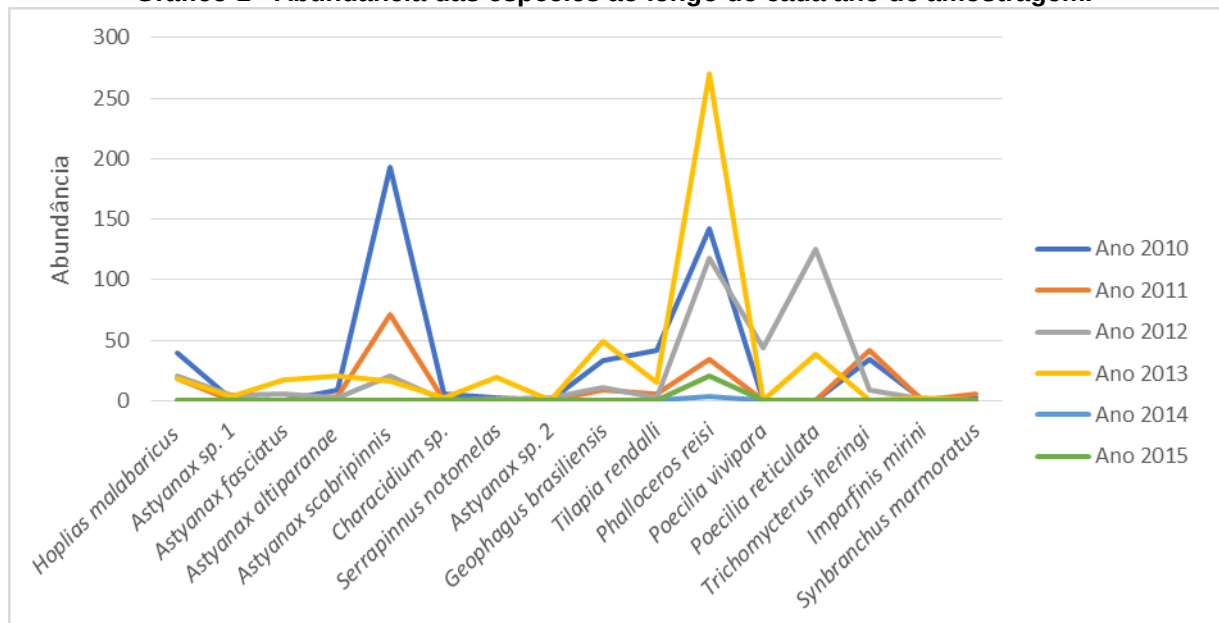
Os dados obtidos para a ictiofauna no período de 2010 a 2015 também são referentes ao monitoramento da área antes e após o rompimento da barragem. A fauna íctica apresentou 16 espécies como um total de 1559 indivíduos coletados, distribuídos em 5 ordens: Characiformes (50 %), Cyprinodontiformes (18,7 %), Siluriformes (12,5 %), Perciformes (12,5 %) e Synbranchiformes (6,2 %). Das sete famílias, a Poeciliidae obteve uma predominância de 51,7 % do total de indivíduos capturados. De todas as espécies amostradas nenhuma apresenta grau de ameaça. Além disso, das 16 espécies encontradas, a *Phalloceros reisi* (37,7 %) foi a mais abundante aparecendo em 18 das 21 campanhas realizadas. Por outro lado, a espécie

Imparfinis mirini (0,25 %) foi a menos abundante sendo coletado em apenas quatro campanhas (Tabela 2).

Considerando as 21 amostragens realizadas no período de 2010 a 2015, podemos afirmar que 5 espécies foram constantes nas amostragens: *H. malabaricus* (76 %), *P. reisi* (85 %), *A. scabripinnis* (61 %), *G. brasiliensis* (61 %), *A. altiparanae* (57 %); 4 espécies mostraram-se acessórias: *T. rendalli* (42 %), *T. iheringi* (42 %); *A. fasciatus* (28 %), *S. marmoratus* (28 %); e 7 espécies são consideradas raras: *S. notomelas* (23%), *Astyanax sp. 1* (19 %), *P. reticulata* (19 %), *I. mirini* (19 %); *Characidium sp.* (9 %), *Astyanax sp.2* (4 %), *P. vivípara* (4 %) (Tabela 2).

Um gráfico de abundância de espécies foi elaborado, a fim de obter a distribuição da comunidade íctica ao longo das campanhas realizadas, para tanto foi somado a abundância de cada espécie, obtendo-se um valor total que foi utilizado para a elaboração do Gráfico 1.

Gráfico 1 - Abundância das espécies ao longo de cada ano de amostragem.



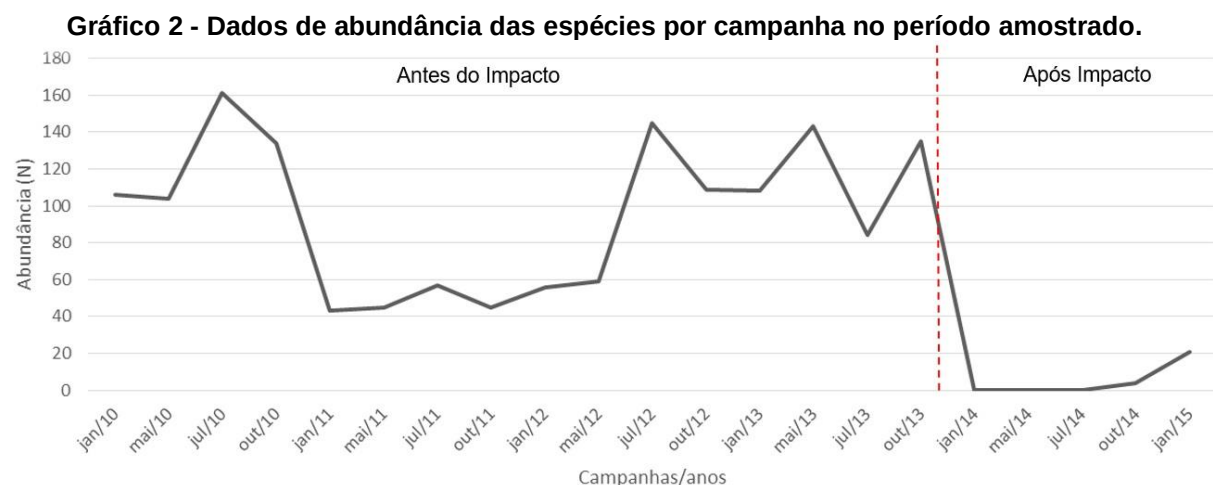
Fonte: Próprio autor

Tabela 2 - Lista de espécies e classificação taxonômica dos peixes coletados durante o período de 2010 a 2015.

Espécies	2010				2011				2012				2013				2014				2015	Total
	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	
CHARACIFORMES																						
Characidae																						
<i>Astyanax altiparanae</i>	1	6	2	0	0	1	2	1	0	0	1	2	11	4	4	1	0	0	0	0	0	36
<i>Astyanax fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	2	4	4	7	0	0	0	0	0	23
<i>Astyanax scabripinnis</i>	37	35	61	60	21	12	26	12	11	4	0	6	5	11	0	0	0	0	0	0	0	301
<i>Astyanax sp.1</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	20
<i>Astyanax sp.2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Characidium sp.</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Serrapinnus notomelas</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	3	7	9	0	0	0	0	0	0	22
Erythrinidae																						
<i>Hoplias malabaricus</i>	20	12	7	1	8	4	2	4	2	2	6	11	2	5	3	8	0	0	0	0	0	97
PERICIFORMES																						
Cichlidae																						
<i>Geophagus brasiliensis</i>	18	14	1	0	6	1	1	1	0	0	2	9	7	10	4	28	0	0	0	0	0	102
<i>Tilapia rendalli</i>	13	11	4	14	0	2	2	2	0	2	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	65
CYPRINODONTIFORMES																						
Poeciliidae																						
<i>Phallocheros reisi</i>	7	18	65	52	3	13	5	13	31	49	15	23	71	53	60	86	0	0	0	4	21	589
<i>Poecilia vivipara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	55	6	32	0	0	0	0	0	0	0	163
SILURIFORMES																						
Heptapteridae																						
<i>Imparfinis mirini</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	4
Trichomycteridae																						
<i>Trichomycterus iheringi</i>	10	8	13	3	3	11	17	11	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85
SYNBRANCHIFORMES																						
Synbranchidae																						
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	1	1	2	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8

Fonte: Próprio autor

A abundância das espécies no decorrer dos anos apresenta oscilações e uma queda brusca no final de 2013. Após o um período o gráfico apresenta que alguns indivíduos voltam a aparecer no local (Gráfico 2).



Fonte: Próprio autor

Quando comparamos abundância dos anos de coleta percebemos que o mais abundante foi o ano de 2010 com 505 indivíduos enquanto o menos abundante foi o ano de 2014 com apenas quatro indivíduos.

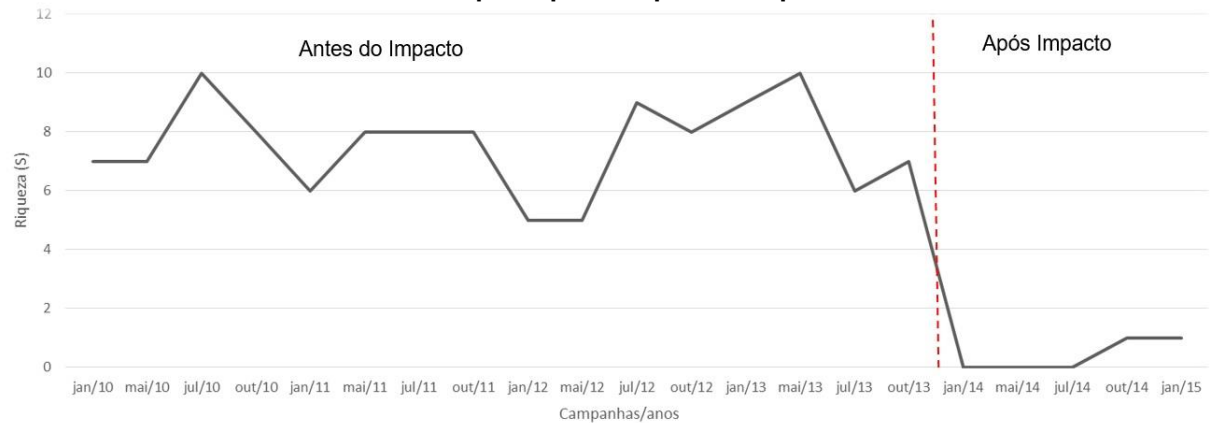
Já para a riqueza, o ano mais abundante foi de 2012 ($S=14$), enquanto os menos ricos foram 2014 e 2015 ($S=1$) (Tabela 3; Gráfico 3). Os índices de diversidade de 2014 e 2015, não puderam ser calculados, pela falta de dados necessárias para computação.

Tabela 3 - Índices de diversidade, abundância e dominância para os anos amostrados.

Índices	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Índice de Simpson (C)	12	8	14	12	1	1
Indivíduos	505	190	369	470	4	21
Dominância (D)	0,2476	0,2342	0,2398	0,3559	1	1
Índice de Shannon-Wiener (H')	1,685	1,677	1,759	1,579	0	0

Fonte: Próprio autor

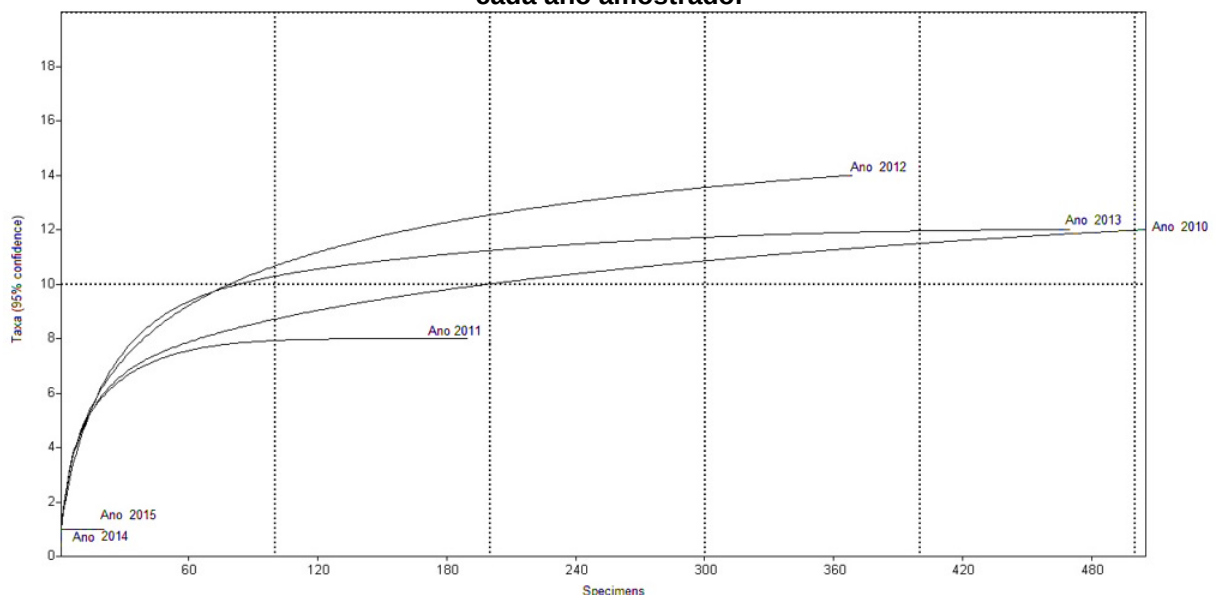
A riqueza, antes e após o impacto ambiental, pode ser observada e comparada no gráfico 3.

Gráfico 3 - Dados de riqueza por campanha no período amostrado.

Obs.: A riqueza numérica corresponde a contagem de espécies (S).

Fonte: Próprio autor

A partir dos resultados da curva de rarefação foi possível perceber que o ano de 2012 apresenta a curva mais alta quando comparado com os demais anos. Os anos de 2010 e 2013 apresentam a mesma altura na curva, mas com um comprimento muito maior que os outros. E os anos de 2014 e 2015 são os anos que apresentam as curvas mais baixas e mais curtas (Gráfico 4)

Gráfico 4 - Dados de rarefação representadas por curvas de acumulação de espécies para cada ano amostrado.

Fonte: Próprio autor

A análise de variância (ANOVA) foi realizada para obter a diferença entre os anos amostrados, analisando a abundância e riqueza de cada ano amostrado (Tabelas 4 e 5). Os resultados da ANOVA de abundância expostos na tabela 4,

resultou $p\text{-valor} < 0,05$ ($2,30 \times 10^{-5}$). Já para a ANOVA de riqueza (Tabela 5) mostrou $p\text{-valor} < 0,05$ ($3,21 \times 10^{-6}$).

Tabela 4 - ANOVA da abundância dos anos amostrados.

	Soma dos quadrados	GL	Quadrado médio	F	p-valor
Entre grupos:	43778,3	4	10944,6	16,48	2,30E-05
Dentro de grupos:	9959,5	15	663,967		
Total:	53737,8	19			
ω^2 :	0,7559				
Teste de homogeneidade de variância de Levene, com base em meios: p-valor =					
			0,001088		
Com base em medianas: p-valor =			0,00404		
Teste F de Welch no caso de variâncias desiguais:			F=67,84, GL=6,286, p=2,75E-05		
/					
	A (2010)	B (2011)	C (2012)	D (2013)	E (2014)
A (2010)		0,004754	0,3753	0,9881	0,00018
B (2011)	6,112		0,1539	0,01193	0,1309
C (2012)	2,639	3,473		0,6453	0,001359
D (2013)	0,6791	5,433	1,96		0,000229
E (2014)	9,722	3,609	7,083	9,042	

Legenda: Valores destacados são os que apresentaram variação.

Fonte: Próprio autor

Tabela 5 - ANOVA da riqueza dos anos amostrados.

	Soma dos quadrados	GL	Quadrado médio	F	p-valor
Entre grupos:	174,2	4	43,55	22,72	3,21E-06
Dentro de grupos:	28,75	15	1,91667		
Total:	202,95	19			
ω^2 :	0,8129				
Teste de homogeneidade de variância de Levene, com base em meios: p-valor =					
			0,02953		
Com base em medianas: p-valor =			0,08532		
Teste F de Welch no caso de variâncias desiguais:			F=57,65, GL=6,929, p=2,098E-05		
Comparações parciais de Tukey: Q abaixo da diagonal, p-valor acima da diagonal					
	A (2010)	B (2011)	C (2012)	D (2013)	E (2014)
A (2010)		0,985	0,5589	1	0,000153
B (2011)	0,7223		0,8417	0,985	0,0001597
C (2012)	2,167	1,445		0,5589	0,00023
D (2013)	0	0,7223	2,167		0,000153
E (2014)	11,2	10,47	9,029	11,2	

Legenda: Valores destacados são os que apresentaram variação.

Fonte: Próprio autor

4 DISCUSSÃO

No presente trabalho, o ambiente da área de estudo foi alterado por ações antrópicas indiretamente e com isso acabou gerando uma variação nos parâmetros físico-químicos, que por fim também vieram alterar toda a riqueza e diversidade da ictiofauna. Tal qual descrito por Tejerina-Garro e col. (2005), onde os rios foram considerados ambientes altamente mutáveis, e periodicamente submetidos a inesperadas oscilações em suas características físico-químicas em seus ambientes, como por exemplo, fluxo da água, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade; variações que acabavam por influenciar a riqueza e a estrutura das assembleias de peixes dos rios.

Os valores dos parâmetros físico-químicos (Tabela 1) estiveram de acordo com o proposto pela Resolução CONAMA 357/2005, que para a proteção da biota aquática o valor de pH deve estar entre 6 e 9 enquanto o oxigênio dissolvido não pode estar abaixo de 4 mg/L. Por outro lado, valores de pH abaixo de 5,0, têm demonstrado diminuição na abundância, recrutamento e aumento considerável do stress fisiológico (BROWN et al., 2012). Sabendo que os resultados obtidos estiveram de acordo com a legislação e, assim, supostamente não influenciariam a distribuição da biota, esta provavelmente foi influenciada pelas ações antrópicas.

Nem todos os resultados das variáveis físico-químicas demonstraram algum contexto histórico de impacto no riacho, ou até mesmo que pudesse explicar a distribuição das espécies. Opiniões parecidas com essa foram obtidas por Flores-Lopes, Cetra e Malabarba (2010) e Pinto, Peixoto e Araújo (2006), pois demonstraram que a utilização da biota é mais eficiente do que análises físico-químicas, evidenciando a necessidade de estudos subsequentes cujo objetivo seja obter resultados mais detalhados sobre as comunidades ícticas.

Através dos resultados obtidos foi percebido que os impactos ocorridos na área alteraram o ambiente, o que carregou uma série de fatores como a diminuição da riqueza e abundância em algumas campanhas após o impacto, como aporte de sedimento ou até mesmo o próprio rompimento da barragem. De maneira contrária, alguns parâmetros como a dominância de espécies oportunistas aumentou, causando assim resultados expressivos sobre a abundância dessas espécies. Corroborando com Pinto, Peixoto e Araújo (2006), que afirmam sobre as condições da qualidade da água tornam-se um fator limitante para algumas espécies, pois pode ser uma barreira

na distribuição de espécies sensíveis e obter um elevado número de espécies oportunistas em locais poluídos. Segundo Mason (1991), os ambientes não poluídos são compostos por um grande número de espécies, e, nenhuma delas representa dominância na comunidade íctica. Já os ambientes poluídos são compostos por valores baixos de riqueza, porém apresentam maiores números de abundância na comunidade.

A bacia hidrográfica do Rio Sorocaba apresenta uma fauna de aproximadamente 71 espécies, distribuídas em 22 famílias e sete ordens (SMITH; BIAGIONI; BARRELLA 2014). Contudo, no município de Sorocaba foram registrados 53 espécies pertencentes a sete ordens e 19 famílias, representando 74,6 % do total de espécies da bacia do Sorocaba. No Parque Nacional Municipal Corredores da Biodiversidade (PNMCBio), cujo riacho de estudo tem sua jusante nesta Unidade de Conservação (UC), foram inventariadas 16 espécies, representando 22 % do número de espécies presentes na bacia hidrográfica e 30 % da ictiofauna municipal. No presente trabalho foi registrado o mesmo número de espécies da UC (16 espécies), representando, portanto 22 % do número de espécies presentes na bacia hidrográfica e 30 % da ictiofauna municipal.

A abundância no decorrer de cada campanha por ano, demonstrou oscilações obtendo o valor mais alto em julho de 2010 e os valores mais baixos foram constatados entre janeiro a julho de 2014, tais valores foram levantados logo após o rompimento da barragem que influenciou visivelmente na abundância das espécies após o impacto, causando assim uma extinção local. A riqueza se comportou quase da mesma maneira, com diferença nas oscilações de uma campanha para outra, tendo o valor mais alto em julho de 2010 e maio de 2013 e os valores mais baixos nos mesmos períodos da abundância (janeiro a julho de 2014) (Gráfico 3).

Apesar da dominância dos anos anteriores ao impacto (2010, 2011, 2012 e 2013) serem parecidas, 2014 e 2015 tiveram os maiores valores, por conta de apresentar uma nica espécie após um período depois do rompimento da barragem. O ano de 2012 apresentou os maiores valores de diversidade, obtendo a maior riqueza e terceira maior abundância, diferentes dos anos de 2014 e 2015 cujos valores abundância e riqueza foram baixos. Os índices de diversidade de 2014 e 2015 não puderam ser calculados pela falta de dados necessárias para computação. Analisando ao longo do tempo, quanto mais baixa foi a diversidade de espécies, maior foi a

dominância. Os valores ao decorrer do período de amostragem se mostraram variados, pois respondiam aos acontecimentos externos do ambiente hídrico.

A curva de rarefação (Gráfico 4) só confirmou os dados, pois a mesma apresentou que o ano de 2012 foi o que obteve a maior riqueza, enquanto o ano de 2010 foi o que obteve a maior abundância. Os menores valores, tanto de riqueza como abundância, foram visualizados o ano de 2014. Os anos seguintes apresentaram valores não muito diferentes, sendo o ano de 2013 com a segunda maior abundância e riqueza, o ano de 2011 tendo a terceira menor riqueza e abundância. O ano de 2015 só obteve uma abundância maior que o ano de 2014, pois para a riqueza ambos os resultados foram iguais.

A análise de ANOVA apresentou resultados variados tanto para a abundância como para a riqueza, pois a hipótese levantada foi se existia variações desses dois resultados entre os anos amostrados, e tanto em abundância como em riqueza foi rejeitado a hipótese nula que seria que os resultados dos anos não apresentem variações entre si. Para a abundância foi observado uma diferença estatística quando comparamos o ano de 2010 com 2011 e 2014, pois sua abundância foi mais alta quando comparada com os demais. Outras variações ocorreram entre os anos de 2011 com 2013; 2012 e 2013 com o ano de 2014, devido a sua abundância ter sido a mais baixa. Todas as diferenças estão em destaque na Tabela 4. No entanto, os dados observados para riqueza sugerem que os anos de 2010, 2011, 2012 e 2013 não apresentam variações entre si, porém quando comparados a 2014, a diferença encontra-se significativa. Nos cálculos da ANOVA não foi possível analisar o ano de 2015 nem para riqueza e nem para abundância, pois não apresenta o mesmo número de amostragens que os demais.

Apesar da obtenção neste trabalho da mesma quantidade de espécies do PNMCBio, as espécies *Hoplias malabaricus*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax altiparanae*, *Serrapinnus notomelas*, *Geophagus brasiliensis*, *Phalloceros reisi* e *Synbranchus marmoratus* representam-se similares. Das espécies presentes na área de estudo, 56 % não se encontram na jusante na UC. O fato de apresentar sua jusante dentro de uma UC, explica possíveis impactos ocorridos rio abaixo. Prova disso seria que o maior impacto registrado até o momento na UC foi no final do ano de 2013, resultante do rompimento da barragem a montante do riacho, carreando todo o sedimento ali contido a sua jusante (VAZ et al., 2015). Dessa forma, o impacto gerou

uma extinção local a montante no decorrer de três campanhas (janeiro a julho de 2014).

Alguns trabalhos como, por exemplo, Silva e col. (2006), afirmam que após o rompimento de uma barragem boa parte da fauna e da flora são destruídas, modificando totalmente a paisagem natural. Essa afirmação é visível nos gráficos 2 e 3, onde após o impacto toda a abundância e riqueza foram alteradas chegando a zero e tendo início de recolonização após três campanhas.

Já a curva de rarefação (Gráfico 4) só confirmou os resultados já apresentados, mostrando que a ação antrópica na área de estudo interferiu na biota aquática. Pois é possível observar o ano mais abundante e o mais rico. A curva mais alta é representada pelo ano de 2012, pois apresenta maior riqueza. As menores curvas são representadas pelos anos de 2014 e 2015, pois obtêm os menores valores para riqueza e abundância, agora 2010 e 2013 apresentam maiores valores de abundância e consequentemente as curvas mais longas. As mesmas ainda apresentaram a mesma altura, pois ambas obtiveram 12 espécies.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O rompimento de uma barragem pode ser considerado um impacto grave, pois acaba gerando uma devastação a jusante de um corpo hídrico, causando um impacto sobre a fauna aquática e alterando a geomorfologia do local. A ictiofauna presente no riacho antes do impacto era composta por 16 espécies caracterizadas, com o rompimento da barragem ocasionou a extinção das espécies no local. O reaparecimento de uma única espécie (*Phalloceros reisi*) pós impacto ocorreu somente na quarta campanha de 2014, isso ocorreu devido ao tempo que as espécies levaram para migrarem de possíveis recolonizadores da mesma bacia. Um dos possíveis lugares seria o Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade (PNMCB), por conta do riacho de estudo ter sua jusante dentro o parque. Por conta dessa ligação direta, o parque pode ser potencialmente um recolonizador para a área estudada, de tal forma que as espécies ali presentes possam migrar para a área estudada. Ainda assim, para obter essa confirmação é necessário o estudo de possíveis recolonizadores, fazendo assim a comparação da fauna presente em ambos os lugares.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMEZ, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. Belo Horizonte- MG, v.01, n.01, 2005.
- AQUINO, P. P. U. et al. The fish fauna of Parque Nacional de Brasília, upper Paraná River basin, Federal District, Central Brazil. **Biota Neotropica**, v.09, n.01, 2009.
- BARRELLA, W. et al. **As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes**. Rodrigues, RR; Leitão Filho; HF (Ed.) Matas ciliares: conservação e recuperação, v.2, p.187-200, 2000.
- BROWN, G. E. et al. Understanding the importance of episodic acidification on fish predator–prey interactions: Does weak acidification impair predator recognition? **Science of the Total Environment**, v.439, p.62-66, 2012.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 195 p., 2007.
- TERRA, L. C. C.; SABINO, J. **Composição da ictiofauna de dois riachos, com diferentes graus de conservação, na bacia do rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde, v.11, n.1, 2007.
- CETRA, M.; FERREIRA, F. C.; CARMASSI, A. L.; Caracterização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). **Biota Neotropica**, v.9, n.02, 2009.
- CONAMA N. 357/2005 - "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências". - **Publicação DOU** n. 053, de 18/03/2005, p. 58-63.
- FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v.10, n.02, p.143-151, 2010.
- FINOTO, L. V. **Peixes como bioindicadores: influência da integridade ambiental na biologia alimentar e reprodutiva de *Astyanax altiparanae* na bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação da UEMS, Dourados, 348 p, 2013.
- FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilization of ecological indexes on assemblages of fish as instrument of assessment of the environmental degradation in monitoring programs. **Biota Neotropica**, v.10, n.04. p.67-75, 2010.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, **Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**, 2015. Laudo Técnico Preliminar.

LANGEANI, F. et al. Diversidade de ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v.07, n.03, 2007.

LYON, J. et al. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. **Conservation Biology**, v.9, n.3, p.569-584, 1995.

MASON, C. F. **Biology of freshwater pollution**. 2. ed. Harlow, Essex, England: Longman Scientific & Technical; New York: Wiley, 351 p., 1991.

MOYLE, P. B.; CECIL JÚNIOR, J. J. **Fishes**: Na introduction to Ichthyology, 4. ed. Prentice Hall, Inc., 2000.

OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A.; Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.** v.11, supl.1, 2011.

PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the Rio Paraíba do Sul, southe astern Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v.04, n.02, p.269-278, 2006.

RODRIGUES, M. L. K. 2001. **Em Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA, Componente Desenvolvimento Institucional, Subcomponente Monitoramento da qualidade da Água**; Ministério do Meio Ambiente: Brasília.

SARMENTO-SOARES, L. M.; MAZZONI, R.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. A fauna de peixes na bacia do Rio Peruíbe, Extremo Sul da Bahia. **Biota Neotropica**, v.07, n.03, 2007.

SARMENTO-SOARES, L. M. **Efetividade das Unidades de Conservação na proteção da biodiversidade aquática**: Estudo de caso com o Projeto Diversidade ES. II SIMBIOMA - Simpósio sobre a Biodiversidade da Mata Atlântica, p.11-20, 2013.

SILVA, M. M A. et al. Impactos Ambientais causados em decorrência do rompimento da Barragem Camará no município de Alagoa Grande, PB. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.6, n.1, 2006.

SMITH, W. S., BIAGIONI, R. C.; BARRELLA, W. **Ictiofauna do município de Sorocaba**. Biodiversidade do Município de Sorocaba, 1ª ed., 158-172 p. Prefeitura Municipal, Secretaria do Meio Ambiente, 2014.

STEFANI, M. S.; SMITH, W. S. A ictiofauna do rio Tatui, SP, Brasil. Sob influência de Impactos ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.18, n.02, p.43-52, 2014.

TEJERINA-GARRO, F. L. et al. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of biology and technology**, v.48, n.1, p.91-108, 2005.

VAZ, A. A. et al. **A ictiofauna do Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade - SP, Brasil**. Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade: pesquisas e perspectivas futuras, 1. ed. Prefeitura Municipal, Secretaria do Meio Ambiente, p. 155-170, 2015.

**CAPÍTULO 02 – ASSEMBLEIA DE PEIXES DE UM RIACHO TROPICAL
RESTAURADO APÓS ROMPIMENTO DE BARRAGEM**

1 INTRODUÇÃO

A degradação do meio ambiente vem apresentando-se constante desde a existência humana, os impactos do meio ambiente e recursos hídricos tem se intensificado cada vez mais ao redor do mundo (SILVA; OLIVEIRA; SOARES, 2016). Os ecossistemas naturais são os mais afetados, uma vez que o recurso hídrico é fundamental para existência da vida (CRUZ, 2013). A mata ao redor dos recursos hídricos tem influência direta sobre a fauna, tornando-se importante no âmbito ecológico (ZILLMER-OLIVEIRA, 2009).

As mudanças geomorfológicas, assim como a retirada da vegetação nativa influenciam o ciclo hidrológico (OLIVEIRA et al., 2005) e resultam em erosão e deposição de materiais nos canais dos rios (WIENS, 2002). O aumento da descarga de sedimentos promove alteração da geometria do canal, das áreas de inundações nativas e uma perda na diversidade de habitats (SULLIVAN; WATZIN; HESSION, 2006). A perda de habitats implica na ameaça a biodiversidade, podendo ocasionar a extinção de espécies locais, tornando importante a criação de leis que visem a preservação da fauna e flora e diretrizes para a restauração do local impactado (REIS; SCAGLIANTI; SMITH, 2016).

Segundo Reis, Scaglianti e Smith (2016), a restauração é prevista na legislação ambiental como um instrumento de recuperação de áreas degradadas com objetivo de recriar as condições naturais, como sua estrutura, resiliência e função, considerando seus valores ecológicos, econômicos e sociais. Além da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei Federal nº 6938/1981), temos a nível estadual a Resolução SMA 32/2014, da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA) com orientações, diretrizes e critérios sobre a restauração ecológica no Estado de São Paulo e SMA 49/2015.

De acordo com Macedo, Callisto e Magalhães Jr. (2011), nos últimos 30 anos, muitos programas de restauração têm sido implementados, principalmente em países Norte Americanos, Europeus e da Oceania. Os autores ainda destacam que, estes projetos foram impulsionados por textos legais que estabelecem a necessidade de conservar e recuperar os ambientes fluviais como os de *Clean Water Act* (1972) nos Estados Unidos, Diretiva Quadro da Água (2000) na União Europeia e *Water Resources Act* (2007) na Austrália.

Segundo Pereira (2012), a restauração de ecossistemas aquáticos é o retorno de um ecossistema as condições próximas antes de um distúrbio, restabelecendo as características físicas, químicas e biológicas que compõem suas funções aquáticas. Para alguns autores (PALMER et al., 2005; OLIVEIRA; ENGEL, 2011; PEREIRA, 2012; AGRA et al., 2015), a restauração pode ser passiva, ou seja, deixar o ecossistema atuar no seu tempo e restaurar a heterogeneidade de forma natural; ou pode ser específica e ativa, ou seja, quando há modificação da forma e estrutura do leito, e reintrodução de elementos que possibilitem a variações no fluxo da água. Dessa forma, para que o objetivo da restauração de ecossistemas aquáticos seja atingido com sucesso, é necessário seguir alguns passos, tais como: reconstrução das condições físicas, ajuste químico do solo e da água, e manipulação da biológica com a introdução de espécies nativas da fauna e flora (PEREIRA, 2012).

Após as atividades de restauração é necessário fazer avaliações para saber como a biota irá responder aos processos aplicados (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). É importante também ter o conhecimento que a ictiofauna pode ter diferentes respostas, devido aos seus ambientes de ocupação, características de espécie, interação entre fator biótico com abiótico, e, se está ocorrendo a recolonização dos habitats (SOARES et al., 2011; CRUZ, 2013).

Portanto, o levantamento de informações torna possível à obtenção de ferramentas complementares que permitam definir medidas de prevenção, correção e monitoramento, que sejam adequadas à condução do processo de restauração, objetivando a manutenção ou benefício da qualidade ambiental (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003). Questões relacionadas ao bem-estar de rios e riachos têm sido enfocadas por pesquisadores, na tentativa de definir os melhores critérios para se avaliar as condições ambientais (CALLISTO; MORENO; BARBOSA, 2001; CRUZ, 2013).

A ictiofauna dos ambientes lóticos é considerada um grupo importante nos estudos de integridade ecológica, pois ocupam dimensões espaciais e temporais dos nichos e das teias tróficas (TEIXEIRA et al., 2004). Segundo Buss (2008), os peixes respondem aos distúrbios naturais ou antropogênicos de forma a sintetizar a história das condições ambientais e possibilitar a detecção de fontes de poluição. Dessa forma, estudos com fauna íctica têm sido cada vez mais utilizados na avaliação de ambientes possivelmente impactados, pois apresentam sensibilidade aos fatores antrópicos e são utilizados como bioindicadores ambientais (SOARES et al., 2011).

Com uma incrível capacidade de dispersão, os peixes conseguem recolonizar um ambiente impactado mais rápido do que outras espécies (BULLA, 2006). Além disso, a velocidade de resposta ao nível da comunidade continua a ser uma das informações mais valiosas sobre o entendimento do processo de recuperação da comunidade (DETENBECK et al., 1992).

No contexto acima exposto, o objetivo desse capítulo foi analisar a estrutura de uma comunidade íctica que passa por um processo de recolonização, de uma área que passou por um processo de restauração, utilizando a ictiofauna como possível bioindicador; isto é, avaliar os processos de restauração de acordo com a comunidade que ali se encontra, antes e após uma restauração.

2 MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de Estudo

A área de estudo está localizada sob as coordenadas: 23°22'39.53"S e 47°28'16.42"O. O riacho de estudo passou por um processo de impacto ambiental, com o rompimento de barragem optou-se por não construir outro barramento e sim promover uma restauração do riacho e seu entorno. Executou-se então um projeto de restauração ecológica, visando a reconstrução do leito do riacho, além de propiciar a contenção das margens, com projetos de reflorestamento da área, utilizando espécies nativas (MOREIRA; SMITH, 2016) (Tabela 6).

Demonstrando as imagens do local logo após o impacto e após o processo de restauração, onde a imagem A demonstra o a área que seria o antigo lago logo após o rompimento da barragem. A imagem B seria a barragem que foi rompida, a imagem C seria a jusante do riacho após o escoamento de sedimentos por conta do rompimento. As outras imagens demonstram as mesmas áreas, porém após o processo de restauração, sendo D a área do lago após o plantio de mudas nativas, a E o local do rompimento da barragem após a construção do gabião e a F a jusante do riacho que não tem intervenção antrópica direta na restauração, mas já apresentava condições melhores de como o ambiente já se encontrava após ter ocorrido a restauração a montante (Figura 2).

Figura 2 - Comparação entre da área de estudo impactada no final de 2013 e a área em processo de restauração.



Legenda: a) assoreamento da lagoa existente; b) rompimento de barragem; c) assoreamento e erosão do riacho dentro da mata; d) plantio de mudas no espaço assoreado, e) gabião construído; f) mata ao redor do riacho em processo de restauração natural.

Fonte: Próprio autor

Tabela 6 - Relação de intervenções e medidas mitigatórias executadas na área verde da empresa multinacional.

Intervenção	Medida mitigatória
Terraplanagem local	Adequar o local para obras de infraestrutura e plantio. Preparar as margens, evitar o assoreamento, auxiliar o plantio de mudas nativas
Sistema de drenagem	Auxiliar o retorno das configurações originais do leito do córrego, recuperar a geografia hídrica. Sistema de gabiões para drenagem das águas.
Revegetação de talude	Impedir assoreamento e deslizamento de sedimentos. Deverá ser plantado grama e capim para garantir maior agilidade no processo da restauração
Recuperação do leito	Retorno das águas a sua configuração natural. Criar planícies de inundação, com diversidade de formas de canais e meandros
Área de Preservação Permanente	Plantio de árvores nativas para recuperação da mata ripária.

Fonte: Tabela adaptada pelo autor, dados retirados de Moreira e Smith (2015).

2.2 Projeto de restauração

O projeto de restauração foi realizado por Moreira e Smith (2015), onde foi desenvolvido em quatro etapas. Na primeira elaborou-se a caracterização e diagnóstico ambiental pré intervenção, na segunda fase, a implantação do projeto ações intervencionistas, na terceira etapa, a avaliação através de protocolo e na quarta etapa, técnicas para avaliação de projetos de restauração de córregos e rios.

Como a área de estudo sofreu um rompimento o projeto inicialmente baseou-se em quatro intervenções: contenção das margens, reflorestamento da área do antigo lago, restauração da geomorfologia do corpo hídrico e construção do gabião.

O plantio baseou-se na Resolução SMA 032/2014 (SÃO PAULO, 2014) visando a implantação do reflorestamento de uma área de 14.460m², onde o espaçamento adotado foi de 3,0 x 2,0 metros, com densidade de 1776 mudas / ha, ou seja, 2411 mudas, somando-se 10% para reposição de falhas, totalizando aproximadamente 2550 mudas que foram adquiridas. Ao todo foram plantadas 2550 mudas de 80 espécies (MOREIRA & SMITH, 2015).

2.3 Delineamento experimental

A coleta de dados ocorreu entre março de 2016 e fevereiro de 2017. O córrego da Campininha foi dividido em sete pontos de amostragem, onde ocorreram as coletas dos dados físico-químicos e de ictiofauna.

Para amostragem dos dados abióticos (físico-química) foi utilizado um multiparâmetro marca OAKTON, onde foram obtidos os valores de potencial de hidrogênio (pH), temperatura, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (TDS) e oxigênio dissolvido (OD). A escolha dessas variáveis foi devido ao riacho ter como impacto exclusivo o assoreamento.

Para a caracterização de cada ponto de coleta foi utilizado um protocolo de avaliação rápida adaptado de Callisto, Moretti e Goulart (2001) onde é analisado características físicas dos locais de coleta como: velocidade, oferta de habitats, profundidade, largura, tipos de substrato, caracterização vegetal, níveis de erosão e sedimentação, ocupação das margens, oleosidade do local (Apêndices A e B).

A qualidade ambiental foi medida através de pontuação onde os valores de cada atributo reflete o nível de preservação do trecho do riacho, sendo considerados impactados trechos com pontuações entre 0-40, alterados trechos com valores entre 41-60 e naturais trechos com somatórios acima de 61 pontos. (Apêndice C).

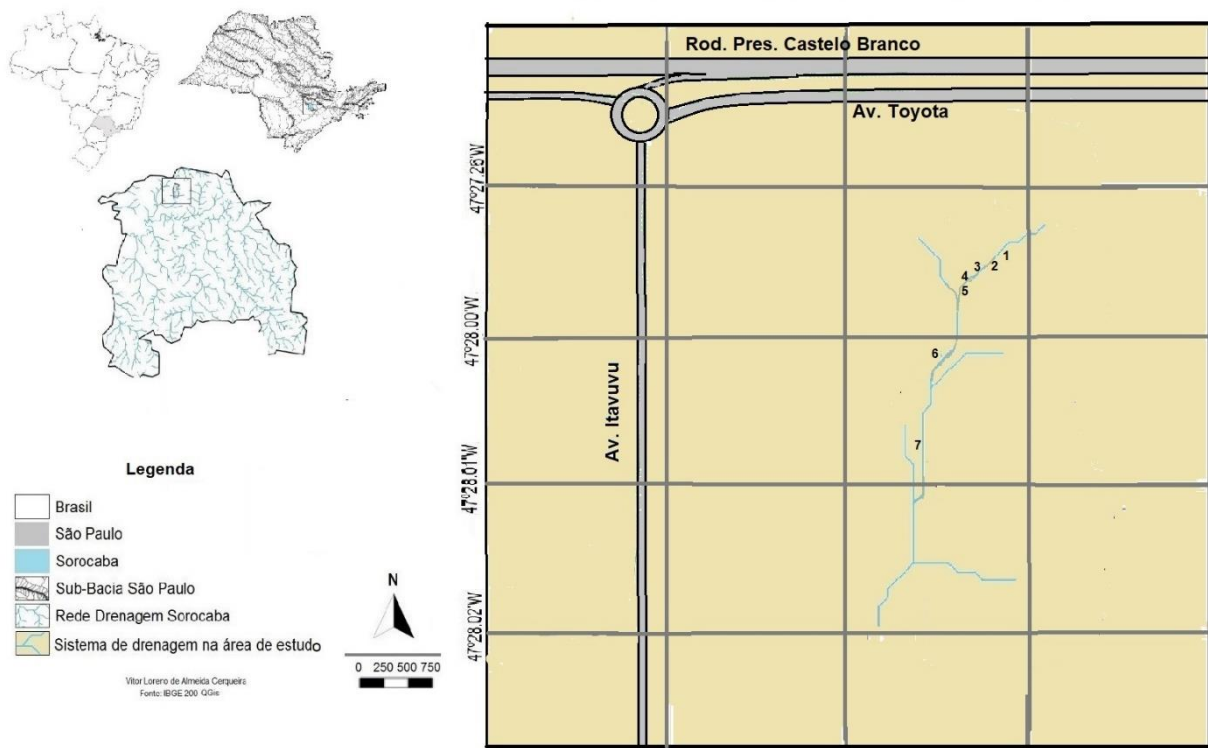
Já para a amostragem de ictiofauna, foram realizados cinco pontos no trecho onde ocorreu o rompimento da barragem e a restauração (montante) e os outros dois no local cujo impacto ambiental resultante do rompimento foi o acúmulo de sedimento escoado, mas que também passou por restauração (jusante). As coletas se dividiram em campanhas mensais, realizadas nas épocas chuvosa e seca, pois a fauna local pode apresentar variações de riqueza e abundância de acordo com o período de coleta.

As coletas nos pontos amostrais foram realizadas através da metodologia de peneira que consiste em passá-la por cerca de 20 min em cada local, buscando abranger todos os mesohabitats presentes. Os pontos de amostragem na área restaurada ficaram entre 50 a 100 m um do outro, já os pontos a jusante do gabião ficaram a cerca de 300 m um do outro (Figura 3).

As análises dos dados coletados no trabalho após a restauração foram análises estatísticas de riqueza, abundância e curva de rarefação das espécies que foram plotados através do programa PAST versão 1.0. Devido ao fato das taxocenoses

terem baixa frequência, optou-se por apresentar os dados em porcentagem. Para as análises físico-químicas foram medidos através de um multiparâmetro, onde foi registrado os seguintes dados: pH, OD, TDS, Cond. e temperatura (°C).

Figura 3 - Mapa da localização da área de estudo e seu sistema de drenagem, Sorocaba, SP, Brasil.



Fonte: Próprio autor

3 RESULTADOS

Os resultados físico-químicos estão representados abaixo em forma de tabela (Tabela 7), onde foram retiradas as médias ($n=7$) para cada campanha amostral sendo totalizado 12 amostras para cada variável. De acordo com os dados obtidos é possível observar que os valores de pH estiveram entre 4,4 a 7,4; a condutividade entre 44,9 a 99 $\mu\text{S}/\text{cm}$; a temperatura entre 14,9 a 26,5°C; OD entre 3,6 a 5,5 mg/L e TDS entre 24,3 a 53,5 ppm.

Tabela 7 - Dados físico-químicos levantados durante o período de 2016 a 2017 ($n=7$)

Parâmetros Físico-Químicos	2016										2017	
	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
Valor de pH	7,4	7,2	5,4	4,9	5,2	5,5	5,5	5,4	5,1	4,4	6,3	4,6
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	99,0	49,0	49,8	47,4	50,8	44,9	44,9	50,2	50,3	57,1	59,4	56,7
T (°C)	20,5	21,2	14,9	17,9	20,8	20,1	20,1	20,2	25,7	22,6	26,5	22,6
OD (mg/L)	5,1	5,0	3,6	4,6	4,8	4,7	5,5	5,5	4,2	4,7	5,1	4,9
TDS (ppm)	53,5	26,6	27,2	25,6	27,5	24,3	24,6	27,7	27,4	29,5	32,0	30,9

Fonte: Próprio autor

Na caracterização ambiental foi relatado valores como a menor profundidade que seria no ponto 7 que obteve os valores de 0,1 a 0,5 metros enquanto o maior foi no ponto 2 que variou entre 0,3 a 1,7. Para a largura analisada o ponto que apresentou os maiores valores foi o ponto 2 (3,0 a 4,5 m) e o menor foi o ponto 1 (0,4 a 1,2 m). Outro dado analisado foi a disponibilidade de ambientes no riacho como corredeiras, remansos e correntezas (Tabela 8). Outros fatores analisados foram a presença do substrato do fundo do riacho, analisando todo o seu gradiente, desde o maior (laje) para as menores partículas (silte). Desses dados vales destacar o ponto 6 que obteve a maior variedade de substratos.

A qualidade ambiental do riacho foi feita com base no protocolo de avaliação rápida, apresentando os seguintes dados: o ponto seis, foi o local obteve as maiores pontuações logo foi o ponto que mais ofereceu condições favoráveis para fauna, diferentemente do ponto sete que recebeu as pontuações mais baixas e acabou sendo o menos favorável para a biodiversidade (Tabela 9).

Tabela 8 - Dados referentes a estrutura do riacho nos pontos amostrais.

Características Estruturais							
Extensão amostrada	Pontos amostrados						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Largura (m)	0,8 m	3,7 m	2,7 m	1,5 m	1,5 m	2,5 m	1,0 m
Profundidade (m)	0,5 m	1,0 m	0,9 m	0,9 m	0,7 m	0,5 m	0,3 m
Qtd. Remanso	1	1	0	1	1	3	1
Qtd. Corredeira	1	0	1	0	0	2	3
Qtd. Correnteza	0	0	0	1	0	2	1
Caracterização do substrato							
Laje	0	0	0	0	1	1	0
Rochas	0	0	0	0	1	1	0
Pedras	0	0	0	0	0	1	0
Seixos	0	0	0	0	0	1	0
Cascalhos	0	1	0	0	0	1	1
Areia	1	1	1	0	0	1	1
Silte	1	1	1	1	0	0	1
Material vegetal	1	1	1	1	0	1	0

Obs.: Dados baseados no protocolo de avaliação adaptado de Bizzo; Menezes; Andrade (2014).

Fonte: Próprio autor

Tabela 9 - Caracterização da qualidade ambiental do riacho da área de estudo.

Parâmetros analisados	Pontos amostrados						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
1. Tipos de ocupação da margem do rio	5	3	3	3	3	5	5
2. Características da vegetação	3	3	3	3	3	5	3
3. Largura da mata ciliar	2	2	2	2	2	3	2
4. Erosão próxima ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	5	3	5	3	3	3	2
5. Assoreamento	5	2	2	5	5	5	0
6. Características do fluxo de água	5	3	5	5	2	5	2
7. Substrato	3	3	2	2	2	5	0
8. Variação de velocidade e profundidade	2	2	3	2	2	5	2
9. Oleosidade da água	5	5	5	5	5	5	5
10. Transparência da água	5	5	5	3	5	5	3
11. Combinação de meso-habitats	5	0	5	3	3	5	2
Total	45	31	40	36	33	51	26

Obs.: Dados baseados no protocolo de avaliação adaptado de Bizzo; Menezes; Andrade (2014).

Legenda.: Pm=número do ponto amostrado; 0=ruim; 2=regular; 3=bom; 5=ótimo.

Fonte: Próprio autor

Foram registrados um total de 1355 indivíduos, distribuídos em quatro ordens, quatro famílias e cinco espécies (Tabela 10) (Apêndice D). A ordem mais abundante foi Cyprinodontiformes com um total de 1335 indivíduos, ao contrário de Siluriformes e Perciformes que obtiveram somente um indivíduo. Para a família a mais abundante temos um representante da ordem Cyprinodontiformes: a *Poeciliidae* que apresentou 98 % da ictiofauna amostrada, dessa forma a espécie mais abundante foi *Phalloceros*

reisi. Além disso, duas espécies (*Astyanax scabripinnis* e *Pimelodella avanhandavae*) representam novos registros para o local de estudo.

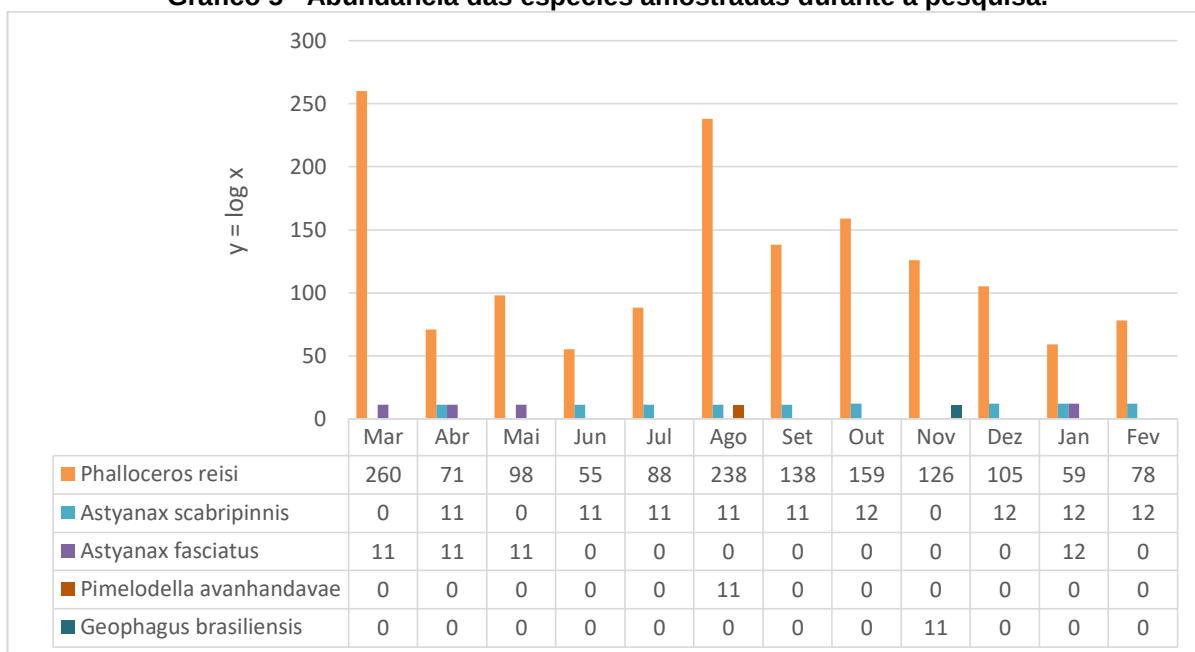
Tabela 10 - Lista de espécies e classificação taxonômica dos peixes coletados durante o período de 2016 e 2017.

Espécies	2016										2017		Total
	Mar	Abri	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	
CHARACIFORMES													
Characidae													
<i>Astyanax fasciatus</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5
<i>Astyanax scabripinnis</i>	0	1	0	1	1	1	1	2	0	2	2	2	13
CYPRINODONTIFORMES													
Poeciliidae													
<i>Phalloceros reisi</i>	250	61	88	45	78	228	128	149	116	95	49	68	1335
PERICIFORMES													
Cichlidae													
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
SILURIFORMES													
Pimelodidae													
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1

Fonte: Próprio autor

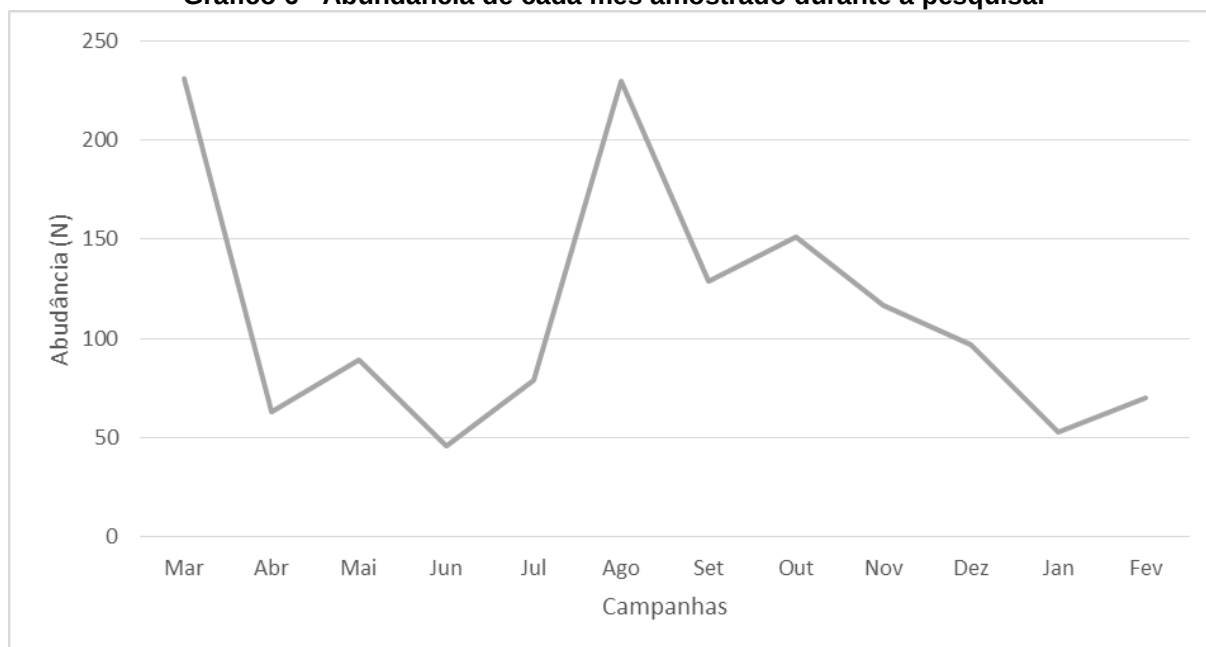
Considerando as 12 amostras realizadas no período de um ano podemos afirmar que duas espécies foram constantes: *P. reisi* (100 %) e *A. scabripinnis* (75 %), somente uma acessória: *A. fasciatus* (33 %) e as outras duas espécies são consideradas raras: *P. avanhandavae* (8 %) e *G. brasiliensis* (8 %). Foi elaborado um gráfico da abundância das espécies por mês coletado a fim de observar a distribuição das espécies ao longo das campanhas realizadas (Gráfico 5).

Analisando a distribuição das espécies ao longo das campanhas conseguimos visualizar a dominância de *Phalloceros reisi*, sendo que as demais espécies quase não aparecem no gráfico. O mês que apresentou a maior abundância foi março com um total de 231 indivíduos, enquanto o menor foi junho com 46 (Gráfico 6).

Gráfico 5 - Abundância das espécies amostradas durante a pesquisa.

Obs.: Período de março de 2016 a fevereiro de 2017.

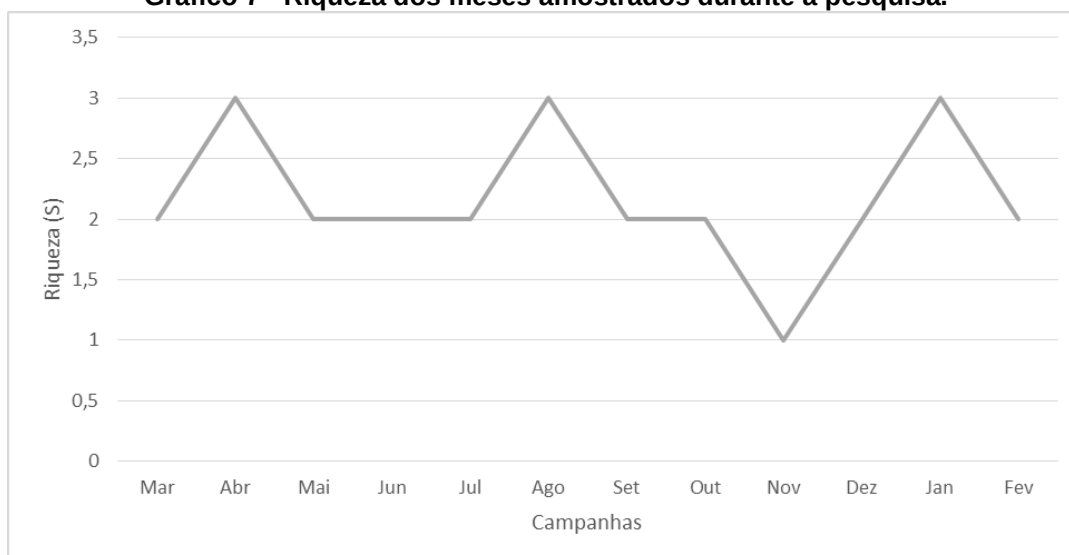
Fonte: Próprio autor

Gráfico 6 - Abundância de cada mês amostrado durante a pesquisa.

Obs.: Período de março de 2016 a fevereiro de 2017.

Fonte: Próprio autor

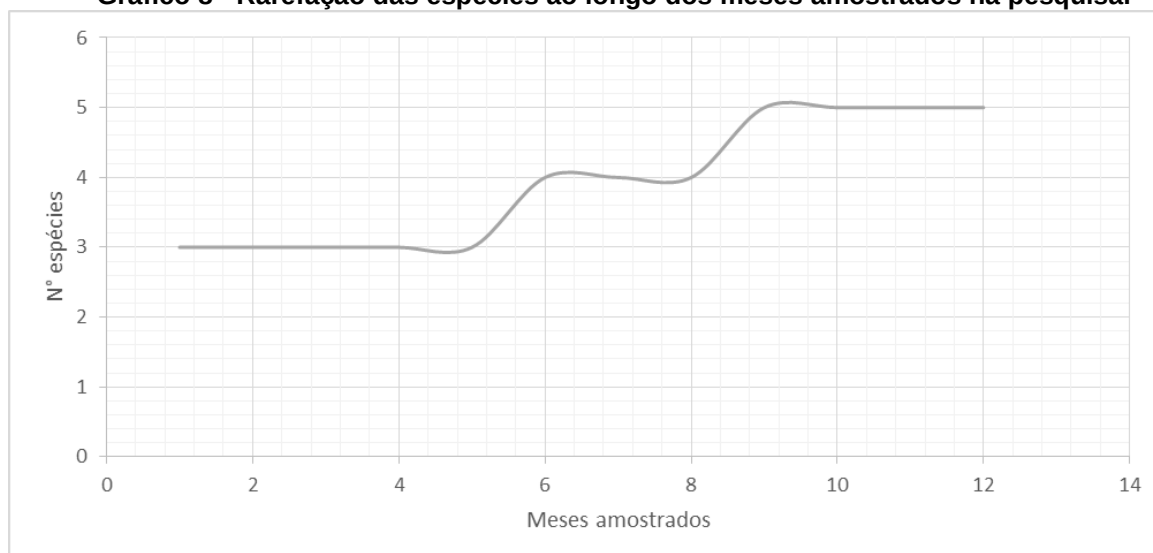
Em nenhum dos meses analisados ocorreu a ausência de espécies, da mesma forma que nenhum mês obteve a riqueza total. A riqueza dos pontos amostrais permaneceu, em sua maioria, entre duas e três espécies por campanha, no entanto, em novembro/2016 foi capturado somente uma espécie (Gráfico 7).

Gráfico 7 - Riqueza dos meses amostrados durante a pesquisa.

Obs.: Período de março de 2016 a fevereiro de 2017.

Fonte: Próprio autor

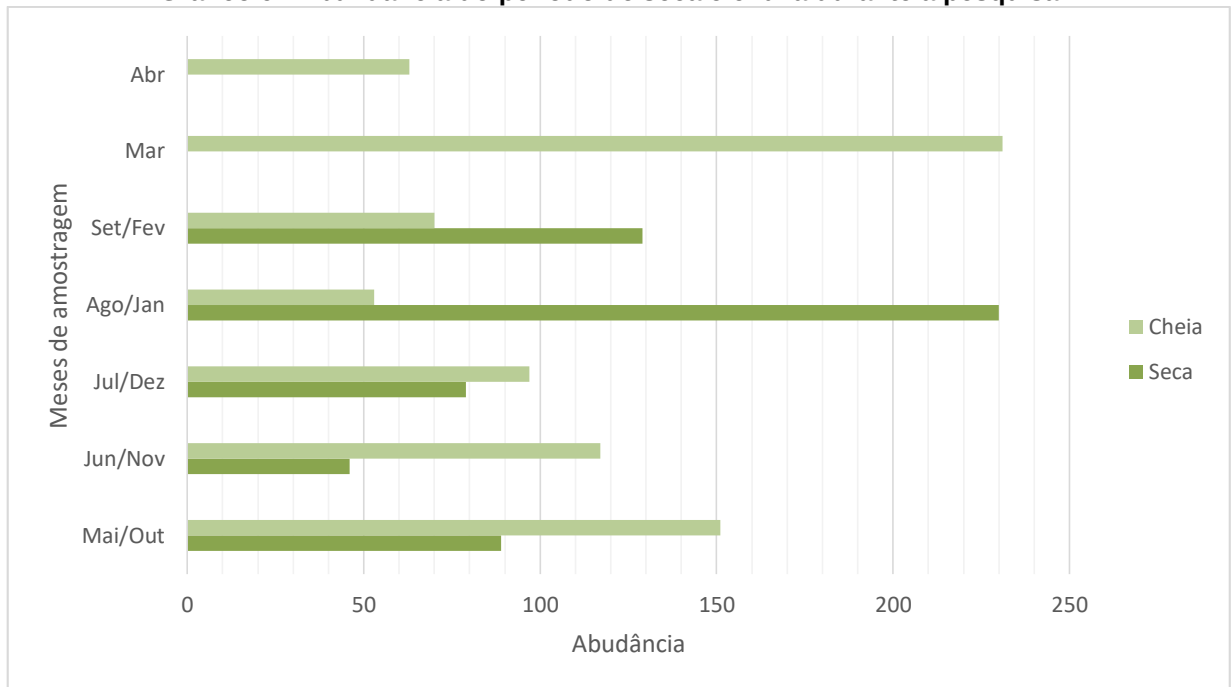
Através da curva acumuladora de espécies é possível perceber que, apesar do local de estudo ter sofrido com a ação antrópica, o processo de restauração fez com que algumas espécies voltassem a aparecer. No início das coletas, houve o registro de apenas três espécies, a curva (mesmo em processo lento) permaneceu crescente, indicando que o ambiente ainda passa por um processo delicado. O fato de não ter se estabilizado indica que o ambiente ainda não chegou na sua capacidade limite, ou seja, é capaz de abrigar um número maior de espécies. Desse modo, é importante que haja continuação de monitoramentos para que possa ser observado o crescimento de espécies (Gráfico 8).

Gráfico 8 - Rarefação das espécies ao longo dos meses amostrados na pesquisa.

Fonte: Próprio autor

Foi elaborado um gráfico de sazonal, para entender como foi abundância das espécies no período chuvoso e seco. O gráfico apresentou que em alguns períodos a seca tem maior abundância e em outros a cheia, mas tirando o valor geral a época que teve maior abundância foi a cheia com 728 indivíduos enquanto a seca obteve somente 573 (Gráfico 9).

Gráfico 9 - Abundância do período de seca e chuva durante a pesquisa.



Fonte: Próprio autor

4 DISCUSSÃO

Os impactos ambientais como os sofridos na área de estudo apresentam interferências ao longo de um ecossistema hídrico, segundo Garbrech e Starks (2009) a presença de sedimentos afeta as práticas conservacionistas em uma escala de bacia hidrográfica, vários impactos foram registrados no trabalho, no entanto muito deles associados a erosão e sedimentação, com isso o mesmo autor ainda afirma que o controle hídrico é dificultado pela grande quantidade de processos envolvidos, como por exemplo, a erosão do solo e o escoamento superficial que proporcionam impactos negativos ao ambiente. Essa sedimentação proveniente das ações antrópicas representa um dos mais importantes impactos associados a perda de diversidade, afetando as espécies de forma direta (KARR; SCHLOSSER, 1978; RESENDE et al., 2014; STEFANI; SMITH, 2014), a partir disso é visível que as espécies no trabalho acabaram sendo afetadas diretamente por impactos como a erosão e a sedimentação, que acabou alterando a comunidade de maneira direta.

Neste trabalho foram apresentadas variáveis físico-químicas constantes, no entanto, as mesmas podem influenciar diretamente na distribuição dos organismos aquáticos, influenciando na presença ou ausência, e, principalmente na diversidade das espécies (ARRINGTON; WINEMILLER; LAYMAN, 2005; SILVA; MARTINS; ROSSA-FERES, 2008; CETRA; FERREIRA; CARMASSI, 2009; CRUZ, 2013). Autores como Silva, Martins e Rossa-Feres (2008) afirmam que uma das variáveis que mais causa influência seria o pH e oxigênio dissolvido na água, pois esses fatores influenciam diretamente a fisiologia dos organismos, no entanto, tais fatores não se apresentaram com valores extremos a ponto de influenciar a distribuição das espécies. Segundo a Resolução CONAMA 357/2005, para a proteção da biota aquática, o valor de pH deve estar entre 6 e 9 enquanto o oxigênio dissolvido não pode estar abaixo de 4 mg/L.

Já em relação a sazonalidade, segundo Arrington, Winemiller e Layman (2005), o ciclo sazonal de precipitação faz com que haja variação sazonal dos dados bióticos e abióticos. As espécies coletadas durante o ano de amostragem apresentaram uma ocorrência maior no período de cheia, confirmando a proposta de Tejerina-Garro e col. (1998) e Esteves; Aranha (1999), onde essa época do ano proporciona ao ambiente maior disponibilidade de material alóctone escoado das vegetações marginais, enquanto no período seco que apresentou valores mais baixos, a

disponibilidade de alimento se torna quase exclusivamente autóctone. Segundo Esteves e Aranha (1999), todos esses fatores podem levar à alteração do pH e da transparência da água e, conseqüentemente, afetar a distribuição das espécies ao longo do riacho (TEJERINA-GARRO et al. 1998). Os resultados sobre sazonalidade obtidos no gráfico 9 devem ser levados em consideração, pois os dois meses a mais de amostragem no período da cheia poderiam ter afetado os maiores resultados alcançados nesse período referente a abundância, ou seja, como afirmado por outros autores, o período de cheia proporcionou uma abundância mais elevada, no entanto com o período dispunha de dois meses de coleta a mais do que o período seco era de se esperar resultados mais altos para o período.

De acordo com Cetra, Ferreira e Carmassi (2009), há uma tendência em variação de distribuição da biota de acordo com as características físicas e químicas do ambiente lótico. Dessa forma, ambientes com predominância na assembleia de peixes onívoros e insetívoros apresentam maior velocidade de correnteza e menores índices de pH, temperatura e condutividade, de forma que os animais tendem a buscar seu alimento junto ao fundo do leito. Já em ambientes com menor velocidade de correnteza, altos valores de temperatura, pH e condutividade há predomínio de espécies piscívoras, herbívoras e onívoras, pois essas condições tornam o ambiente propício para abrigar espécies herbívoras e onívoras, e conseqüentemente tornando-o favorável a existência de espécies piscívoras, seguindo então a cadeia trófica (BARBOSA, 2015). Correlacionando essa afirmação dos autores com a nossa pesquisa, é possível afirmar que as espécies ainda não alcançaram esse grau de cadeia trófica citado por Barbosa (2015), de tal forma que as espécies encontradas são de pequeno porte e ocupam os nichos mais baixos de uma cadeia trófica.

Todas espécies de peixes coletadas durante o trabalho pertencem à bacia do Alto Paraná (LANGEANI, 2007), não havendo a captura de nenhuma espécie exótica. Destes, 80 % estão presentes nos corpos d'água do município de Sorocaba, onde *Pimelodella avanhandavae* representa um novo registro para lista de espécies da cidade (SMITH; BIAGIONI; BARRELLA, 2014). Por outro lado, 60 % das espécies deste trabalho também ocorrem no Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade (VAZ et al., 2015), situado a jusante da área de estudo.

A espécie mais abundante da pesquisa foi a *Phalloceros reisi* que tem como característica do gênero ocupar áreas degradadas (GODEFROID; FONSECA; SILVA 2015), como por exemplo, a espécie *P. caudimaculatus* conhecida por colonizar zonas

impactadas por efluentes industriais e domésticos (FERREIRA, 2014). Sendo assim, algumas espécies desse gênero podem ser utilizadas como bioindicadores ambientais uma vez que os efeitos da exposição a xenobióticos aparecem em suas respostas fisiológicas, bioquímicas ou moleculares (FERREIRA 2014); enquanto as demais espécies, como por exemplo, *P. reisi*, necessitam de mais estudos.

De acordo com Lucinda (2008), a *P. reisi* é encontrada facilmente em pequenos rios que compõem a bacia do Alto Rio Paraná, no entanto algumas de suas características ainda são desconhecidas. Tal espécie foi a única 100 % amostrada no trabalho, mostrando assim o seu alto grau de dispersão e recolonização de habitats restaurados.

Outra espécie amostrada com a abundância menor que o *P. reisi* foi o *Geophagus brasiliensis*, é uma espécie nativa da família Cichlidae, cujo habitat natural predominante é ambientes lênticos, porém eles também podem habitar ambientes lóticos em algumas ocasiões. Normalmente, essa espécie ocupa regiões mais tranquilas e fundas, pois trata-se de um peixe com tolerância a variações de temperatura e pH. Seu comprimento varia entre os 15 a 30 cm, trata-se de um animal omnívoro, ou seja, consome vegetais, larvas, microcrustáceos, escamas e até sedimentos em geral (STEDANI; REIS; ROCHA, 2008). Sendo que a captura de tal espécie foi no ponto 7, um dos pontos caracterizados como desfavorável por apresentar parâmetro de interferência sobre a biota (Tabela 11), no entanto, como se trata do último ponto antes de possíveis recolonizadores, se torna um local que as espécies precisam ultrapassar para habitar nichos mais a montante do ponto.

Diante do acima descrito, a presença da espécie *G. brasiliensis* pode ser usada como um possível bioindicador de que o local está passando por um processo de recolonização e que as espécies estão se deslocando mais a montante do riacho. A utilização da espécie como bioindicador ambiental é explicada por alguns autores atribuírem a esta a característica de ser resistente a impactos ambientais (CARVALHO, 2015).

Em um estudo, Lemes e Garutti (2002) detectaram a ocorrência de 21 espécies no riacho Cedro, bacia do Alto Rio Paraná, e verificaram que após um derramamento de descarte de óleo automotivo cuja consequência foi o aparecimento de uma película sobre a superfície d'água, apenas quatro dessas 21 espécies ainda habitavam o riacho, entre elas *G. brasiliensis*. Dessa forma, nos riachos que apresentam sinais de reduzida qualidade ambiental, é possível justificar que a biodiagnose da espécie *G.*

brasiliensis esteja relacionada a sua plasticidade adaptativas às mudanças no meio (CARVALHO, 2015).

Outro, dos grupos encontrados, foram as espécies do gênero *Astyanax* apresentam pequeno porte, com comprimento total variando entre 15-20 cm, e sua dieta é basicamente generalista e oportunista (LIZAMA; AMBROSIO, 2004). São altamente adaptáveis às mudanças ambientais, com elevada plasticidade em resposta à disponibilidade de recursos (DIAS et al., 2005; VIANA; SUAREZ; LIMA-JUNIOR, 2013). Além de sua ecologia, o DNA de espécies desse gênero tem sido utilizado como bioindicador ambiental, uma vez que a dinâmica populacional identifica os perigos ambientais (YUE; ORBAN, 2001). No entanto, as espécies encontradas no trabalho não passaram por experimentos laboratoriais para confirmar tal afirmação. Segundo Osório (2016), apesar de algumas dificuldades taxonômicas, esse gênero está entre os mais bem-sucedidos em ocupar uma ampla variedade de habitats devido à sua maneira generalista e oportunista, sendo que diversos estudos têm sido realizados no intuito de identificar quais fatores favorecem a coexistência dessas espécies.

A espécie *Astyanax scabripinnis* é um peixe típico de cabeceiras, e a sua distribuição muitas vezes é restrita a esses ambientes, pressupõem-se que esta espécie tenha restrições em sua distribuição devido ao isolamento geográfico que estas áreas apresentam (NELSON, 1999). Dessa forma Mehanna e Penha. (2011), afirmam que a presença de *A. scabripinnis* nas regiões amostradas amplia mais ainda a necessidade de estudos sobre a real composição da ictiofauna das cabeceiras. Tal espécie foi amostrada somente no ponto 6 que foi caracterizado um dos mais favoráveis devido à sua condição ambiental. Um dos motivos para essa espécie não ter ocupado outro ponto seria pelo fato de a jusante ser o ponto 7 um dos menos favoráveis, segundo a tabela 12, e a montante existir uma barreira intransponível para as espécies, que seria o gabião construído para evitar mais impactos a jusante do local já impactado e restaurado.

A família Heptapteridae é considerada endêmica das regiões neotropicais, sendo uma das principais famílias da ordem Siluriformes nos rios da América do Sul e Central incluindo peixes de pequeno e médio porte, que dificilmente ultrapassam os 20 cm de comprimento (BOCKMANN; GUAZZELLI, 2003). Segundo Bockmann (1998), dentre os gêneros dessa família encontramos *Pimelodella spp.*, que são espécies frequentes na coluna de água. Na sua maioria apresentam hábitos de maior

atividade ocorre durante o crepúsculo e à noite, sendo que durante o dia procuram refúgios em espaços entre pedras, folhagem e vegetação marginal ou até mesmo na areia. O único indivíduo dessa espécie encontrado no trabalho ocorreu no ponto 7 novamente, o que indica que a espécie, junto com outras encontradas somente nesse ponto, possa estar fazendo a recolonização da montante do riacho.

Como medida mitigatória, a restauração da área impactada foi realizada e a qualidade ambiental do trecho restaurado foi nítida. Apesar disso, a adoção e implementação do gabião, foi a alternativa mais adequada, para alcançar a drenagem e transposição do leito do córrego no trecho de maior declividade para o de menor (MOREIRA; SMITH, 2016). Os mesmos autores ainda afirmam que os gabiões são tecnologias construtivas, com finalidade de fazer a contenção de barragens, juntamente com a drenagem de águas pluviais, possuindo elementos adequados para evitar o assoreamento do leito. Apesar disso, constitui um obstáculo intransponível as espécies de peixes, que merece o monitoramento e o estudo da viabilidade de se adotar outro sistema que reduza o obstáculo e possibilite o trânsito das espécies entre a montante e a jusante deste.

Mesmo com a restauração ecológica, a área de estudo obteve a presença de cinco espécies, das quais algumas delas apresentaram um elevado grau de abundância. Ainda assim, é necessário que haja um monitoramento da ictiofauna da área, pois a tendência é que haja um aumento no número de espécies com o passar dos anos. Podendo dessa forma, um monitoramento futuro comprovar ou não essa afirmação.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O índice de riqueza para a área de estudo apresentou-se baixo, no entanto os índices de abundância foram altos, devido a dominância de *Phalloceros reisi*. As espécies estiveram distribuídas ao longo de toda a área, mas a maior diversidade de espécies esteve presente principalmente a jusante da área restaurada. Dessa forma, o gabião foi utilizado como método mais adequado para evitar mais impactos, e, se tornou uma barreira intransponível para as espécies que poderiam recolonizar a área restaurada. A utilização do gabião foi necessária para prevenir a área de mais impactos, além dos já ocorridos, pois eles influenciaram negativamente as espécies, desencadeando uma extinção local. Nessa pesquisa foi possível analisar o início do recolonização dessas espécies após o projeto de restauração ter sido concluído.

REFERÊNCIAS

- AGRA, J. U. M.; PEREIRA, M. C. F.; SANTOS, R. L. B. **Condições de referência em riachos tropicais: Bases para o monitoramento e conservação de recursos hídricos**. Anais do VIII CBUC - Trabalhos técnicos 2015.
- ARRINGTON, D. A.; WINEMILLER, K. O.; LAYMAN, C. A. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. **Oecologia**, v.144, p.157-167. 2005
- BARBOSA, A. S. **Ecologia trófica em arroios de baixa ordem do sul do Brasil: relação entre consumidores primários e secundários**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, 2015.
- BIZZO, M. R. O; MENEZES, J.; ANDRADE, S. F. **Protocolos de avaliação rápida de rios (PAR)**. Caderno de Estudos Geoambientais-CADEGEO. 2014.
- BOCKMANN, F. A.; GUAZZELLI, G. M. **Family Heptapteridae (Heptapterids)**. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR., C. J. (Orgs.). Check List of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs, p.406-431, 2003.
- BOCKMANN, F. A. **Análise filogenética da família Heptapteridae (Teleostei, Ostariophysi, Siluriformes) e redefinição de seus gêneros**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 559 p., 1998.
- BULLA, C. K. **O papel das macrófitas aquáticas no desenvolvimento e dispersão de peixes da planície de inundação do alto Rio Paraná, MGS, Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, 2006.
- BUSS, D. F. Desenvolvimento de um índice biológico para o uso de voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.03, p.520-530, 2008.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.61, n.2, p.259-266, 2001.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 71-82, jan./mar. 2001.
- CARVALHO, L. **Bioindicadores da Assembleia de Peixes de riachos submetidos a diferentes condições de conservação na região metropolitana do município de Londrina (PR)**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Paraná, 2015.
- CETRA, M.; FERREIRA, F. C.; CARMASSI, A. L. Caracterização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). **Biota Neotropica**, v.9 n.02, 2009.

CONAMA N. 357/2005 – Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências - Publicação DOU N. 053, de 18/03/2005, p.58-63.

CRUZ, B. B. **Hierarquia ambiental e ictiofauna de riachos de cabeceira da Bacia do Rio Sorocaba (SP-Brasil)**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos, 2013.

DETENBECK, N. E. et al. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. **Environmental Management**, v.16, n.1, p.33-53, 1992.

DIAS, R. M. et al. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48, n.3, p.467-476, 2005.

ESTEVEES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. Ecologia de peixes de riachos. Série **Oecologia Brasiliensis**, v.6, p.157-182, 1999.

FERREIRA, R. S. **Identificação do transcrito CYP1A no peixe *Phalloceus caudimaculatus* e resposta para a exposição a beta-naftoflavona e amostras ambientais de sedimento**. Repositório Institucional da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.

GARBRECHT, J. D.; STARKS, P. J. Watershed sediment yield reduction through soil conservation in a West-Central Oklahoma watershed. **Ecohydrology**, v.2, n.3, p.313-320, 2009.

GODEFROID, R. S.; FONSECA, L. S.; SILVA, R. C. Utilização dos peixes do Rio Bacacheri como indicadores da qualidade ambiental. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.08, n.04, 2015.

KARR, J. R.; SCHLOSSESR, I. J. Water resources and the land-water interface. **Science**, v. 201, p.229-234, 1978.

LANGEANI, F. et al. Diversidade de ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v.07, n.03, 2007.

LEI N° 6.938, de 31 de Agosto de 1981, **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**.

LEMES, E. M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. **Iheringia série zoologia**, Porto alegre, v.92, n.03, p.69-78, 2002.

LIZAMA, M. A. P.; AMBROSIO, A. M. Growth, recruitment, and mortality parameters for *Astyanax altiparanae* Garutti and Britski, 2000 and *A. schubarti*, Britski, 1964 (pisces, Characidae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.26, p.437-442, 2004.

LUCINDA, P. H. F. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. **Neotropical Ichthyology**, v.06, p.113-158, 2008.

MACEDO, D. R.; CALLISTO, M.; MAGALHÃES JR, A. P. Restauração de Cursos d'água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.16, n.03, p.127-139, 2011.

MEHANNA, M.; PENHA, J. M. F. Fatores abióticos que afetam a distribuição do gênero *Astyanax* Baird & Girard, 1854 Em riachos de cabeceiras de Chapada dos Guimarães, Bacia do Rio Cuiba, Mato Grosso. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.27, n.01, p.125-137, 2011.

MOREIRA, R. C. A.; BOAVENTURA, G. R. Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do lado Paranoá – DF. **Química Nova**, v.26, n.06, p.812-820, 2003.

MOREIRA, P. A. P.; SMITH, W. S. **A restauração ecológica de córregos tropicais: estudo de caso do Córrego da Campinhã**. 2016. Dissertação de Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais. 75f. :il.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. John Wiley and Sons, Inc. New York. 4.edi. 601 p., 2006.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A Restauração Ecológica em Destaque: Um Retrato dos Últimos Vinte e Oito Anos de Publicações na Área. **Oecologia. Australis**, v.15, n.2, p.303-315, 2011.

OLIVEIRA, R. S. et al. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v.19, p.574-581, 2005.

OSÓRIO, F. H. T. **Validação do gênero *Astyanax* (Baird e Girard, 1854) como bioindicador de testes ecotoxicológicos**. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná Universidade, 2016.

PALMER, T. N. et al. Probabilistic prediction of climate using multi-model ensembles: from basics to applications. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v.360, n.1463, p.1991-1998, 2005.

PEREIRA, A.L. **O Fomento Florestal em Minas Gerais**. In: Panorama da Biodiversidade em Minas Gerais, Minas Gerais, IEF, Plano Mineiro de Biodiversidade, 2012.

REIS, J. C. F.; SCAGLIANTI, C. A. C.; SMITH, W. S. **Restauração ecológica no interior do Parque Natural Corredores da Biodiversidade, Sorocaba-SP**. Capítulo 05. Livro Parque natural municipal Corredores de biodiversidade: pesquisas e perspectivas futuras, p.70-82, 2016.

RESENDE, J. C. et al. Qualidade da água e ictiofauna do córrego São José, São Carlos (SP): ênfase nos impactos gerados por lixão desativado. **Ciência e Natura**, v.36, n.3, 2014.

RESOLUÇÃO SMA N. 32. Estabelece as orientações e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Publicada no DOE de 05-04-2014** seção I p.36-37

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial**, São Paulo, 05 abr. 2014. Seção 1, p. 36-37.

SILVA, R. A.; MARTINS, I. A.; ROSSA-FERES, D. C. Bioacoustics and calling site in anuran assemblages of open area in the northwest of São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v.8, n.3, 2008.

SILVA, M.; OLIVEIRA, P.; SOARES, J. O. Estudo sobre os impactos da urbanização sobre os recursos hídricos no município de Taubaté – São Paulo: análise da expansão da mancha urbana sobre o córrego do judeu. **Acta Geográfica**, v.10, p.163-171, 2016.

SMITH, W. S.; BIAGIONI, R. C.; BARRELLA, W. **Ictiofauna do município de Sorocaba**. Biodiversidade do Município de Sorocaba, 1ª ed., 158-172 p. Prefeitura Municipal, Secretaria do Meio Ambiente, 2014.

SOARES, L. S. et al. Comunidade de peixes como Indicador de Qualidade Ambiental de alguns canais de maré do estuário do Rio Paciência, São Luís-MA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v.24, n.01, p.01-12, 2011.

STEDANI, P. M.; REIS, S. A.; ROCHA, O. **Caracterização alimentar do acará (Geophagus brasiliensis) na lagoa dos tropeiros, Minas Gerais**. In: SIMPÓSIO DE ECOLOGIA, São Carlos. Anais São Carlos: UFSCar, 2008.

STEFANI, M. S.; SMITH, W. S. A ictiofauna do rio Tatuí, SP, Brasil. Sob influência de Impactos ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.8, n.02, p.43-52, 2014.

SULLIVAN, S. M. P.; WATZIN, M. C.; HESSION, W. C. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, U.S.A. **Freshwater Biology**, v.51, p.1811-1826, 2006.

TEIXEIRA, T. P. et al. **Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do Sul**. Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida, Seropédica, Rio de Janeiro: Edur, v.24, n.02, p.167-174, 2004.

TEJERINA-GARRO, F.; FORTIN, R.; RODRIGUEZ, M. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon basin. **Environmental Biology of Fishes**, v.51, p.399-410, 1998.

VAZ, A. A. et al. **A ictiofauna do Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade - SP, Brasil**. Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade: pesquisas e perspectivas futuras, 1. ed., p.155-170. Prefeitura Municipal, Secretaria do Meio Ambiente, 2015.

VIANA, L. F.; SUAREZ, Y. R.; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on the feeding biology of *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 200 in the Ivinhema river basin, **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.35, p.541-548, 2013.

YUE, G. H.; ORBAN, L. Rapid isolation of DNA from fresh and preserved fish scales for polymerase chain reaction, **Marine Biotechnology**, v.03, p.199-204, 2001.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, v.47, p.501-515, 2002.

ZILLMER-OLIVEIRA, T. **Impactos ambientais sobre os peixes de córregos e percepção ambiental da população humana na faz tanguro - Bacia do Rio Xingu - MT**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Mato Grosso, 2009.

**CAPÍTULO 03 – A INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE RIACHO TROPICAL**

1 INTRODUÇÃO

As assembleias de peixes em rios e riachos são influenciadas por diversos fatores, entre eles os ambientais (STEFANI; SMITH, 2014). Alguns ambientes favorecem a biota aquática, habitats como troncos e galhos que oferecem aos peixes melhores condições de abrigo e alimentação (BARRELLA et al., 2000). O mosaico de habitats formado através das estruturas alóctones compreende uma rica fauna ictiológica, pois servem como refúgios para os mais variados grupos (LEMES; GARUTTI, 2002). O conjunto de estruturas alóctones e autóctones acumulados no leito dos rios e riachos fornecem abrigo protegendo as espécies locais (BARRELLA et al., 2000).

Mudanças geomorfológicas e a degradação da vegetação ripária, podem alterar o ciclo hidrológico (OLIVEIRA et al., 2005) e influenciar na erosão e deposição de materiais nos canais dos rios (WIENS, 2002). Dessa forma, há um aumento na descarga de sedimentos podendo então alterar a geometria do canal e das áreas de inundações nativas resultando em uma perda de diversidade de habitats (SULLIVAN; WATZIN; HESSION, 2006). Interligando os impactos dos riachos com a sua diversidade, podemos afirmar que os ecossistemas aquáticos são afetados há séculos (SMITH, 2007; CRUZ, 2013).

As mudanças ambientais tendem a comprometer a biodiversidade e/ou a funcionalidade dos ambientes hídricos (STEFANI; SMITH, 2014). Segundo Godefroid, Fonseca e Silva (2015), estudos mostram que a quantificação da matéria orgânica, por meio de análises físico-químicas, tais como de oxigênio dissolvido e pH, e parâmetros microbiológicos são insuficientes para diagnosticar a realidade biológica do ambiente, mas a fauna íctica é excelente para esse escopo. Portanto, os peixes são ótimos bioindicadores, pois sua alta taxa de mortalidade indica a condição da qualidade da água e essa, por sua vez, revela os impactos provenientes de ações antrópicas.

Segundo Peterson e Bayley (1993), quando um único evento ocorre, a recuperação pode ser conseguida em dias, semanas (LONZARICH; WARREN JR.; LONZARICH, 1998) ou mesmo anos (DETENBECK et al., 1992). Dessa forma, a recolonização de peixes depende do número de rotas disponíveis (CARVALHO; UIEDA, 2004) e distância de uma fonte de colonização para a área a ser colonizada,

como por exemplo, um habitat preservado (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI; UIEDA, 2012).

No Brasil, estudos sobre recolonização dos sistemas naturais após distúrbios são escassos, especialmente porque a informação sobre riqueza e abundância de fauna em um período pré-perturbação é geralmente ausente (MARQUES; BELEI; SAMPAIO, 2013). Ainda assim, mais da metade dos projetos de restauração não apresentam variáveis mensuráveis como forma de avaliação (ARIAS et al., 2007; GODEFROID; FONSECA; SILVA, 2015).

Segundo Sorares e col. (2011), nos últimos anos, os peixes têm sido utilizados como bioindicadores representativos, sendo excelentes no biomonitoramento de rios e riachos, pois estão diretamente expostos aos agressores deste compartimento ambiental, reagindo sensivelmente a quaisquer alterações no meio (RESENDE et al., 2014). Sendo assim, para cada espécie de peixe existe um nível de tolerância, as espécies menos tolerantes são as primeiras a desaparecerem devido a ação antrópica (GODEFROID; FONSECA; SILVA, 2015).

Além do pré-exposto, a utilização de assembleias ícticas é eficaz visto que as ações antropogênicas acarretam modificações nos habitats e na disponibilidade de alimento o que, por sua vez, afeta a composição da comunidade de peixes (ARIAS et al., 2007; GODEFROID; FONSECA; SILVA, 2015). Consequentemente, as comunidades de peixes relatam o *status* ambiental ao disponibilizar informações sobre o ciclo de vida de grande número de espécies (STEFANI; SMITH, 2014).

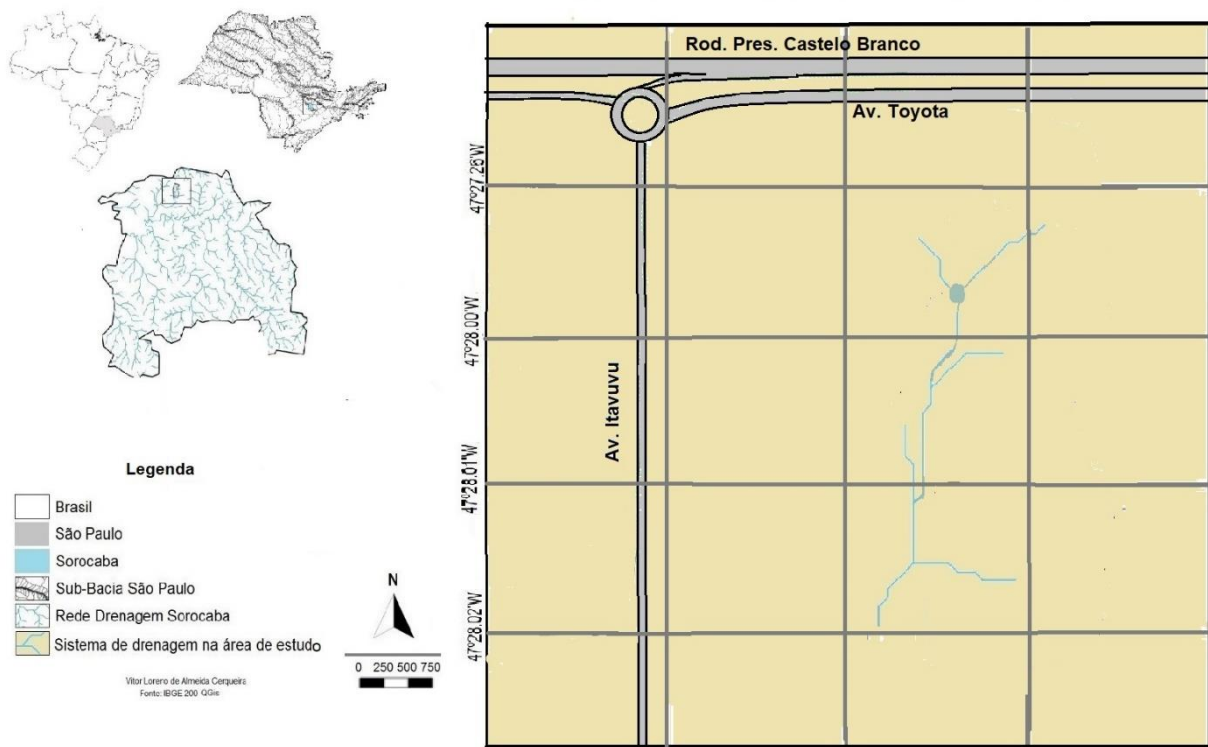
Dentro desse contexto, o presente trabalho utilizou a ictiofauna como critério de avaliação para o projeto de restauração, indicando se o mesmo foi bem-sucedido ou não. Sendo que, o objetivo foi comparar os dados físico-químicos e da ictiofauna amostrada no período antes do impacto (rompimento de barragem do riacho tropical, córrego da Campininha, em 2013), após o impacto e após a restauração. Para tanto, utilizou-se a assembleia íctica como bioindicador de processos de restauração ecológica de riachos; acompanhou-se o processo de recolonização do riacho após o impacto e após a restauração e foram analisados quais parâmetros físico-químicos causam maior influência na comunidade íctica.

2 MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada na região norte do município de Sorocaba, estado de São Paulo em uma área que sofreu pressão antrópica devido ao crescimento industrial do município, sob as coordenadas geográficas: 23°22'39.53"S e 47°28'16.42"O (figura 4).

Figura 4: Mapa da localização da área de estudo e seu sistema de drenagem, Sorocaba, SP, Brasil.



Fonte: Próprio autor

2.2 Delineamento experimental

Foram analisados três pontos amostrais antes e após o rompimento da barragem, sendo um em ambiente lântico e dois em lóticos. Após o projeto de restauração foram analisados sete pontos, sendo que cinco pontos de amostragem, se tratam da área de restauração que seria o ponto um nos períodos anteriores, pois se tratava do lago que rompeu e acabou alterando do a fitofisionomia a jusante.

Os parâmetros físico-químicos analisados antes e após o rompimento da barragem foram pH, OD, cor e turbidez, enquanto que para a após o projeto de restauração foram analisados pH, OD, temperatura, TDS e condutividade. Para ambos os períodos foram analisados a comunidade íctica variando nas metodologias utilizadas. Antes do impacto foram utilizados 2 baterias de redes de espera contendo 8 redes de dez metros de comprimento e 1,5 metros de altura, com diferentes tamanhos de malhas (3 cm, 4 cm, 5 cm, 6 cm, 7 cm, 8 cm, 10 cm, 12 cm, entre nós opostos), peneira e pesca elétrica. Após o rompimento da barragem foi cessada a utilização de redes de espera mas continuou sendo utilizado a peneira e a pesca elétrica. Foi deixado de utilizar as redes por conta do impacto que modificou o ambiente lêntico para lótico. No período após a restauração foi utilizado somente a peneira.

Para as análises dos dados sobre a comunidade íctica, foi calculado a diversidade de cada período amostral, junto com a dominância, abundância e riqueza. Para os valores físico-químicos foi plotado gráficos, comparando os resultados de cada período de amostragem. Foi realizado o cálculo de desvio padrão, analisados em gráficos de box-plot, contando com possíveis outliers. Para se analisar os parâmetros que mais forma influentes na comunidade durante o impacto foi realizado um PCA para cada período de amostragem. Todas as análises foram realizadas através do programa PAST 1.0.

3 RESULTADOS

Os resultados físico-químicos obtidos nos monitoramentos, nos períodos de janeiro de 2010 a janeiro de 2015 e de março de 2016 a fevereiro de 2017, foram analisados pelos parâmetros pH, oxigênio dissolvido (OD; mg/L), cor (mg Pt/L) e turbidez (ppm) (Tabela 11) e pelos parâmetros pH, temperatura (T; °C), condutividade elétrica (CE; $\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos totais dissolvidos (TDS, ppm) e OD (mg/L) (Tabela 12), respectivamente.

Tabela 11 - Parâmetros físico-químicos levantados no período de 2010 a 2015.

	Ponto 1				Ponto 2				Ponto 3			
	pH	OD (mg/L)	Cor (mg.Pt/L)	Turbidez (ppm)	pH	OD (mg/L)	Cor (mg.Pt/L)	Turbidez (ppm)	pH	OD (mg/L)	Cor (mgPt/L)	Turbidez (ppm)
jan/10	6,9	7,4	4198,0	952,0	7,1	8,2	2757,0	932,0	7,4	7,6	1700,0	362,0
mai/10	6,7	9,1	263,0	36,3	6,6	8,6	358,0	52,0	6,7	8,3	668,0	98,0
jul/10	6,8	9,0	1376,0	227,0	6,8	8,1	589,0	94,0	7,0	8,4	409,0	69,0
out/10	6,9	7,5	1368,0	165,0	6,6	7,8	631,0	75,0	6,7	8,2	435,0	51,0
jan/11	7,9	7,0	1120,0	645,0	7,3	6,5	840,0	230,0	7,6	7,5	780,0	120,0
mai/11	7,1	7,9	166,0	971,0	7,1	7,6	941,0	322,0	6,8	8,1	1582,0	229,0
jul/11	6,7	5,4	29,0	840,0	6,7	6,5	34,0	270,0	6,7	4,3	34,0	180,0
out/11	7,1	4,8	189,0	350,0	6,7	5,4	540,0	340,0	7,8	6,6	130,0	245,0
jan/12	7,4	4,9	5121,0	621,0	7,1	4,8	3896,0	469,0	7,4	4,9	3536,0	430,0
mai/12	7,2	5,3	465,0	97,0	6,7	4,8	478,0	126,0	6,8	4,2	398,0	94,0
jul/12	9,4	5,3	2609,0	297,0	8,3	3,6	327,0	129,0	9,0	5,6	246,0	107,0
out/12	6,5	7,4	376,0	239,0	6,6	4,5	185,0	114,0	7,0	5,3	104,0	39,6
jan/13	6,7	3,8	260,0	255,0	6,5	4,2	97,6	132,0	6,7	4,8	91,0	78,0
mai/13	7,4	4,5	100,6	71,0	7,4	5,1	50,6	25,8	7,4	4,0	55,6	28,3
jul/13	7,0	3,7	230,0	120,0	7,2	4,0	75,0	64,0	7,2	3,8	70,0	54,0
out/13	7,1	5,0	180,0	100,0	7,1	5,2	90,0	80,0	7,0	4,5	65,0	60,0
jan/14	7,2	4,0	4000,0	44,0	7,4	5,0	3000,0	720,0	7,1	5,5	3400,0	630,0
mai/14	6,9	6,7	190,0	18,5	6,5	6,7	2100,0	492,0	7,2	6,0	1700,0	448,0
jul/14	5,2	5,7	130,0	25,7	6,2	6,0	700,0	16,0	6,5	5,5	540,0	62,1
out/14	6,5	5,5	80,0	35,0	6,0	6,2	340,0	22,0	6,8	4,8	230,0	43,0
jan/15	6,4	5,8	60,0	28,0	6,5	5,2	230,0	18,0	6,5	5,2	280,0	60,0

Legenda: pH=Potencial de hidrogênio; OD=Oxigênio Dissolvido.

Fonte: Próprio autor

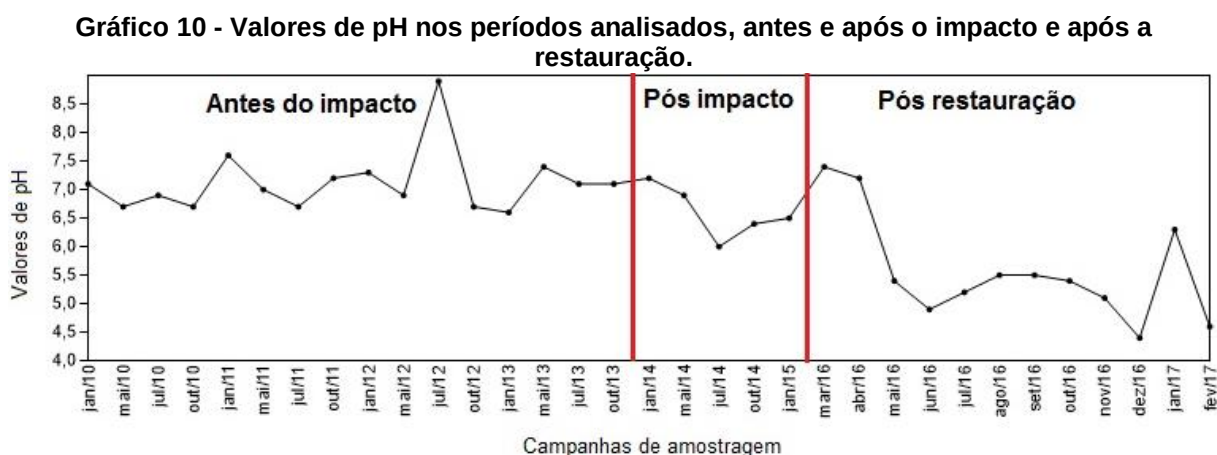
Tabela 12 - Parâmetros físico-químicos levantados no período de 2016 a 2017.

<i>i</i>	Ponto 1					Ponto 2					Ponto 3					Ponto 4					Ponto 5					Ponto 6					Ponto 7				
	pH	T	CE	TDS	OD	pH	T	CE	TDS	OD	pH	T	CE	TDS	OD	pH	T	CE	TDS	OD	pH	T	CE	TDS	OD	pH	T	CE	TDS	OD	pH	T	CE	TDS	OD
mar/16	7,3	20,6	101,1	54,6	5,3	7,4	20,6	158,2	85,6	5,1	7,4	20,6	100,2	54,1	5,5	7,4	20,4	100,8	54,5	5,1	7,4	20,5	100,5	54,3	5,3	7,5	20,4	32,0	17,2	4,6	7,5	20,7	100,2	54,2	5,0
abr/16	7,1	21,1	48,6	26,5	4,8	7,3	21,3	55,9	30,4	4,6	7,3	21,0	47,2	25,6	5,0	7,2	21,1	41,4	22,4	4,8	7,2	21,1	45,8	24,6	5,1	7,3	21,2	50,7	27,4	4,9	7,0	21,5	53,5	29,0	5,6
mai/16	5,4	15,0	55,7	30,1	3,7	5,4	14,8	50,6	27,4	3,7	5,4	14,9	52,0	28,1	3,7	5,5	15,4	50,7	27,4	3,7	5,5	14,6	47,7	25,8	3,5	5,4	15,1	44,3	24,0	3,6	5,4	14,8	47,7	27,8	3,6
jun/16	4,6	18,8	56,5	30,5	4,1	4,5	17,5	50,8	27,4	3,8	4,6	17,1	49,4	26,6	4,4	5,1	16,5	48,4	26,2	5,3	5,4	17,7	40,4	21,8	4,6	5,5	15,6	39,6	21,4	5,7	4,9	22,2	46,6	25,2	4,5
jul/16	5,2	21,3	62,0	33,7	5,4	5,2	20,9	56,0	30,4	5,0	5,2	21,7	50,6	27,3	5,3	5,2	19,3	52,8	28,6	5,5	5,2	17,8	43,7	23,5	4,7	5,3	20,1	44,8	24,3	4,0	5,0	24,2	45,4	24,6	3,7
ago/16	5,4	20,6	53,1	29,2	4,4	5,5	20,8	50,8	27,5	4,9	5,5	20,8	42,5	23,0	4,1	5,6	19,6	44,0	23,8	4,8	5,6	18,0	37,6	20,3	4,9	5,6	16,9	41,6	22,5	5,1	5,6	24,3	45,0	24,1	5,1
set/16	5,4	20,6	53,1	29,2	5,1	5,5	20,8	50,8	27,5	5,1	5,5	20,8	42,5	23,0	6,4	5,6	19,6	44,0	23,8	4,3	5,6	18,0	37,6	20,3	5,3	5,6	16,9	41,6	22,5	6,1	5,6	24,3	45,0	26,4	6,3
out/16	5,5	20,8	56,6	27,4	5,1	5,1	21,0	48,1	32,1	5,1	5,6	20,9	55,2	29,5	6,4	5,2	20,3	45,2	30,0	4,3	5,5	19,9	47,4	28,1	5,3	5,5	19,8	50,2	20,4	6,1	5,3	18,5	48,9	26,4	6,3
nov/16	5,1	25,2	49,6	27,0	2,0	5,2	26,7	51,6	28,0	2,5	5,2	27,0	49,6	27,0	6,8	5,1	26,5	46,4	25,1	3,4	5,0	24,8	40,1	21,7	4,6	5,2	24,0	63,9	37,2	5	5,2	25,3	51,2	26,0	4,9
dez/16	5,0	23,9	68,8	37,2	4,9	4,7	22,7	64,9	35,2	4,4	4,6	22,5	62,6	33,7	4,1	4,5	21,8	58,0	21,8	4,4	4,4	21,9	50,0	27,0	4,8	4,7	19,7	47,6	25,7	5,1	2,6	25,5	47,7	26,3	5,2
jan/17	6,5	26,5	75,2	40,8	4,6	6,1	26,1	60,4	32,6	5,9	6,1	26,1	66,5	35,9	5,0	6,4	26,2	59,8	32,3	4,9	6,2	26,3	63,2	34,2	5,7	6,1	26,7	52,5	28,4	4,9	6,6	27,3	37,9	19,6	4,8
fev/17	5,0	23,9	68,8	37,2	4,2	4,6	22,7	64,4	35,5	4,3	4,5	22,5	62,4	33,1	4,8	4,4	21,8	57,9	31,4	4,7	4,9	21,9	48,9	27,1	5,1	4,4	19,7	47,7	25,7	5,3	4,7	25,5	47,1	26,2	6,0

Legenda: pH=Potencial de hidrogênio; T =Temperatura (°C); CE=Condutividade Elétrica (μS/cm); TDS=Sólidos Totais Dissolvidos (ppm); e OD=Oxigênio Dissolvido (mg/L).

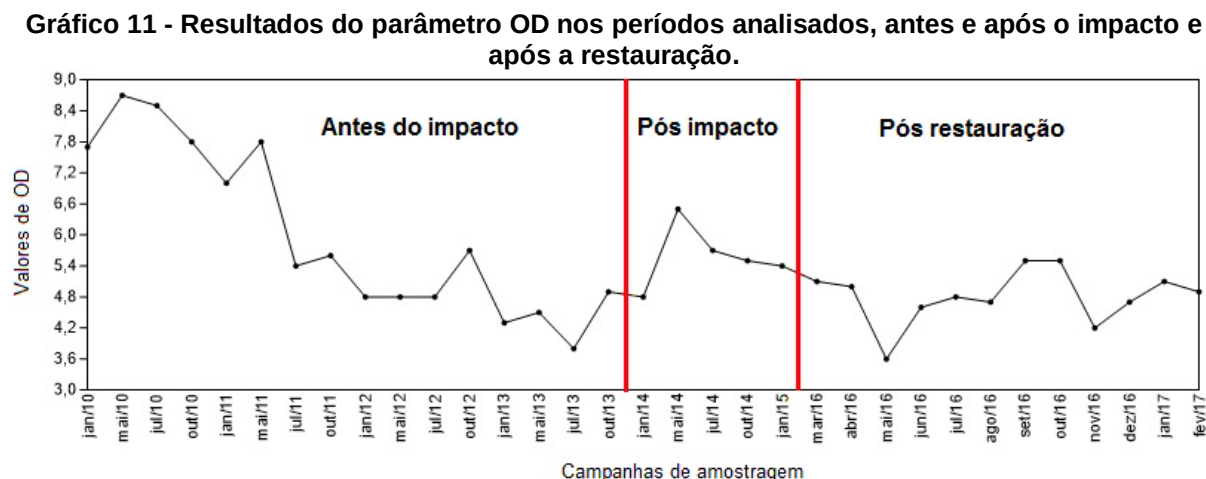
Fonte: Próprio autor

Analisando os resultados, consideradas as médias ($n=3$) de cada parâmetro por campanha, é possível perceber que ocorreram oscilações nos parâmetros durante os períodos amostrais, principalmente nos períodos antes da restauração. Afim de facilitar a interpretação, os resultados foram plotados em gráficos para cada parâmetro. Os parâmetros pH (Gráfico 10) e OD (Gráfico 11) foram analisados nos três períodos de amostragem. Os valores de pH oscilaram entre 6,5 a 9,4 nos períodos iniciais. Após a restauração os resultados ficaram abaixo, entre 2,6 a 6,6, dos períodos anteriores.



Fonte: Próprio autor

Os resultados de OD (Gráfico 11) foram maiores no início do estudo em comparação aos períodos amostrados. Antes do impacto, os valores de OD variaram entre 3,7 a 9,1; após o impacto os resultados variaram entre 4,0 a 6,7 e tendenciaram a estabilização; e após a restauração essa estabilização ainda continua, no entanto ocorrem valores menores do que os esperados para esse período.

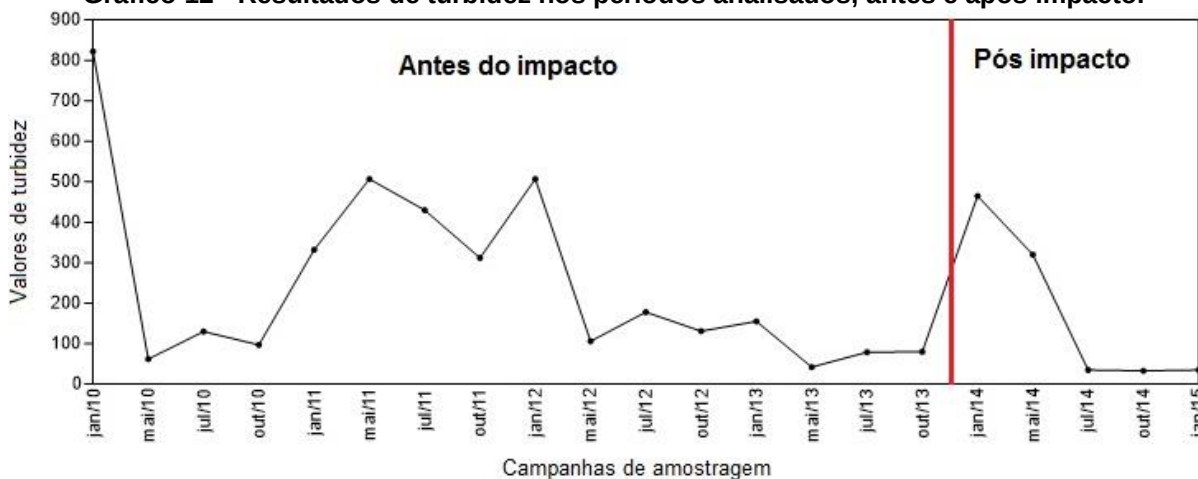


Obs.: Os valores de oxigenio dissolvido (OD) correspondem a unidade mg/L.

Fonte: Próprio autor

Analisando os Gráficos 12 e 13, é perceptível o que ocorreu com os parâmetros turbidez e cor no decorrer dos anos. Alguns resultados apresentam variações mais evidentes, como é o caso da turbidez e da cor, parâmetros estes medidos somente nos períodos antes e após o impacto, que mostraram alterações bruscas em seus resultados exatamente quando ocorreu os principais impactos no riacho.

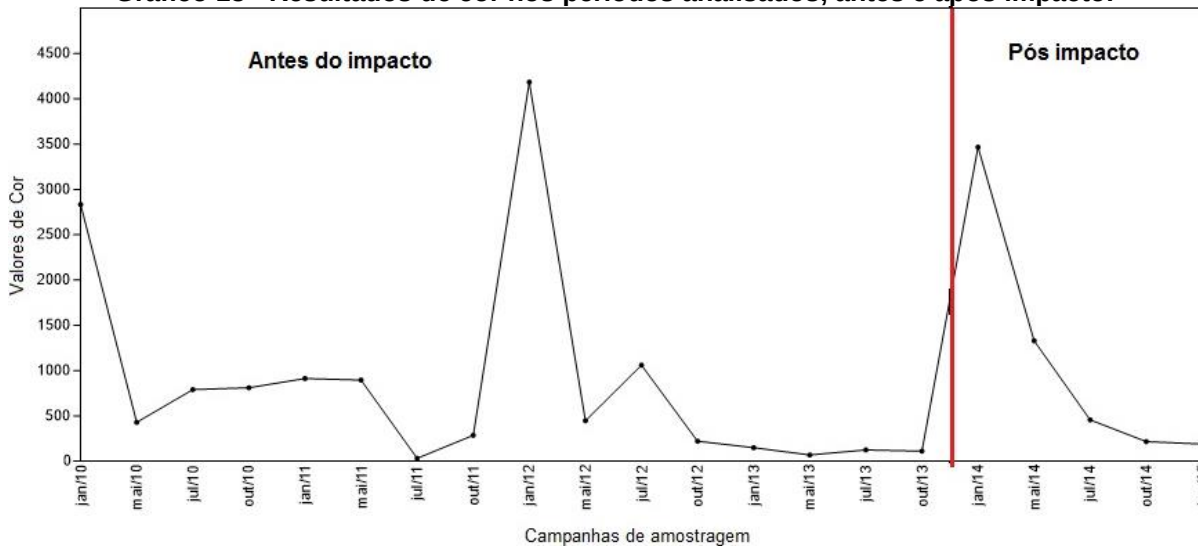
Gráfico 12 - Resultados de turbidez nos períodos analisados, antes e após impacto.



Obs.: Os valores de turbidez correspondem a unidade ppm.

Fonte: Próprio autor

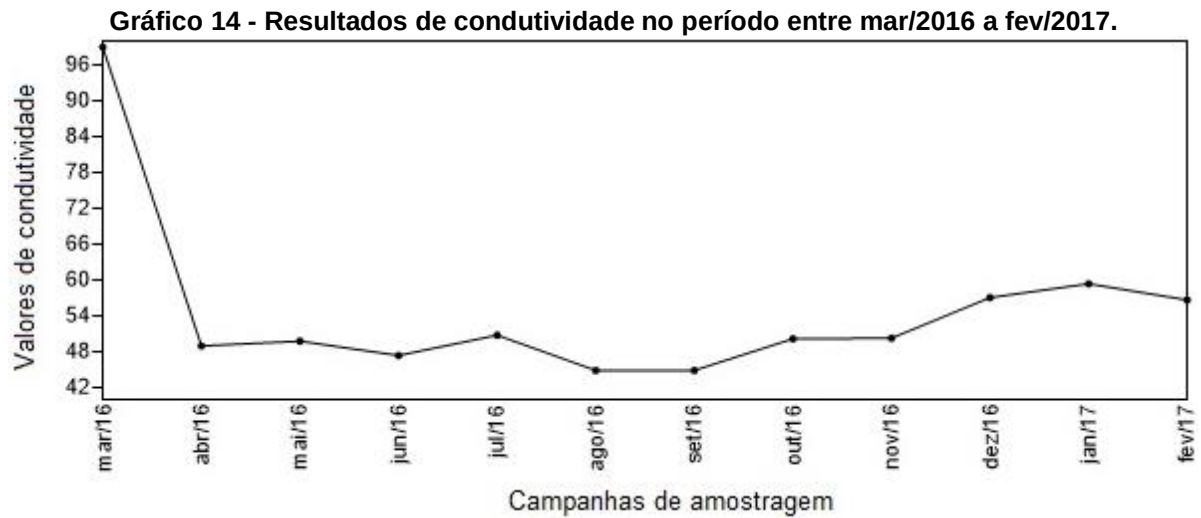
Gráfico 13 - Resultados de cor nos períodos analisados, antes e após impacto.



Obs.: Os valores da cor correspondem a unidade mg Pt/L.

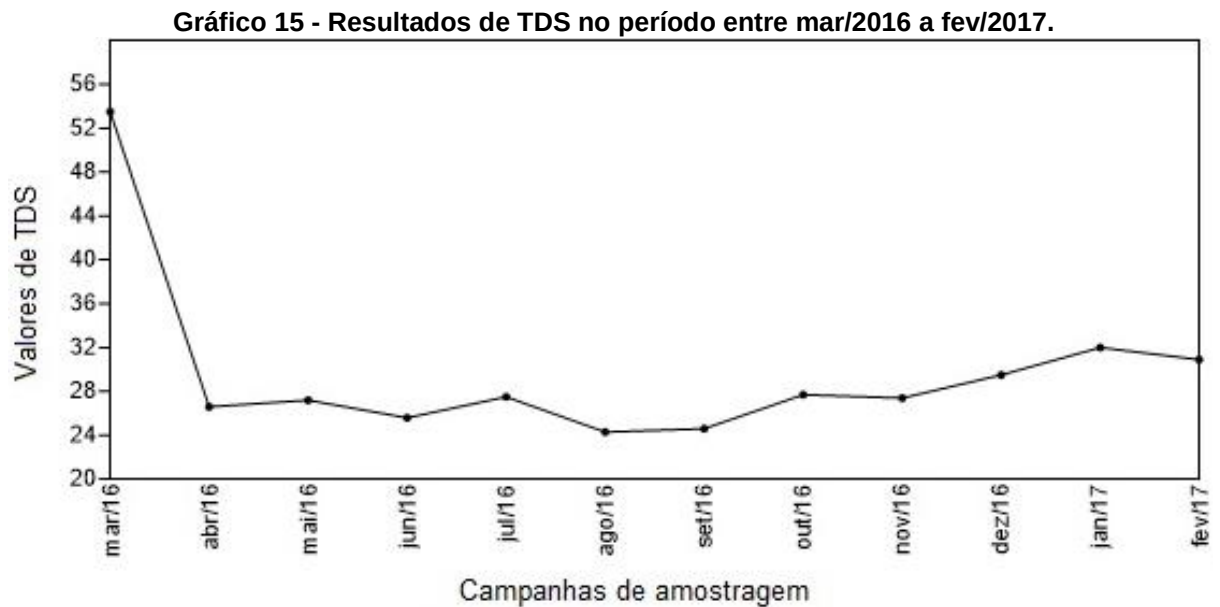
Fonte: Próprio autor

Os parâmetros analisados após a restauração (CE, TDS e T) se mostraram resultados inconstantes, visto que os resultados de CE e TDS (Gráficos 14 e 15) iniciaram com valores altos nos primeiros meses, mas após um curto período foram se estabilizando, diferentemente da T (Gráfico 16) que começou com valores mais baixos e nas últimas campanhas atingiu valores mais altos, provavelmente devido a sazonalidade.



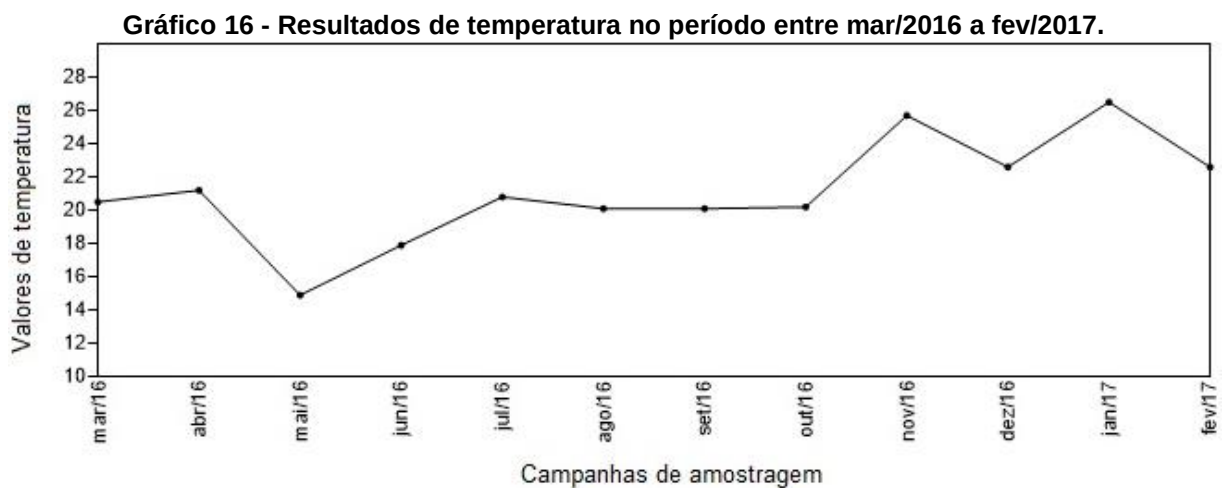
Obs.: Os valores de condutividade correspondem a unidade $\mu\text{S/cm}$.

Fonte: Próprio autor



Obs.: Os valores de sólidos totais dissolvidos (TDS) correspondem a unidade ppm.

Fonte: Próprio autor



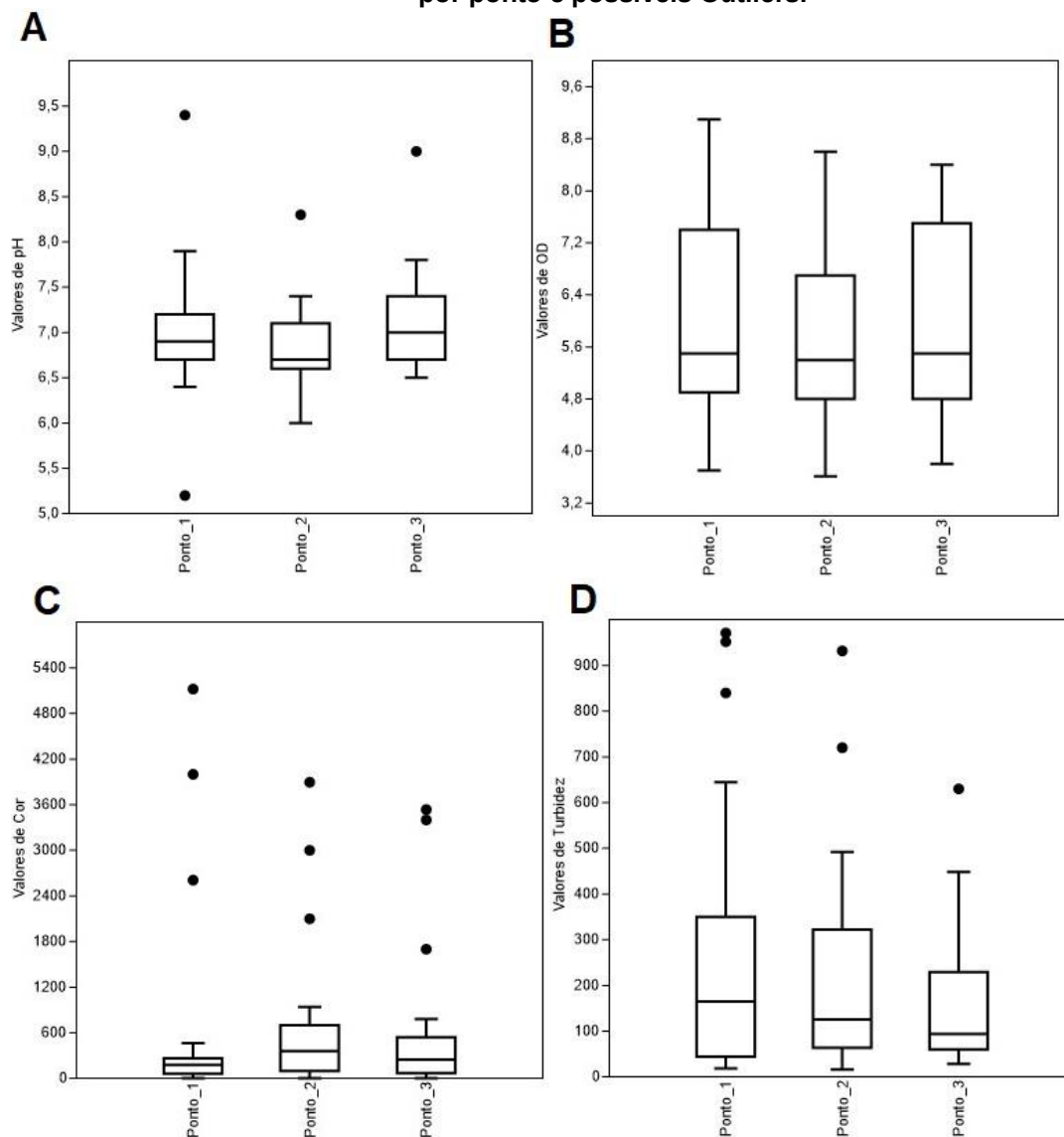
Obs.: Os valores de temperatura correspondem a unidade $^{\circ}\text{C}$.

Fonte: Próprio autor

Os desvios-padrões foram calculados pelas médias dos resultados, dos parâmetros físico-químicos de cada ponto em cada campanha amostral, e são mostrados na forma de Box-plot, o qual permite observar possíveis variações nos resultados e até mesmo presumir alguns *outliers*, que são pontos que não se encontram dentro do desvio-padrão, isto é, pontos que estão abaixo ou acima do desvio. A soma dos valores dos resultados antes e após o impacto foi feita, pois ambos os períodos apresentaram o mesmo número de pontos, ocorreram nos mesmos locais e foram analisados os mesmos parâmetros físico-químicos.

Os gráficos demonstrados abaixo apresentam os dados antes e após o rompimento da barragem. Para o Box-plot de pH (Figura 5-A), os resultados ficaram entre 5,2 e 9,4; ambos os resultados são Outliers do ponto 1, pois estão longe dos valores normais do ponto 1, já o ponto 2 e 3 também apresentaram Outliers (8,3 e 9). Para o OD (Figura 5-B), os resultados foram variados estando com a mínima próximo a 4,5 e a máxima acima de 8,8. Para esse parâmetro não ocorreu a presença de Outliers. A turbidez apresentou como valor máximo 971 ppm no ponto 1 e mínimo 16 ppm no ponto 2 e um total de seis outliers (Figura 5-C). Por fim a cor obteve valores entre 5121 e 29 mg Pt/L e um total de nove outliers. A cor apresentou o maior número de outliers sendo nove no total tendo como valor máximo de 5121 mg Pt/L e valor mínimo de 29 mg Pt/L (Figura 5-D).

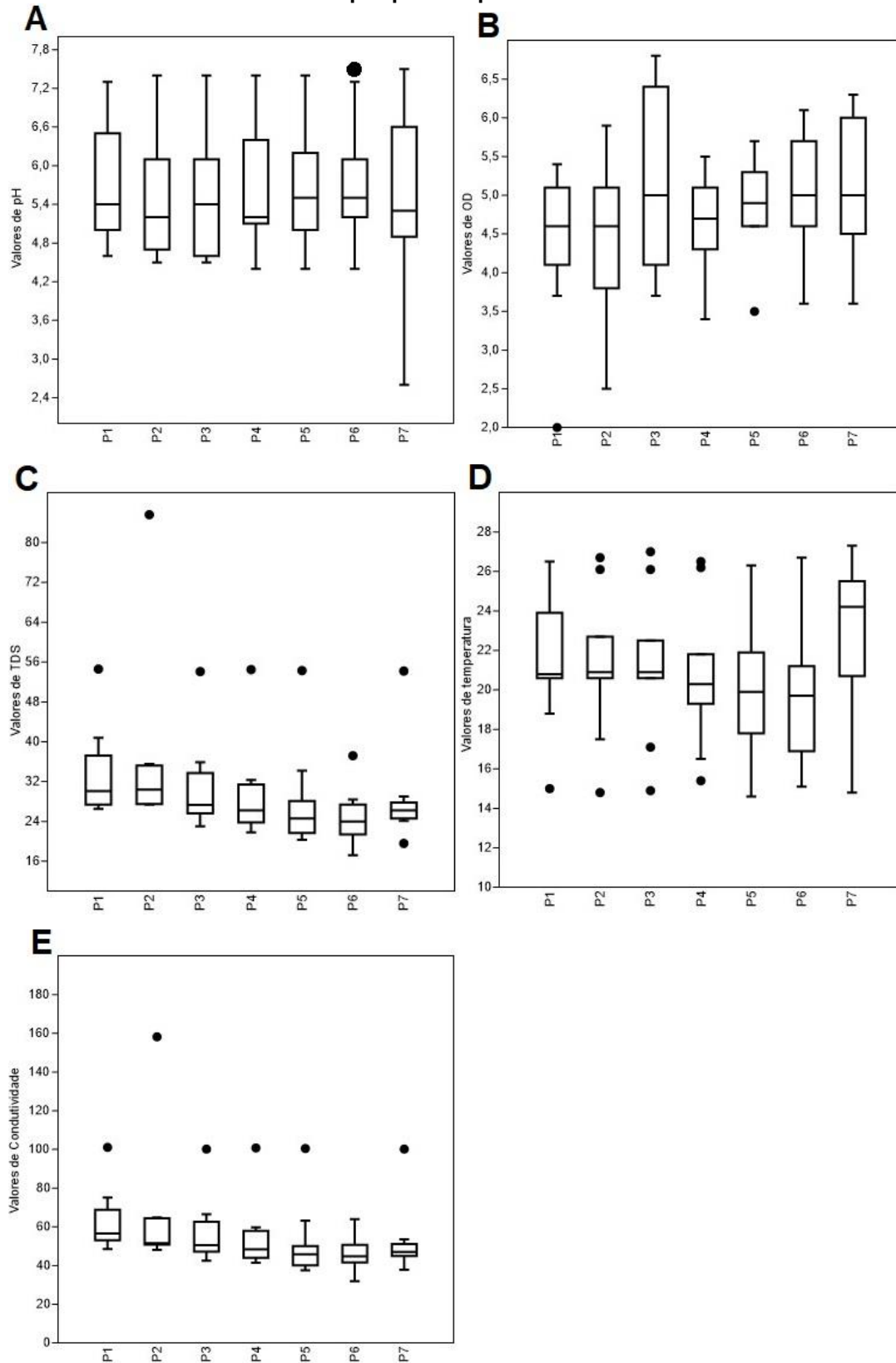
Figura 5 - Conjuntos de box-plots de antes da restauração com os valores máximos e mínimos por ponto e possíveis Outliers.



Fonte: Próprio autor

Os gráficos apresentados abaixo representam os resultados após o período de restauração. A figura 6-A apresenta os valores de pH, onde proporciona as variações de valores com máxima entre 7,5 e a mínima entre 2,5; ocorrendo somente um outliers no ponto 6. O parâmetro OD apresentou valores entre 6,8 e 2,0 mg/L e somente um outlier (Figura 6-B). Para o parâmetro TDS foi levantado os valores 85 e 17,2 mg/L e um total de oito outliers (Figura 6-C). A temperatura obteve valores entre 27,0 °C e 14,6 °C obtendo 10 outliers (Figura 6-D). Por fim a condutividade obteve valores entre 158,2 e 32,0 μS junto de seis outliers (Figura 6-E).

Figura 6 - Conjuntos de box-plots de após a restauração com os valores máximos e mínimos por ponto e possíveis Outliers.



Fonte: Próprio autor

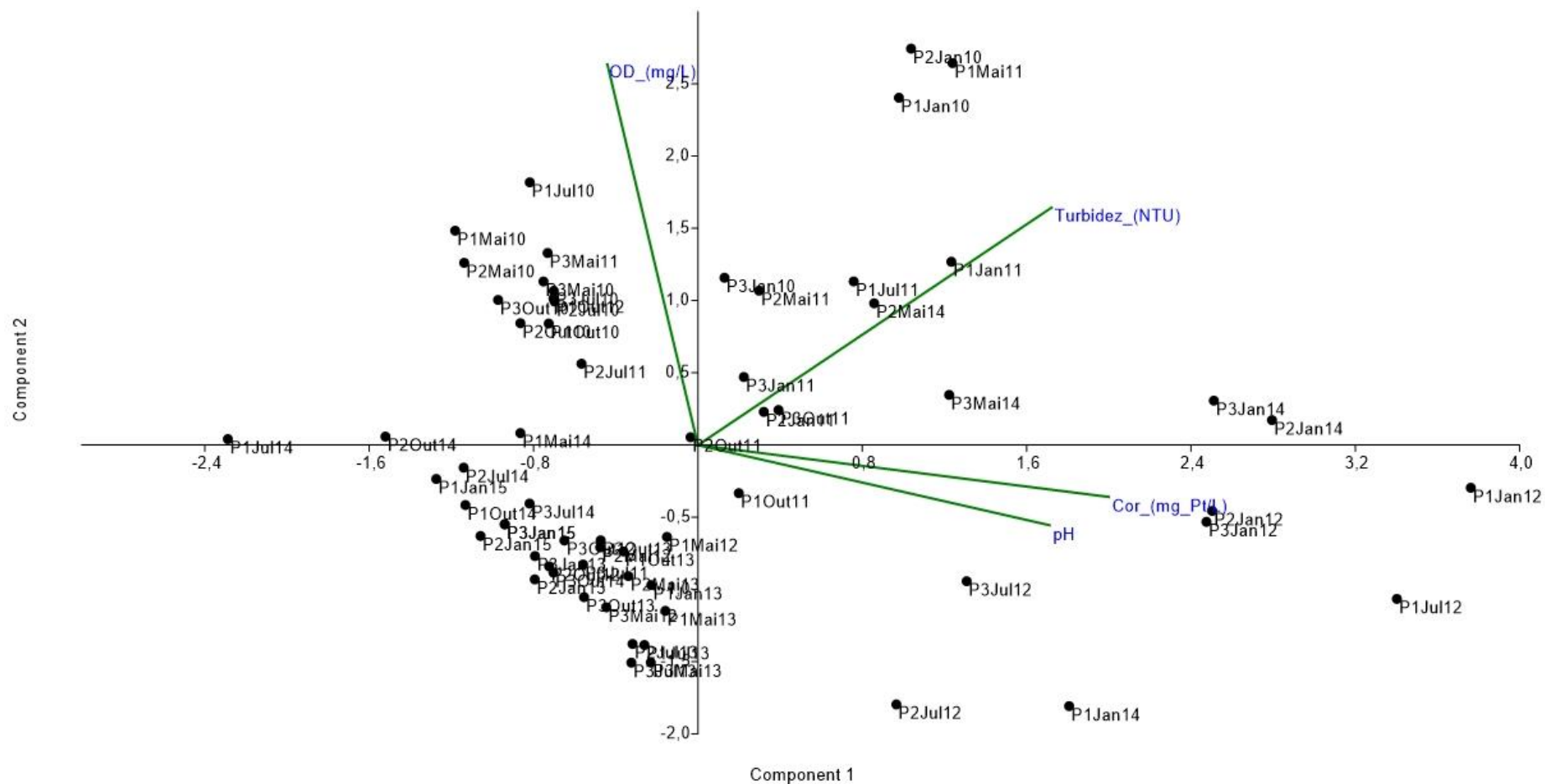
Análises de componentes principais ou PCA (do inglês *Principal Component Analysis*) foram realizadas afim de demonstrar quais componentes/parâmetros

influenciaram nas campanhas realizadas, ou seja, formou os componentes mais evidentes nas campanhas amostradas.

Os resultados coletados mostraram que as campanhas P2Mai14, P1Jan11, P2Jun11, P3Jan11 e P1Jul11, acabaram respondendo aos valores de turbidez. Para o parâmetro cor também foi evidenciado em campanhas do ano de 2012, pH só foi evidente em uma campanha de 2011, enquanto OD não foi evidente em nenhuma campanha. A maioria das campanhas não respondeu a nenhum dos parâmetros (Figura 7).

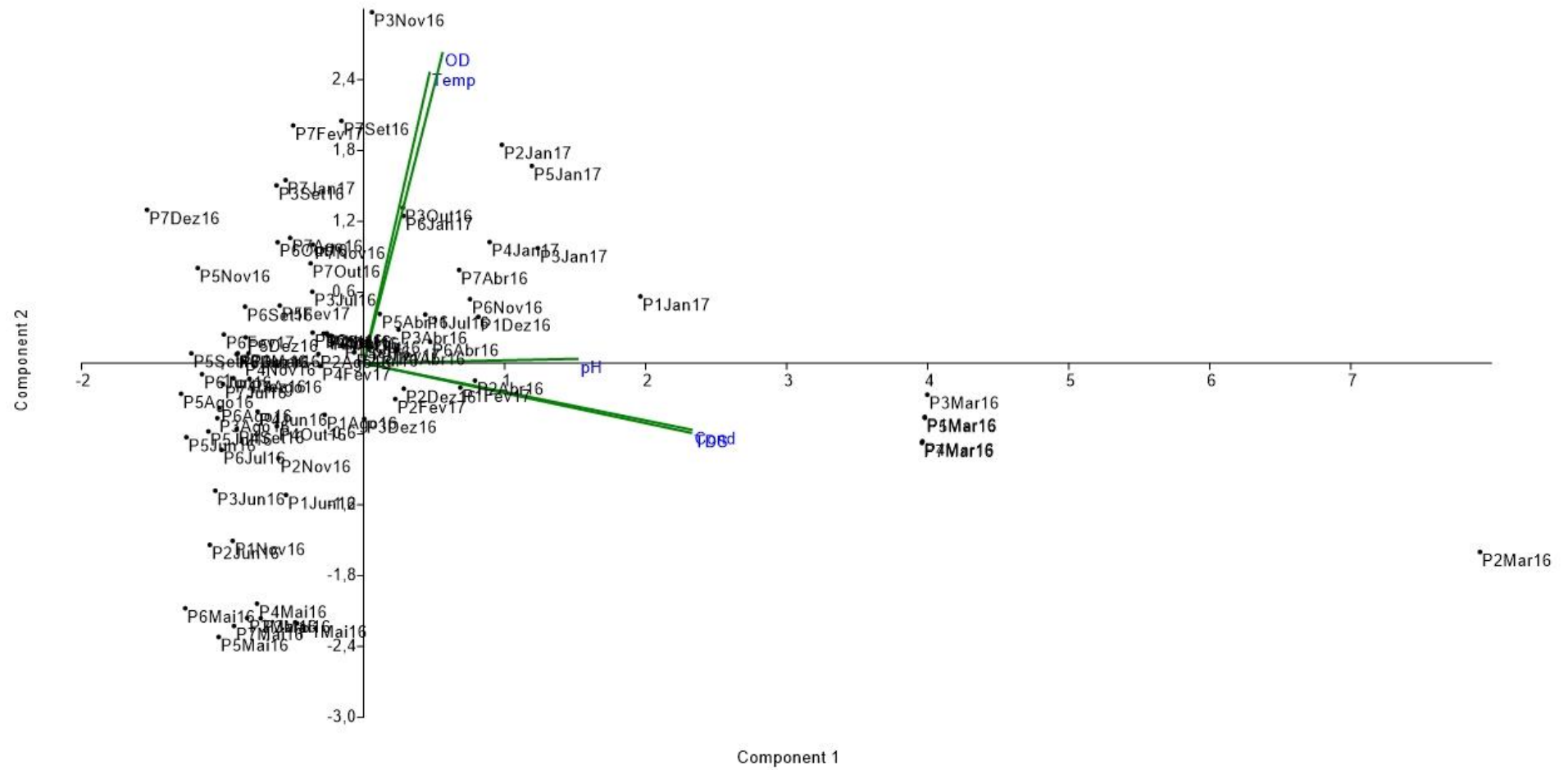
Os dados após a restauração mostraram-se diferentes quando comparados aos dados dos períodos anteriores. O PCA dos valores físico-químicos, de logo após a restauração ecológica, demonstraram que quase nenhum componente influenciou ou foi evidente nas campanhas amostradas (Figura 8). Notou-se que os parâmetros TDS e CE permaneceram na mesma paralela, influenciando as campanhas P6Jan17, P3Out16 e P5Abr16. Os parâmetros OD e temperatura também permaneceram no mesmo eixo influenciando a campanha P2Abr16 e P1Fev17. O parâmetro pH foi o único que se manteve sobre o eixo X.

Figura 7 - PCA dos valores físico-químicos antes e após o rompimento de barragem.



Fonte: Próprio autor

Figura 8 - PCA dos valores físico-químicos de logo após a restauração ecológica.

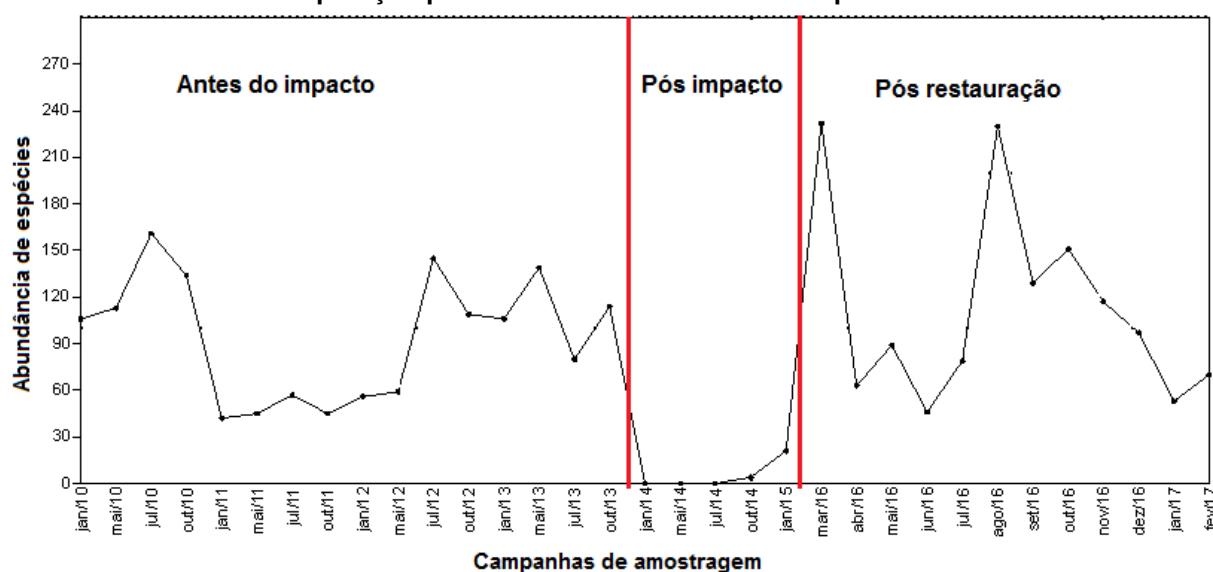


Fonte: Próprio autor

A ictiofauna amostrada nas campanhas realizadas totalizou 2914 indivíduos coletados, caracterizados em 17 espécies, distribuídos em sete famílias e cinco ordens. Sendo as espécies mais abundantes a *Phalloceros reisi*, com 65,4 %, e a *Astyanax*, com 10,7 %. Como espécies menos abundantes foram encontrados a *Astyanax sp2*, com 0,06 %, e a *Pimelodella avanhandavae* com 0,03 % (Tabela 13).

Os dados da tabela 13 foram plotados no Gráfico 18 para melhor análise do índice de abundância no decorrer das campanhas, e estabelecer relação desta com os acontecimentos na área e no período de estudo. O Gráfico 17 foram destacados os três acontecimentos (antes e pós impacto e após a restauração) no riacho em estudo.

Gráfico 17 - Gráfico demonstrando a abundância de todas as campanhas de amostragem, com a separação pelas listras vermelhas de cada período.



Fonte: Próprio autor

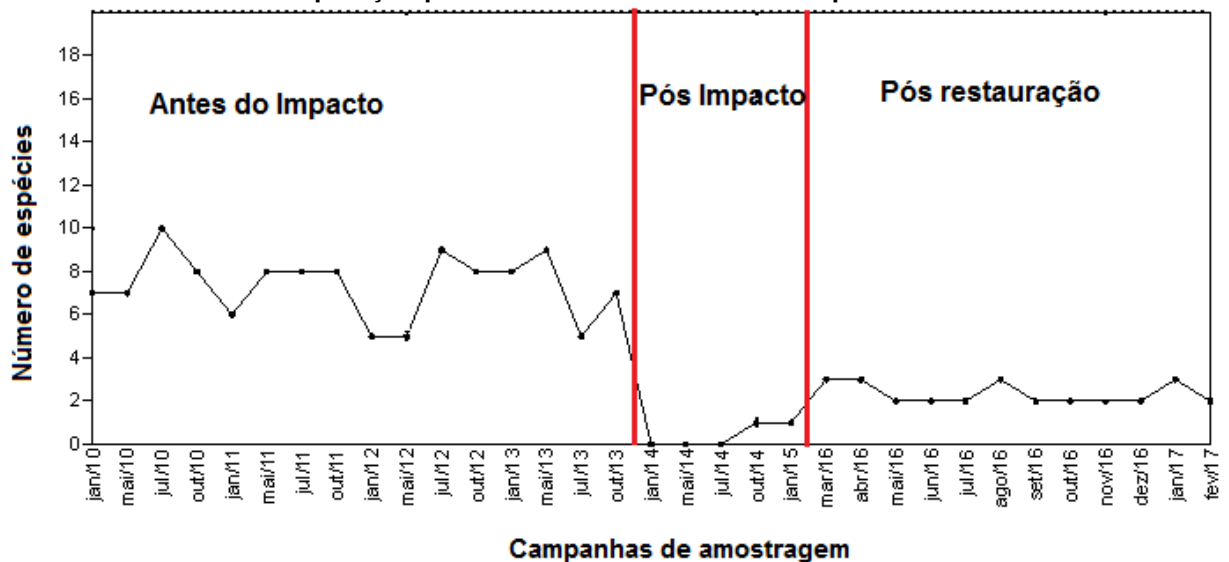
O índice riqueza para cada campanha de amostragem variou de campanha para campanha. Tendo uma diminuição brusca após o rompimento de barragem (jan/14), que acarretou em extinção do local. No entanto, após algumas campanhas a espécie *Phalloceros reisi* reaparece. Após a restauração, ocorre aumento do número de espécies, porém ainda distante da riqueza existente antes do rompimento de barragem (Gráfico 18).

Tabela 13 - Listagem das espécies amostradas antes do impacto, após impacto e após a restauração em abundância em suas respectivas campanhas.

Espécies	2010				2011				2012				2013				2014				2015	2016												2017	
	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mai	Jul	Out	Jan	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev		
<i>A. fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
<i>A. altiparanae</i>	1	6	2	0	0	1	2	1	0	0	1	2	11	4	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>A. scabripinnis</i>	37	35	61	60	21	12	26	12	11	4	0	6	5	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	2	0	2	2	2	2	
<i>Astyanax sp. 1</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Astyanax sp. 2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Characidium sp.</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>S. notomelas</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	3	7	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>H. malabaricus</i>	20	21	7	1	8	4	2	4	2	2	6	11	2	5	3	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>G. brasiliensis</i>	18	14	1	0	6	1	1	1	0	0	2	9	7	10	4	28	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>T. rendalli</i>	13	11	4	14	0	2	2	2	0	2	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>P. reisi</i>	7	18	65	52	3	13	5	13	31	49	15	23	71	53	60	68	0	0	0	4	21	230	61	88	45	78	228	128	149	116	95	49	68		
<i>P. vivipara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>P. reticulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	55	6	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>T. iheringi</i>	10	8	13	3	2	11	17	11	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>P. avanhandavae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0		
<i>I. mirini</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>S. marmoratus</i>	0	0	1	1	2	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Fonte: Próprio autor

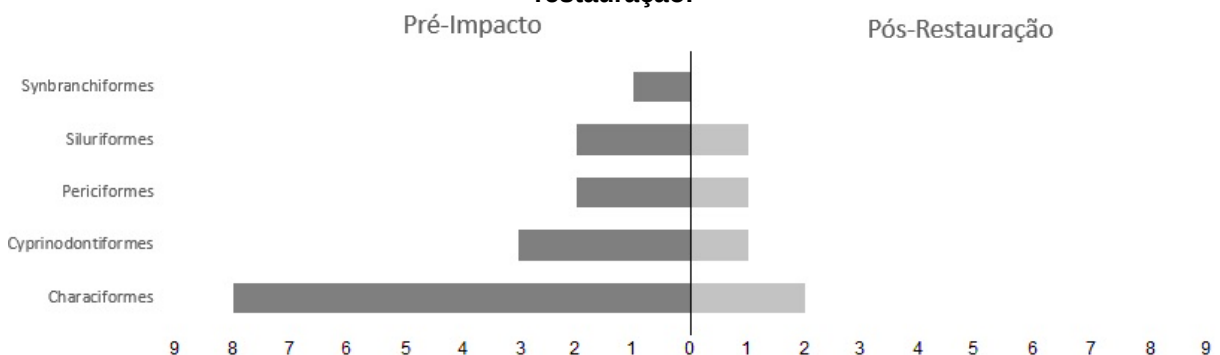
Gráfico 18 - Gráfico demonstrando a riqueza de todas as campanhas de amostragem, com a separação pelas listras vermelhas de cada período.



Fonte: Próprio autor

Analisando os Gráficos 19 e 20 é notável o declínio tanto na abundância como na riqueza. Consequentemente, algumas famílias e ordens, mesmo após a restauração, não foram encontradas. O Gráfico 20, referente as ordens amostradas, mostra que todas tiveram uma diminuição, destacando a diminuição brusca de *Characiformes* e o não reaparecimento de *Synbranchiiformes* (Gráfico 20).

Gráfico 19 - Comparação da presença das ordens amostradas antes do impacto e após a restauração.

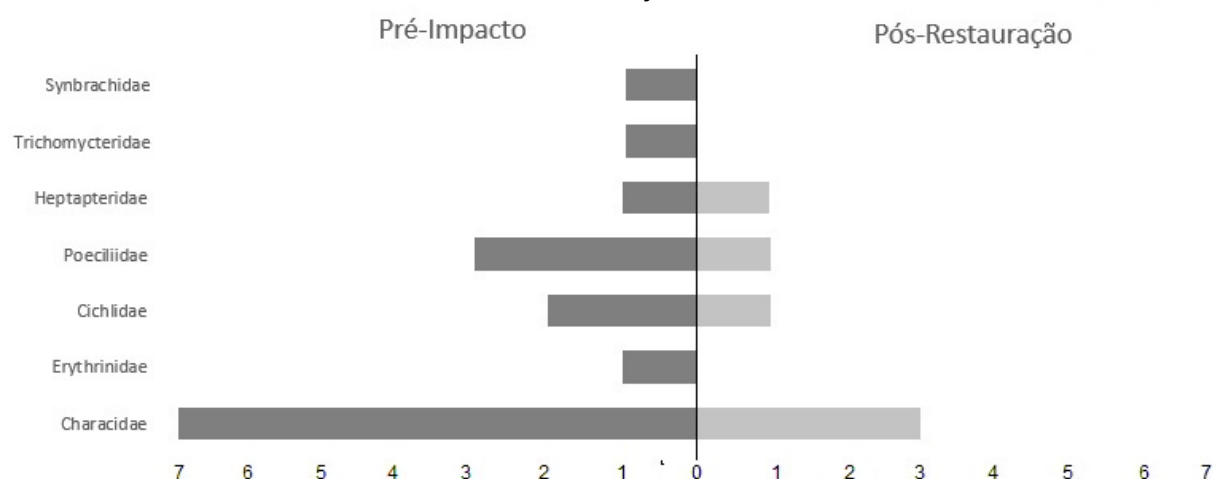


Fonte: Próprio autor

Para as famílias amostradas o impacto ambiental não foi diferente em relação ordens, não aparecendo nenhuma família nova e só ocorrendo diminuição e/ou extinção das existentes (Gráfico 21). Dentre as famílias reduzidas temos as *Poeciliidae*, *Cichlidae* e *Characidae* e dentre as famílias extintas temos os casos das *Erythrinidae*, *Synbranchidae* e *Trichomyteridae*. Estas últimas, tinham uma espécie e

foram extintas localmente após o impacto, e ainda não foram registradas após a restauração. A única família que manteve seu número de espécie durante o período estudado foi a *Heptapteridae*, porém as espécies não foram as mesmas, pois antes do impacto a espécie representante dessa família era a *Imparfinis mirini*, enquanto que após a restauração foi a *Pimelodella avanhandavae*.

Gráfico 20 - Comparação da presença das famílias amostradas antes do impacto e após a restauração.



Fonte: Próprio autor

Calculando os índices de diversidade (H'), dominância, riqueza e abundância de cada ano amostral foi apresentado que o ano 2012 é o que obtém a maior riqueza seguido por 2010 e 2013, 2016, 2017, 2014 e por fim 2015. Para a abundância analisamos que o mais abundante seria o ano de 2016 seguido por 2010, 2013, 2012, 2011, 2017, 2015 e 2014. Apresentando o maior de dominância temos 2014 e 2015 com os mesmos valores, seguidos por 2016, 2017, 2013, 2014, 2012 e 2011. Para o H' foi obtido como ano mais diversificado 2012 seguido por 2010, 2011, 2013, 2017, 2016, 2014 e 2015 (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores dos índices de riqueza, abundância, dominância e diversidade para cada ano amostrado.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Índice de Simpson (C)	12	8	14	12	1	1	5	3
Indivíduos	514	188	369	437	4	21	1232	123
Dominância (D)	0,2421	0,2366	0,2398	0,3607	1	1	0,9775	0,9061
Índice de Shannon-Wiener (H')	1,698	1,665	1,759	1,546	0	0	0,07344	0,226

Fonte: Próprio autor

4 DISCUSSÃO

Analisando todo o contexto histórico da área de estudo, podemos compreender facilmente o motivo das oscilações nos parâmetros físico-químicos no período de 2010 a 2015. De acordo com Moreira e Smith (2015), no ano de 2010 a prefeitura do município iniciou obras de ampliação territorial nas proximidades do riacho, ocasionando, portanto, no aporte de sedimentos para dentro do lago e consequentemente isto influenciou os parâmetros analisados nesse período. Em meados de 2011 obras referentes a instalação de uma multinacional no município causaram outro aporte de sedimentos ao lago, resultando novamente na oscilação dos parâmetros físico-químicos (MOREIRA; SMITH, 2015).

Já no ano de 2012, as chuvas torrenciais atingiram o município e a falta de vegetação marginal provocou o carreamento de sedimentos para o lago. Após esse período, no final de 2013, a barragem do lago se rompeu causando o maior impacto da área de estudo (MOREIRA; SMITH, 2015). Em resumo, é possível afirmar que com a instalação da multinacional e todas as ações antrópicas promovidas no entorno do local de estudo influenciaram tanto a fauna aquática como a geomorfologia local, modificando o riacho, a biota aquática ali existente e provocando variações entre os parâmetros físico-químicos.

Os box-plots (Figuras 4 - A, B, C e D), apresentaram as variações ocorridas para cada parâmetro físico-químico analisado antes e após o rompimento da barragem e foi notado que o box-plot referente a cor foi o que apresentou a maior quantidade de outliers, por conta de ter sido influenciada por todo o carreamento de sedimento para dentro do lago antes do impacto e pelo rompimento da barragem. Para o ponto 1 os anos que ocorreram maior oscilações foram nos inícios dos anos de 2010, 2012 e 2014, respectivamente os anos que ocorreram maior carreamento de sedimento para a área de estudo. Para os pontos 2 e 3, os maiores valores além de ocorrerem no ano de 2010, se apresentaram elevados no início e meio de 2014. Esses outliers são exatamente nos momentos históricos que mais sedimento escoavam para o lago ou pelo rompimento de barragem para os pontos 2 e 3.

A turbidez foi o segundo parâmetro a mais apresentar outliers, também devido ao escoamento de sedimentos para o lago e para a sua jusante após o rompimento da barragem. Ocorreram mais oscilações que os outros parâmetros, apresentando um total de seis Outliers, sendo três para o ponto 1, dois para o ponto 2 e um para o ponto

3. Esses Outliers representam as variações mais altas que ocorreram nesse fator no período amostral. Para os Outliers do ponto 1 apresentam as oscilações referentes aos anos de 2010 e 2011, período no qual ocorreu a pavimentação da avenida próxima ao local de estudo e terraplanagem para construção de uma indústria próxima ao riacho. Para os pontos 2 e 3 as oscilações estão relacionadas com o rompimento da barragem (ponto 1), que ocorreram no final de 2013, o que acarretou um aporte de sedimento rio abaixo.

Por se tratar um dos parâmetros mais com mais variação, a turbidez representa um grau de interferência da passagem de luz através da água resultante da existência de sólidos em suspensão, tais como areia, silte, argila e detritos orgânicos, tais como algas, bactérias e plâncton em geral (VON SPERLING 2005; CETESB, 2009). Segundo Alves (2016), esses sólidos em suspensão podem carregar microrganismos patogênicos e causar um desequilíbrio do ecossistema, prejudicando a biota aquática desde a fotossíntese das plantas aquáticas como na diminuição da quantidade de oxigênio e consequentemente no aumento da temperatura por uma maior absorção de radiação solar.

O pH apresentou um total de quatro outliers sendo somente um valor mínimo obtido em julho de 2014 no ponto, depois de um período pós rompimento da barragem. Já os valores máximos foram obtidos cada um em um ponto na mesma campanha (julho de 2012). Nesse período a área de estudo não estava passando por um processo ações antrópicas diretamente, no entanto esses resultados podem ser provenientes do período de 2011, no qual ocorreu depósito de sedimento para todo o corpo hídrico por conta das chuvas.

Segundo Alvez (2016), o pH é medido através da concentração de íons na água, quanto maior for a concentração de H^+ , menor será o pH e quanto maior for a concentração de OH^- , maior será o pH, sendo 7 o valor neutro. Segundo a Resolução do CONAMA, águas consideradas saudáveis para a vida aquática apresentam um valor entre 6 e 9 de pH. Antes do processo de restauração só foi registrado um valor de pH acima e abaixo do estipulado pela resolução, que por ventura seriam os resultados apontados como outliers no box-plot (Figura 4-A). Segundo Silva, Ferreira e Logato (2005), a fauna íctica sobrevive e cresce melhor em uma água cujo pH esteja entre 6-9, caso haja variação desse pH seu crescimento será afetado e poderá acarretar em mortalidades caso esteja abaixo de 5-4 ou acima de 10.

A elevação dos valores de pH pode estar relacionada a alta produtividade de algas, normalmente resultante do aporte significativo de matéria orgânica e nutrientes. O aumento de microrganismos fotossintetizantes no recurso hídrico eleva as taxas de consumo de gás carbônico, modificando o equilíbrio carbonato/bicarbonato (VON SPERLING, 1996). Segundo os relatórios da Cetesb (2008, 2009), a presença excessiva de sólidos nas águas superficiais podem causar danos aos peixes e à vida aquática, uma vez que ao sedimentarem no leito dos rios, podem interferir ou danificar as zonas de desova de peixes. Ainda, podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo do curso d'água, promovendo decomposição anaeróbia.

Único parâmetro que não apresentou outliers antes da restauração foi o OD, no qual o resultado mais alto foi 9,1 mg/L enquanto o mais baixo foi 3,6 mg/L. que esteve abaixo do proposto por Alvez (2016), que considerada a água limpa e saudável acima de 5 mg/L de OD, e abaixo de 3 mg/L é prejudicial a muitas formas de vida, como por exemplo, os peixes que muitas espécies não sobrevivem se o OD estiver a baixo de 4 mg/L.

Sendo assim, o oxigênio dissolvido (OD) é de extrema importância para o ecossistema aquático, pois mantém o equilíbrio ecológico necessário à respiração e manutenção de processos como degradação e ciclagem de materiais. Segundo a Cetesb (2008 e 2009), a taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais ocorre devido as características hidráulicas e é proporcional à velocidade. Dessa forma, segundo Alvez (2016) quanto maior for a velocidade e volume em um corpo d'água, maior será quantidade de oxigênio dissolvido, uma vez que será maior a superfície de água em contato com a atmosfera ao longo do tempo. Outra fonte de OD é as plantas aquáticas, pois produzem oxigênio durante o dia e este é consumido durante a noite pela biota aquática (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2007). Entretanto, se os níveis de oxigênio produzidos pelas plantas forem muito abundantes à um nível autotrófico, a queda do nível de oxigênio a noite pode causar a morte de diversos seres, incluindo peixes (SCARLIZE et al., 2015; QUEIROZ et al., 2016).

Para os box-plot realizados para os parâmetros após o processo de restauração, foram visualizados para o pH somente um outliers que foi obtido na primeira campanha de 2016 no mês de março. Nesse mesmo local foi coletado um dos outliers de TDS. Para os valores de pH após a restauração é possível afirmar que estão mais instáveis que os valores obtidos antes do processo de restauração, pois os mesmos nesse período ficaram entre 2,6 e 7,5; ou seja resultado abaixo do

proposto pela resolução do Conama e com mais oscilações quando comparado com o período que a área sofria antropização.

O OD apresentou dois outliers sendo eles na campanha do mês de maio de 2016 e outro na campanha de novembro de 2016. Os valores de OD quando comparados com os valores de antes da restauração, apresentaram menos variação indo da mínima 2,0 mg/L a 6,8 mg/L. No entanto o período pós restauração apresentou valores abaixo do estipulado por Alvez (2016), pois os valores estiveram em alguns casos baixos, no entanto isso não afetou na amostragem de espécies.

A temperatura foi outro parâmetro levantando após a restauração e a mesma apresentou o maior número de outliers (11 no total), apresentando oscilações entre as temperaturas máximas e mínimas obtidas. Tais oscilações em alguns casos seriam por conta do horário de amostragem, pois o acesso a área as vezes se tornava complicado devido a problemas climáticos, mas todas as amostragens sempre ocorriam antes as 12:00 am. Segundo Silva, Ferreira e Logato (2007), os peixes realizam sua regulação corpórea de acordo com a temperatura da água. Para cada espécie obtemos o que chamamos de temperatura ótima, isto é, a temperatura na qual melhor se adapta e se desenvolve. Os mesmos autores ainda afirmam que se a temperatura estiver acima ou abaixo do ótimo, há influência de forma e redução de crescimento, além de que temperaturas extremas podem resultar em uma mortalidade dos peixes. Além disso, esse parâmetro é importante, pois controla e influencia uma série de parâmetros físico-químicos (ESTEVES, 1998). Um dos exemplos é quando dois efeitos se combinam, pois quando uma vegetação ciliar é removida há aumento da temperatura e liberação dos sólidos em suspensão provindos do solo, resultando em uma diminuição do oxigênio dissolvido (ALVEZ, 2016).

Os níveis de TDS apresentaram um total de oito outliers, sendo que sete deles estiveram com valores altos e somente um esteve com valor baixo. Dos setes valores altos cinco foram registrados na primeira campanha de amostragem após a restauração, sendo que todos foram na área que passou pelo processo de restauração, mostrando que a suspensão de sólidos suspensos era alta, mas após a primeira amostragem os valores estiveram baixos sempre mantendo uma média baixa. Os valores de condutividade foram os mesmo que os de TDS, tendo um total de seis outliers, sendo todos na primeira campanha de amostragem igual ao parâmetro anterior. Tais resultados podem ter sido parecidos devido à proximidade que os dois parâmetros apresentam, pois, o TDS são os sólidos suspensos nos

ambientes hídricos e a condutividade mede a concentração de íons na água e esses íons depende dos tipos de sólidos presentes para aumentar ou não a suas quantidades. Dessa forma é explicável tais valores. Segundo Libânio (2005), as águas naturais apresentam comumente valores de condutividade em torno de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ainda segundo Libânio (2005), quando há interferência antrópica, os valores de condutividade podem chegar a até 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

As análises de componentes principais (PCA) para antes do impacto demonstraram que o parâmetro que mais influente e algumas campanhas da amostragem total foi a turbidez, sendo um componente que foi evidente na campanha de janeiro de 11 no ponto 1, no ponto 3 no mesmo período. Uma explicação para isso seria as chuvas torrenciais que caíram nesse período que por ventura escoaram para a área de estudo causando o aumento desse parâmetro nesse período. Outra campanha influenciada pela turbidez seria a o ponto 2 em maio de 2014 que foi um período logo após o rompimento da barragem o que pode ter influenciado esse fator nesse período.

Outro componente que afetou a algumas campanhas foi a cor, pois ela esteve evidente na campanha de janeiro de 2012 nos pontos 1 e 2, momento após as chuvas torrenciais do ano de 2011, o que poderia explicar tais valores. Os demais parâmetros não apresentaram significância como esses, pois a grande maioria dos agrupamentos das campanhas ficou fora das paralelas dos demais parâmetros.

Para o PCA após a restauração os parâmetros responderam diferentemente dos anteriores a restauração, tendo pH tendo a sua paralela sobre o eixo X, condutividade e TDS na mesma paralela, mas como citado anteriormente, a condutividade responde ao número de sólidos ionizados presentes na água, logo responde ao TDS. A temperatura esteve na mesma paralela que o OD. As campanhas que foram afetadas por alguns dos parâmetros são ponto 3 em outubro de 2016 que junto do ponto 6 em janeiro em 2017, ambos tiveram influencias do parâmetro OD. O ponto 3 representa o valor mais alto de OD amostrado no levantamento após a restauração. As demais campanhas não apresentaram nenhum parâmetro evidente em seus períodos, ficando aglomeradas fora das paralelas dos parâmetros.

Podemos analisar que o histórico do riacho relatado por Moreira e Smith (2016), além de interferir visivelmente nos valores físico-químicos, afetaram de forma notável na distribuição da ictiofauna no decorrer dos anos e também de acordo com cada evento ocorrido. A presença de espécies de ambientes lênticos no período anterior ao

impacto, é devido a presença de um lago, denominado como ponto um. No caso dos reservatórios artificiais, como por exemplo, a área de estudo, torna-se inevitável conexões com um rio principal a montante (OLIVEIRA; GOULART, 2000). No entanto, tratando-se de um riacho de pequenas proporções, a colonização do lago teve uma influência maior de sua jusante e por introdução de espécies por ação antrópica, uma vez que este lago já havia sido utilizado pesque e pague (MOREIRA; SMITH, 2016).

A fauna íctica para antes e após a restauração, foi avaliada na forma de gráficos, levando em consideração o número de ordens e família que não foram encontradas mais na área de estudo após o impacto. Um fato diferenciados nesses gráfico seria a única família que manteve seu número de espécies mesmo antes do impacto e após a restauração que foi a Heptapteridae, porém as espécies não foram as mesmas, pois antes do impacto a espécie representante dessa família era *Imparfinis mirini* enquanto para após a restauração foi *Pimelodella avanhandavae*. Para as ordens foi notável a redução do números de espécie de todas as ordens em especial a ordem Characiformes que detinha o maior número de espécies e após o impacto foi reduzido a somente duas espécies na área restaurada. Outra ordem levada em consideração seria a Synbranchiformes que forma extintas localmente, não apresentando nenhum representante após a restauração.

A distribuição da ictiofauna respondeu de diferentes maneiras a todos os processos ocorridos na área de estudo, segundo alguns autores (ROCHA; BRANCO 1986; HORNE; GOLDMAN 1994; ESTEVES 1998, OLIVEIRA; GOULART, 2000), ambientes lênticos têm sofrido intensa eutrofização artificial em razão de atividades antropogênicas. Tais ações ocorreram na área de estudo de modo que influenciou na distribuição da ictiofauna. No gráfico 17 ficou evidente como a abundância total se comportou aos efeitos históricos da área onde os dados inicialmente se apresentam altos, mas a partir do início dos impactos a abundância começa a oscilar. Depois do rompimento da barragem a ictiofauna foi extinta localmente por um período de 3 campanhas e somente no fim de 2014 quatro indivíduos voltaram a aparecer. Depois da aplicação do projeto de restauração a abundância voltou a crescer e tornar-se a mais alta de todo o período já amostrado na área. A riqueza (gráfico 18) se comportou da mesma maneira, tendo oscilações no período antes do rompimento e após o rompimento ocorreu a extinção, no entanto, após a restauração as espécies voltaram a aparecer, porem de maneira mais lenta, apresentando de duas a três espécies por campanha analisada, mostrando que a abundância pode estar alta, mas a riqueza

ainda está aumentando lentamente, pois o processo de recolonização de uma área restaurada é lento. A primeira espécie que voltou a reaparecer após o impacto foi a *Phalloceros reisi*, que segundo Lucinda (2008), é uma espécie que ocupa facilmente pequenos riachos e trata-se de uma espécie de pequeno porte, muito resistente à poluição e outros impactos, tais como os ocorridos na área de estudo.

Dessa forma, *P. reisi* pode ter começado a recolonização da área impactada vindo da jusante ou da montante do riacho, pois a montante não sofreu tanto com o rompimento da barragem como a sua jusante que recebeu todo o material proveniente do rompimento. Segundo Santos, Ferreira e Pinho (2017), existe uma importância dos tributários a jusante das áreas impactadas para o repovoamento e manutenção do leito principal impactado. No entanto, segundo Agostinho (1992), algumas alterações na abundância do local, como proliferação excessiva de algumas espécies e diminuição de outras, ou mesmo extinção local de, é inevitável com o represamento de um rio. No caso da área de estudo o impacto foi um rompimento de barragem, e causou os mesmos impactos segundo o autor, pois após o rompimento de barragem a espécie que se manteve mais abundante foi a *P. reisi*, enquanto as demais espécies foram extintas localmente.

A espécie *P. reisi* foi praticamente a mais abundante após o início dos impactos antes do rompimento da barragem, e continuou sendo a espécie mais abundante após o processo de restauração. Os níveis de diversidade para os anos amostrados demonstraram que o mais diversificado foi o ano de 2012 devido a sua riqueza ter sido a mais alta de todos os anos. O ano de 2010 obteve a segunda maior diversidade mesmo apresentando o mesmo número de espécies do ano de 2013, no entanto esse ano obteve uma diversidade mais baixa devido a maneira que as espécies estavam distribuídas nesse ano. Seguindo a ordem dos anos com o maior índice de diversidade 2017 foi o que obteve o 4º maior valor seguido por 2016. Já para os anos de 2014 e 2015 não foi possível calcular a diversidade, devido a pobreza de espécies no local.

Em controvérsia com o índice de diversidade, os resultados de dominância para os anos antes do impacto foram baixos, devido a sua distribuição para o número de espécies. Ao contrário dos anos após o rompimento que obtiveram o maior valor possível de dominância, onde foi registrado somente uma espécie. Para os anos após a restauração foram registrados valores próximos de um, por conta da alta abundância de *P. reisi*.

Essa dominância de uma espécie muitas vezes ocorre pela falta de conectividade gerada pela fragmentação de habitats devido a ações antrópicas que leva a perda da ligação entre populações e habitats (PRINGLE, 2001; CROOK et al., 2015). Isso acaba por impedir o fluxo gênico e criar um isolamento entre as populações devido à ausência de dispersão e recolonização (CROOK et al. 2015; HUGHES; SCHMIDT; FINN, 2009; PRINGLE, 2001). Gordon (1993), em sua pesquisa propôs que chuvas intensas promovem bruscas elevações na vazão dos riachos levando a alterações na configuração do leito e carreamento da biota, dando lugar a processos de sucessão de organismos para a recolonização. O evento que gerou a queda da diversidade e riqueza da área, não foi a situação citada pelo autor, mas apresentou condições parecidas, pois conforme ocorreu o rompimento da barragem toda a configuração a jusante do riacho foi modificada junto com a extinção da biota.

Após um período posterior ao rompimento da barragem ocorreu a recolonização do ambiente impactado. Após a restauração outras espécies vieram a recolonizar o ambiente, algumas já existentes e outras novas como é o caso de *Pimelodella avanhadavae*. A ictiofauna do local foi utilizada como bioindicadora, pois através dela é possível analisar os impactos ocorridos na área. Indicadores biológicos são considerados úteis devido à sua especificidade a certos tipos de impacto, já que inúmeras espécies são comprovadamente sensíveis a um tipo de poluente, mas tolerantes a outros (WASHINGTON, 1984; ARIAS et al., 2007). Podemos observar que a espécie que mais foi tolerante aos impactos foi *Phalloceros reisi*.

Atualmente peixes são utilizados como bioindicadores por serem considerados um grupo que responde facilmente impactos (HOFFMAN; RAAT, 1982), pois como são vertebrados aquáticos, acabam por metabolizar poluentes diretamente através da água contaminada ou indiretamente pela ingestão de outros organismos aquáticos contaminados (MATSUMOTO et al., 2006). Segundo Arias et al. (2007), a utilização de bioindicadores para programas de vigilância e controle da contaminação ambiental do meio aquático proporcionará um conhecimento mais preciso da qualidade ambiental. O foco do trabalho não foi a utilização das espécies como bioindicadora, no entanto o comportamento das espécies proporcionou essa maneira de pensar. Pois quando analisamos a distribuição de todas as espécies percebemos que alguma começaram a diminuir a partir do momento que os impactos começaram a ocorrer, enquanto outras aumentavam seus números.

O uso de peixes como bioindicadores de impactos é de extrema importância, pois eles podem permitir uma detecção precoce de problemas ambientais aquáticos (VAN DER OOST et al., 2003; FRENZILLI et al., 2004). Portanto analisando a comunidade íctica no trabalho foi possível evidenciar as espécies como bioindicadores de impactos e possíveis recolonizadores. Se faz necessário a continuação de monitoramentos na área de estudo, para se observar como a comunidade está respondendo a processo de recolonização, avaliando, portanto, o processo de restauração que ocorreu na área.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Comparando os resultados obtidos antes e após a restauração, as espécies apresentaram uma resposta para os fatos ocorridos e para cada período de formas diversas, nos proporcionando um histórico da área de estudo. Quando ocorreram os impactos, a fauna local foi reduzida até alcançar a sua extinção, no entanto, após a restauração as espécies começaram a ocupar os nichos que se encontravam vazios. Essa resposta íctica pode ser considerada como biodinicação de zonas degradadas, uma vez que podemos utilizar as espécies como bioindicadores de áreas degradadas e restauradas. Dessa forma, a resposta íctica irá ser diferente de acordo com a ação ocorrente na área, e, além de serem utilizadas como recolonizadores para locais restaurados. No entanto, como o processo de recolonização é lento, ele depende de outros locais pouco ou não impactados na mesma bacia.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. **Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil.** EDUEM, Maringá, p.106-121, 1992.
- ALVES, L. S. **Desenvolvimento de medidor de condutividade elétrica da água para fins de monitoramento ambiental.** Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Física, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 2016.
- ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.12, n.1, p.61-72. 2007
- BARRELLA, W. et al. **As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes.** Rodrigues, RR; Leitão Filho; HF (Ed.) Matas ciliares: conservação e recuperação, v.2, p.187-200, 2000.
- CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonization by benthic macroinvertebrates in artificial and natural substrates in a mountain stream from Itatinga, São Paulo, Brazil. **Revista brasileira de Zoologia**, v.21, p.287-293, 2004.
- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L.; UIEDA, V. S. Can seasonal differences influence food web structure on preserved habitats? Responses from two Brazilian streams. **Community Ecology**, v.13, n.2, p.243-252, 2012.
- CETESB. 2008. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo - 2007. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo:** CETESB, 2008. 537 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br /agua/rios/publicacoes.asp>>. Acessado em: 13/07/17.
- CETESB. 2009. **Relatório Anual de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo:** Apêndice A: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads /sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acessado em: 13/07/17.
- CROOK, D. A. et al. Human effects on ecological connectivity in aquatic ecosystems: integrating scientific approaches to support management and mitigation. **Science of the Total Environment**, v.534, p.52-64, 2015.
- CRUZ, B. B. **Hierarquia ambiental e ictiofauna de riachos de cabeceira da Bacia do Rio Sorocaba (SP-Brasil).** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos, 2013.
- DETENBECK, N. E. et al. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. **Environmental Management**, v.16, n.1, p.33-53, 1992.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência: 1998. 602p.

FRENZILLI, G. et al. DNA in eelpout (*Zoarces viviparus*) from Göteborg harbour. **Mutation Research Letters**. v.552, p.187-195, 2004.

GODEFROID, R. S.; FONSECA, L. S.; SILVA, R. C. Utilização dos peixes do Rio Bacacheri como indicadores da qualidade ambiental. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.08, n.04, 2015.

GORDON, N. D. M. **Stream hydrology: na introduction**. Chichester: John Willey e Sons 1993. 526p.

HOFFMAN, R. N.; RAAT, W. K. Induction of nuclear anomalies (micronuclei) en the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pigmaea* by ethil methanesulphonate. **Mutation Research Letters**. 104, p. 147-152, 1982.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology**. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1994.

HUGHES, J. M.; SCHMIDT, D. J.; FINN, D. S. Genes in Streams: Using DNA to Understand the Movement of Freshwater Fauna and Their Riverine Habitat. **Bioscience**, v.59, n.7, p.573-583, 2009.

LEMES, E. M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. **Iheringia série zoologia**, Porto alegre, v.92 n.03, p.69-78, 2002.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2. ed. Campinas: Átomo, 2008, 443 p.

LONZARICH, D. G.; WARREN JR., M. L.; LONZARICH, M. R. E. Effects of habitat isolation on the recovery of fish assemblages in experimentally defaunated stream pools in Arkansas. **Canadian Journal Fishers and Aquatic Sciences**, v.55 p.2141-2149, 1998.

LUCINDA, P. H. F. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. **Neotropical Ichthyology**, v.06, p.113-158, 2008.

MARQUES, B. S.; BELEI, F.; SAMPAIO, W. M. S. 2013. Ictiofauna do baixo Rio Manhuaçu (Bacia do Médio Rio Doce). **Evolução e Conservação da Biodiversidade** 4(1):32-41

MATSUMOTO, S. T. et al. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromossome aberrations in on root-tips. **Genetics and Molecular Biology**. v.29, n.1, p.148-158, 2006

MOREIRA, P. A. P.; SMITH, W. S. **A restauração ecológica de córregos tropicais: estudo de caso do Córrego da Campininha**. 2016. Dissertação de Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais. 75f. :il.

OLIVEIRA, R. S. et al. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v.19, p.574-581, 2005.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**, v.22, n.2, p.445-453, 2000.

PETERSON, J. T.; BAYLEY, P. B. Colonization rates of fishes in experimentally defaunated warmwater streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 122, n. 2, p. 199-207, 1993.

PRINGLE, C. M. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. **Ecological Applications**, v.11, p.981-998, 2001.

QUEIROZ, M. T. A. et al. Estudo dos parâmetros físico-químicos, qualidade da água e trofia do reservatório da usina hidrelétrica da Sá Carvalho, Minas Gerais, Brasil. **Revista de Gestão Industrial**, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, v.12, n.01: p.58-77, 2016.

RESENDE, J. C. et al.. Qualidade da água e ictiofauna do córrego São José, São Carlos (SP): ênfase nos impactos gerados por lixo desativado. **Ciência e Natura**, v.36, n.3, 2014.

ROCHA, A. A.; BRANCO, S. M. A eutrofização e suas implicações na ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.1, p.201-242, 1986.

SANTOS, J. A. D., FERREIRA, F. F., PINHO, F. M., **Primeiro levantamento de ictiofauna da bacia do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeito da Samarco, em Mariana-MG**. Universidade Federal de Viçosa, 2017.

SCARLIZE, P. S. et al. **Avaliação da autodepuração do Ribeirão das Cruzes através da depressão do oxigênio dissolvido após receber efluente da ETE-Araraquara**. In: VIII Exposição de Experiências Municipais em Saneamento, 2004, Caxias do Sul - RS. 34a. Assembleia Nacional da ASSEMAE, p.1-8, 2015.

SILVA, V. K., FERREIRA, M. W.; LOGATO, P. V. R. **Qualidade de água em piscicultura**. Iniciação Científica Acadêmica do curso de Zootecnia - UFLA, 10º período, Lavras, Minas Gerais, 2007.

SMITH, W. S. The fish fauna in tropical rivers: the case of the Sorocaba river basin. **Revista de Biologia Tropical**, Costa Rica, v.51, n.3-4, p.769-782, 2007.

SOARES, L. S. et al. Comunidade de peixes como Indicador de Qualidade Ambiental de alguns canais de maré do estuário do Rio Paciência, São Luís-MA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v.24, n.01, p.01-12, 2011.

STEFANI, M. S.; SMITH, W. S. A ictiofauna do rio Tatui, SP, Brasil. Sob influência de Impactos ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.18, n.02, p.43-52, 2014.

SULLIVAN, S. M. P.; WATZIN, M. C.; HESSION, W. C. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, U.S.A. **Freshwater Biology**, v.51, p.1811-1826, 2006.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMELEN, N.P.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**.13, p. 57-149, 2003.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. DESA- UFMG. v.1, 240p. 1996.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, v.18, p.653-694,1984.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, v.47, p.501-515, 2002.

APÊNDICES

APÊNDICE A – PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DE HABITAT FÍSICO E QUALIDADE DA ÁGUA

Protocolo de Campo			
Avaliação de habitat físico e qualidade da água			
Pesquisador:	Horário:	Data / /	
Riacho:	Ordem:	UTM:	LAT/LONG: Foto:
Características Estruturais			
	0m	50 m	100m
Largura			
Profundidade			
Qtd. Pools			
Qtd. Rifles			
Qtd. Runs			
	Margem direita	Centro	Margem esquerda
Substrato			

Fonte: Formulário adaptado pelo autor, baseado em dados de Bizzo; Menezes; Andrade (2014).

APÊNDICE B – PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL, NÍVEIS DE IMPACTOS AMBIENTAIS E CONSERVAÇÃO DE HABITATS

Protocolo de avaliação da qualidade ambiental, níveis de impactos ambientais e conservação de habitats				
Parâmetros	Pontuação			
	5	3	2	0
1. Tipos de ocupação da margem do rio				
2. Características da vegetação				
3. Largura da mata ciliar				
4. Erosão próxima ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito				
5. Assoreamento				
6. Características do fluxo de água				
7. Substrato				
8. Variação de velocidade e profundidade				
9. Oleosidade da água				
10. Transparência da água				
11. Combinação de meso-habitats				

Coleta de análise microbiológicas () Sim () Não
 Coleta de análise de nutrientes () Sim () Não Nome: _____
 Amostra: _____ nº: _____
 Observações: _____

Fonte: Formulário adaptado pelo autor, baseada em dados de Rodrigues e col. (2008) e Bizzo; Menezes; Andrade (2014).

APENDICE C – IDENTIFICAÇÃO DOS VALORES DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Parâmetros	Pontuação			
	5	3	2	0
1.Tipos de ocupação das margens do rio	Ausência de ocupação; Vegetação natural	Sítios, chácaras, locais para recreação	Pecuária; Criação de Ovinos, bovinos, caprinos, cavalos etc. Animais domésticos em quantidade significativa	Residencial; comercial; industrial
2.Características da vegetação	Vegetação natural	Capoeira com sub-bosque; áreas de reflorestamento	Pasto/agricultura, gramíneas	Solo exposto, sem vegetação
3.Largura da mata ciliar	< 30 m	30 ≤ 20 m	20 ≤ 10	< 10
4.Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Ambiente propício a erosões	Erosão moderada	Acentuada
5.Assoreamento	0 – 5 % da extensão amostrada	5 – 30 %	30 – 50 %	> 50 %
6.Características no fluxo da água	Fluxo d'água constante, sem interrupções; Ausência de barragens	Presença de pequenas barragens feitas por pescadores e/ou por queda de árvores causada por efeito antrópico	Fluxo d'água prejudicado por construções, captação de água	Fluxo d'água interrompido causado por assoreamento, construções, captação de água, substrato exposto
7.Substrato	Substrato heterogêneo; ótima proporção de material alóctone (galhos, folhas), seixos, pedras, laje, areia e silte.	Presença de galhos e folhas em menor proporções que seixos pedras e lajes	Apenas dois itens descritos na pontuação máxima; areia e silte e pedras	Ausência generalizada de habitats, prevalência de areia e silte
8.Variação da velocidade e profundidade	Proporção de lento-profundo; lento-raso; rápido-raso e rápido-profundo;	Presença de apenas três das quatro descrições da pontuação máxima	Presença de duas das quatro descrições da pontuação máxima;	Dominância de apenas um item dos descritos da pontuação máxima (lento-profundo)
9.Oleosidade da água	Ausente	Entre 20-4 % do local amostrado	Entre 40-60 % do local amostrado	Acima de 60 % do local amostrado
10.Transparencia da água	Transparente	Barrenta - Marrom Claro	Turva/ cor de chá forte (verde escuro/ ou acinzentada)	Colorida/ Afluentes industriais
11.Combinação de meso-habitats	Presença de corredeiras, remansos e menor proporção de "runs" (corredeiras profundas)	Predomínio de "runs" sobre corredeiras e pequenos remansos marginais	Apenas "runs" e pequenos remansos marginais	Somente "runs"

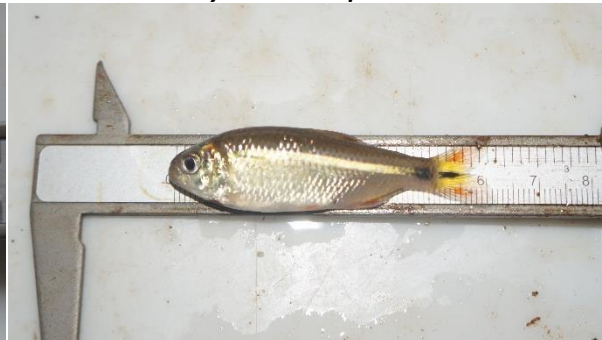
Fonte: Tabela adaptada pelo autor de acordo com os dados de Bizzo; Menezes; Andrade (2014).

**APÊNDICE D – ILUSTRAÇÃO DAS ESPÉCIES ÍCTICAS AMOSTRADAS APÓS
O PERÍODO DE RESTAURAÇÃO**

Geophagus brasiliensis



Astyanax scabripinnis



Pimelodella avanhandavae



Phalloceros reisi



Astyanax fasciatus

