

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

THAIS APARECIDA SOINSKI

RESTABELECIMENTO DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIACHO
APÓS ROMPIMENTO DE BARRAGEM E PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

São Carlos

2021

THAIS APARECIDA SOINSKI

VERSÃO CORRIGIDA

RESTABELECIMENTO DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIACHO
APÓS ROMPIMENTO DE BARRAGEM E PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como requisito para a obtenção do Título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Welber Senteio Smith

São Carlos

2021

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

Soinski, Thais Aparecida
P659m RESTABELECIMENTO DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIACHO APÓS ROMPIMENTO DE BARRAGEM E PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA/ Thais Aparecida Soinski; orientador Welber Senteio Smith. São Carlos, 2021.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2021.

1. graves distúrbios. 2. recuperação. 3.variação temporal. 4. ictiofauna. 5. recolonização. 6. conectividade I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **THAÍS APARECIDA SOINSKI**.

Título da dissertação: "Restabelecimento da assembleia de peixes em um riacho após rompimento de barragem e processo de restauração ecológica".

Data da defesa: 15/03/2021.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Dr. **Welber Sentelo Smith**

(Orientador)

(Universidade Paulista/UNIP)

p/ Welber Smith aprovada

Prof. Dr. **Marcelo Luiz Martins Pompêo**

(Instituto de Biociências/IB-USP)

p/ Marcelo Martins aprovada

Prof. Dr. **Mauricio Cetra**

(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

p/ Mauricio Cetra aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

DEDICATÓRIA

A Deus em primeiro lugar por me dar disposição e ânimo para terminar esse trabalho e a minha família e amigos por todo apoio e incentivo durante essa fase da minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me guiado, dando sabedoria, persistência e força para superar as dificuldades.

Gostaria de agradecer especialmente ao meu orientador Welber Senteio Smith pelo apoio durante todas as etapas dessa pesquisa, desde a definição do tema de pesquisa até a redação da presente dissertação, por me apoiar e não deixar-me desistir.

À minha família, que mesmo na distância se mantiveram como meu alicerce e base, sem os quais não estaria aqui e que mantiveram minha força principalmente nos momentos difíceis.

Ao Matheus Souza Costa, pelo apoio e companheirismo nas minhas coletas, onde sem a ajuda dele não teria conseguido sozinha. Ao Lucio Antônio S. Pinheiro pelo auxílio na elaboração dos mapas e da prancha de peixes.

Ao professor Ricardo Hideo Taniwaki e a professora Odete Rocha por todas as contribuições e sugestões na banca de qualificação, contribuições essas que enriqueceram o meu trabalho. À empresa Toyota do Brasil, em especial ao Paulo Henrique Gomes.

Ao Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas (LEEF) pelo apoio logístico e aos meus amigos do “lab” pelo apoio, incentivo e bons momentos.

A Coordenação de Apoio ao Pessoal do Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado, ao PPG-SEA e a todos os professores.

A todos que direta ou indiretamente me auxiliaram de alguma forma durante esses anos.

A todos meu muito obrigado!

RESUMO

SOINSKI, T. A. Restabelecimento da assembleia de peixes em um riacho após rompimento de barragem e processo de restauração ecológica. 2021. 121 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

Os riachos tropicais desempenham um papel ecológico primordial na biodiversidade e nos processos ecológicos entre os ecossistemas de água doce, sendo que a proteção inadequada dos mesmos pode causar desestruturação na biota e também prejuízo em sua integridade. Estudos avaliando grandes distúrbios em riachos e posterior as suas atividades restaurativas são escassos na região neotropical, e avaliações e monitoramento do restabelecimento das comunidades são ainda mais, e de extrema importância para a geração de hipóteses e entendimento desse processo. Destaca-se então, que a recolonização de riachos restaurados pode ser lenta e a biota desses ambientes pode ser dominada inicialmente por espécies generalistas, no entanto, pouco é conhecido sobre as taxas de recuperação das assembleias de peixes e suas dinâmicas. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo buscar padrões de restabelecimento da comunidade de peixes em um riacho neotropical após cinco anos do rompimento de barragem e atividades restaurativas, analisando os dados bióticos e os dados ambientais. Os dados trabalhados compreenderam dez anos de amostragem, sendo 2010 a 2013, período pré-distúrbio, 2014-2015 período pós-distúrbio e 2016 a 2019, período pós-ações restaurativas. Os pontos de amostragem para os períodos pré e pós-distúrbio referem-se a três trechos, já para o período de pós-ações restaurativas foram amostrados sete pontos, sendo cinco pontos a montante da estrutura do gabião (local da antiga barragem) e dois pontos a jusante. A caracterização ambiental foi realizada a partir da medição das variáveis físicas e químicas da água, utilizando uma sonda multiparâmetro, e estruturais com observação das condições da área de entorno quanto à vegetação marginal, tipos de substrato e nível de antropização, aplicando um protocolo de avaliação rápida (PAR). A amostragem da ictiofauna foi caracterizada através das metodologias ativas: peneira, puçá e rede de arrasto. A comunidade de peixes foi avaliada pela aplicação de índices e análises estatísticas como análise de agrupamento (NMDS), análise de correspondência (CA), análise de correspondência canônica (CCA). O trecho estudado apresentou variações ao longo do tempo, sendo caracterizado por diferenciações na velocidade da correnteza, nas condições da vegetação do entorno e no substrato. Os resultados obtidos pela análise de componentes principais (PCA) mostraram que as variáveis cor e turbidez foram extremamente significativas no período pré e pós-rompimento. Para o período pós-ações restaurativas, foi evidenciado baixos valores de oxigênio dissolvido, leve acidez na água, além disso, sólidos totais dissolvidos e condutividade apresentaram picos elevados em alguns momentos, devido à presença de assoreamento em alguns trechos. O resultado do PAR classificou o estado do riacho como alterado, mas suas pontuações têm aumentado em relação ao período pré-restauração, aumentando a diversidade de habitats e recuperação do leito. Foram amostrados 5.326 indivíduos pertencentes a cinco ordens, oito famílias e 18 espécies de peixes. Deste total, 15 espécies ocorreram antes do rompimento, sendo oito espécies exclusivas desse período que passaram a não ocorrer mais pós-rompimento e após a restauração houve a ocorrência de 10 espécies, sendo três exclusivas desse período. Ao analisar o conjunto de dados foi possível verificar que houve substituição de espécies pós-ações restaurativas em meio à nova configuração do riacho, aparecendo espécies de hábitos mais generalistas e extinção local de espécies que ocorriam antes do rompimento, sendo algumas mais sensíveis e outras mais tolerantes adaptadas a ambientes lênticos, como era anteriormente. Comparado ao

período pré-distúrbio que apresentava maior heterogeneidade de grupos com atributos funcionais distintos, houve perda desses atributos em relação à alteração do ambiente, reaparecendo espécies com grupos funcionais mais semelhantes pós-ações restaurativas. O trecho a jusante da estrutura do gabião (antiga barragem), apresentou maior ocorrência de espécies, mesmo estas espécies surgindo aos poucos no decorrer dos anos, em contrapartida o trecho a montante do gabião se apresentou com baixa riqueza e diversidade, havendo a dominância de *Poecilia reticulata* e baixa abundância de *Synbranchus marmoratus*. Desta forma, foi possível verificar que está ocorrendo o isolamento dessas duas espécies a montante do gabião, visto que a jusante a diversidade e riqueza são maiores. Em meio a esta questão sugere-se que seja adotado uma medida restaurativa como uma passagem adaptada para peixes de riachos, pois a estrutura do gabião tem impossibilitado que peixes a jusante se conectem ao canal ascendente. Sugere-se ainda que haja o contínuo monitoramento e acompanhamento da ictiofauna, visto que a recolonização tem ocorrido de maneira lenta nessas condições e demanda de tempo e recursos apropriados para o seu desenvolvimento e sobrevivência.

Palavras-chave: graves distúrbios, recuperação, variação temporal, ictiofauna, recolonização, conectividade.

ABSTRACT

SOINSKI, T. A. Restoration of the fish assemblage in a stream after dam rupture and ecological restoration process. 2021. 121 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

Tropical streams play a key ecological role in biodiversity and ecological processes among freshwater ecosystems, and their inadequate protection can cause disruption to the biota and also damage its integrity. Studies evaluating major disturbances in streams and subsequent ecological restoration are scarce in the Neotropics, and assessments and monitoring of community restoration are even more important, and extremely important for generating hypotheses and understanding this process. It is noteworthy, then, that the recolonization of restored streams can be slow and the biota of these environments can be initially dominated by generalist species, however, little is known about the recovery rates of fish assemblages and their dynamics. In this sense, the present study aimed to look for patterns of fish community restoration in a neotropical stream after five years of dam failure and restorative activities, analyzing biotic data and environmental data. The data worked comprised ten years of sampling, being 2010 to 2013, pre-disturbance period, 2014-2015 post-disturbance period and 2016 to 2019, post-restoration period. The sampling points for the pre- and post-disturbance periods refer to three sections, while for the post-restoration period, seven points were sampled, five points upstream of the gabion structure (place of the old dam) and two points downstream. The environmental characterization was carried out from the measurement of physical and chemical variables of the water, using a multiparameter probe, and structural variables with observation of the conditions of the surrounding area in terms of marginal vegetation, types of substrate and level of anthropization, applying an evaluation protocol. fast (PAR). The sampling of the ichthyofauna was characterized through the active methodologies: sieve, net and trawl. The fish community was evaluated by applying indices and statistical analyzes such as cluster analysis (NMDS), correspondence analysis (CA) and canonical correspondence analysis (CCA). The studied stretch showed variations over time, being characterized by differences in the speed of the current, in the conditions of the surrounding vegetation and in the substrate. The results obtained by the principal component analysis (PCA) showed that the color and turbidity variables were extremely significant in the pre- and post-rupture period. For the post-restoration period, it was evidenced low values of dissolved oxygen, slight acidity in the water, in addition, total dissolved solids and conductivity showed high peaks in some moments, due to the presence of silting in some stretches. The PAR result classified the stream state as altered, but its scores have increased in relation to the pre-restoration period, increasing habitat diversity and bed recovery. A total of 5,326 individuals belonging to five orders, eight families and 18 species of fish were sampled. Of this total, 15 species occurred before the rupture, eight species exclusive to this period that no longer occur after the rupture and after the restoration there was the occurrence of 10 species, three exclusive to this period. When analyzing the data set, it was possible to verify that there was a replacement of species after the restoration in the midst of the new configuration of the stream, with species with more general habits and local extinction of species that occurred before the rupture, some being more sensitive and others more tolerant. adapted to lentic environments, as it was before. Compared to the pre-disturbance period, which presented greater heterogeneity of groups with different functional attributes, there was a loss of these attributes in relation to the alteration of the environment, with species with more similar functional groups reappearing after restoration. The stretch downstream of the gabion structure (former dam) presented a higher occurrence of species, even these species appearing little by little over the years, on the other hand, the stretch upstream of the gabion

presented low richness and diversity, with the dominance of *Poecilia reticulata* and low abundance of *Synbranchus marmoratus*. In this way, it was possible to verify that the isolation of these two species is occurring upstream of the gabion, since the diversity and richness are greater downstream. In the midst of this issue, it is suggested that a restorative measure be adopted such as an adapted passage for stream fish, as the gabion structure has made it impossible for downstream fish to connect to the ascending channel. It is also suggested that there is continuous monitoring and follow-up of the ichthyofauna, since recolonization has occurred slowly under these conditions and demands time and appropriate resources for their development and survival.

Keywords: Serious disorders, recovery, temporal variation, ichthyofauna, recolonization, connectivity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo I: Introdução, objetivos e contextualização da área de estudo.

Figura 1 - Mapa de localização do município de Sorocaba – SP e da bacia do riacho da Campininha.....28

Figura 2 - Imagens da vista aérea do córrego da Campininha em diferentes anos mostrando as transformações ao longo do tempo. **A e B.** Imagens da área de estudo quando havia o represamento e ainda não existiam instalações de empreendimentos no entorno. **C e D.** Imagem do lago mostrando a coloração argilosa da água e evidenciando o processo de erosão nas margens. **E.** Imagem do pré-rompimento da barragem, mostrando o alto grau de assoreamento. **F.** Imagem da área de estudo logo após rompimento da estrutura evidenciando o assoreamento do leito. **G.** Imagem pré-restauração ecológica. **H e I.** Imagens da área de estudo pós-ações restaurativas ecológica do riacho.....30

Figura 3 - Atividades de recuperação implementadas após rompimento da barragem no córrego da Campininha.....31

Figura 4 - Linha do tempo do histórico da área de estudo e intervenções realizadas no riacho da Campininha, indicando a nomenclatura dos períodos adotados nos próximos capítulos.....32

Capítulo II: Variação ambiental em longo prazo após graves distúrbios e processo de atividades restaurativas em um riacho tropical

Figura 1 - Pontos de amostragem e monitoramento antes do rompimento da barragem, sendo o P1 a montante da barreira, o lago e os pontos P2 e P3 a jusante da barragem.....39

Figura 2 - Pontos de amostragem pós-ações restaurativas ecológica no riacho, sendo os pontos P1 a P5 localizados a montante da estrutura do gabião e os pontos P6 e P7, localizados a jusante do gabião.....39

Figura 3 - Fotos da área de estudo para os períodos pré e pós-rompimento e pré e pós-ações restaurativas ecológica do riacho. **A e B.** Imagens da área de estudo quando havia o

represamento, lagoa com margens assoreadas e sem vegetação no entorno. **C.** Imagem do riacho a jusante da barragem, com muita presença de assoreamento. **D.** Imagem de satélite mostrando o panorama geral do riacho, com grande intensificação de movimentação de terra e construção de empreendimentos. **E e F.** Imagem da área de estudo logo após rompimento da estrutura evidenciando o assoreamento do leito. **G.** Imagem do riacho a jusante logo pós-rompimento da barragem. **H.** Imagem de satélite da área de estudo pós-rompimento da barragem. **I e J.** Imagens da área de estudo pré-restauração ecológica. **K.** Imagem do riacho a jusante pré-restauração ecológica. **L.** Imagem de satélite da área de estudo pré-restauração. **M e N.** Imagens do riacho restaurado após cinco anos do rompimento. **O.** Imagem do riacho a jusante pós-ações restaurativas. **P.** Imagem de satélite da área de estudo após cinco anos de atividades restaurativas.....43

Figura 4 - Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas antes e após o rompimento da barragem.....44

Figura 5 - Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas após processo de atividades restaurativas no riacho.....45

Figura 6 - Ordenação pela Análise de Componentes Principais (PCA; PC1 x PC2) das variáveis físicas e químicas amostrados nos pontos do córrego da Campinha para os períodos pré e pós-rompimento.....46

Figura 7 - Ordenação pela Análise de Componentes Principais (PCA; PC1 x PC2) das variáveis físicas e químicas amostrados nos pontos do córrego da Campinha para os períodos pré e pós-ações restaurativas.....47

Figura 8 - Médias dos parâmetros avaliados pelo PAR entre os períodos pré e pós-ações restaurativas.....48

Figura 9 - Dendrograma da Análise de Agrupamento entre os pontos do período pré e pós-ações restaurativas utilizando os dados obtidos pelo PAR (Cophen. Corr.: 0,9182 estimador Bray-Curtis).....49

Capítulo III: Recolonização da assembleia de peixes em um riacho tropical impactado por rompimento de barragem após cinco anos de atividades restaurativas

Figura 1 - Pontos de amostragem pós-ações restaurativas ecológica no riacho, sendo os pontos P1 a P5 localizados a montante da estrutura do gabião e os pontos P6 e P7, localizados a jusante do gabião.....	61
Figura 2 - Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas pré e pós-rompimento da barragem no riacho (2010 a 2014). A. Variáveis pH médio e OD médio. B. Variáveis, cor médio e turbidez médio.....	66
Figura 3 - Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas após processo de atividades restaurativas no riacho (2016 a 2019).....	66
Figura 4 - Prancha com exemplares de peixes coletados no período de 2018-2019 no córrego da Campininha.....	121
Figura 5 - Riqueza taxonômica da ictiofauna sob influência do rompimento da barragem no córrego da Campininha, registradas entre os períodos, antes (2010-2013), pós (2014-2015) e depois (2016-2019) do barramento.....	71
Figura 6 - Abundância da ictiofauna sob influência do rompimento da barragem no córrego da Campininha, registradas entre os períodos, antes (2010-2013), pós (2014-2015) e depois (2016-2019) do barramento.....	72
Figura 7 - Gráfico de similaridade resultante da análise de agrupamento NMDS (Distância Bray-Curtis, stress: 0,1146) gerada com os dados de abundância de cada ano (2010 a 2019).....	73
Figura 8 - Dendrograma da Análise de Similaridade entre os atributos funcionais de cada espécie.....	75
Figura 9 - Plot Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada entre as composições taxonômicas, os atributos funcionais juntamente com os anos de amostragem.....	77

Capítulo IV: Barreira artificial em um riacho restaurado: uma ameaça para recolonização natural de peixes

Figura 1. Pontos de amostragem pós-ações restaurativas ecológica no riacho, sendo os pontos P1 a P5 localizados a montante da estrutura do gabião e os pontos P6 e P7, localizados a jusante do gabião.....	90
Figura 2. Imagens do riacho a montante do gabião e imagens mostrando a jusante do gabião. A e B. Estrutura do gabião vista de cima, na parte a montante. C. Riacho a montante do gabião. D e E. Estrutura do gabião que conecta os trechos do riacho. F. Riacho a jusante do gabião.....	90
Figura 3. Abundância (N) total para cada ponto amostrado, separados pela estrutura do gabião no período de 2018-2019.....	94
Figura 4. Riqueza (S) total para cada ponto amostrado, separados pela estrutura do gabião no período de 2018-2019.....	95
Figura 5. Índices de Diversidade Shannon (H') e Equitabilidade dos pontos amostrados, separados pela estrutura do gabião.....	95
Figura 6. Plot Análise de Correspondência (CA) realizada entre as composições taxonômicas, os pontos e os anos de amostragem.....	96
Figura 7. Distribuição das espécies do riacho no P1(montante do obstáculo gabião).....	97
Figura 8. Distribuição das espécies do riacho no P2 (montante do obstáculo gabião).....	97
Figura 9. Distribuição das espécies do riacho no P3 (montante do obstáculo gabião).....	98
Figura 10. Distribuição das espécies do riacho no P4 (montante do obstáculo gabião).....	98
Figura 11. Distribuição das espécies do riacho no P5 (montante do obstáculo gabião).....	99
Figura 12. Distribuição das espécies do riacho no P6 (jusante do obstáculo gabião).....	99
Figura 13. Distribuição das espécies do riacho no P7 (jusante do obstáculo gabião).....	100
Figura 14. Fluxograma com os fatores que tornam as estruturas artificiais como obstáculos para o deslocamento de peixes.....	100
Figura 15. Exemplo de mecanismo de transposição do tipo escada com soleira ou degrau..	105
Figura 16. Exemplos adaptados de passagem para peixes de riachos, principalmente associado à construção de rodovias.....	107

LISTA DE TABELAS

Capítulo I: *Introdução, objetivos e contextualização da área de estudo.*

Tabela 1. Relação de espécies de mudas de árvores plantadas na APP do córrego da Campininha.....	114
---	-----

Capítulo II: *Variação ambiental em longo prazo após graves distúrbios e processo de atividades restaurativas em um riacho tropical*

Figura 1 - Protocolo de Avaliação rápida das variáveis estruturais.....	116
Figura 2 - Identificação dos valores do protocolo de avaliação rápida.....	117
Figura 3 - Média das variáveis físicas e químicas dos períodos pré e pós-rompimento (sendo específico destes períodos as variáveis cor e turbidez) e dos períodos pré e pós-ações restaurativas (sendo Temp. água, STD e Cond. as variáveis específicas destes períodos).....	118
Figura 4 - Valores médios obtidos através do protocolo de Avaliação para os anos de 2014/2015, 2016/2017 e 2018/2019.....	119

Capítulo III: *Recolonização da assembleia de peixes em um riacho tropical impactado por rompimento de barragem após cinco anos de atividades restaurativas*

Tabela 1. Pontos de amostragem e suas respectivas coordenadas geográficas.....	60
Tabela 2. Valores médios obtidos através do protocolo de Avaliação para os anos 2014/2015, 2016/2017 e 2018/2019.....	67

Tabela 3. Composição, abundância e exclusividade (Exc., assinalada com “X”) das espécies de peixes amostradas pré e pós-rompimento e pós-ações restaurativas do riacho da Campininha. (Fotos dos exemplares do período 2018-2019 em anexo Figura 4).....69

Tabela 4. Valores dos índices de riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade para cada ano amostrado.....120

Tabela 5. Atributos funcionais da ictiofauna coletada pré e pós- rompimento da barragem e pós atividades restaurativas no riacho da Campininha, adaptado de Perônico et al. (2019).....74

Capítulo IV: Barreira artificial em um riacho restaurado: uma ameaça para recolonização natural de peixes

Tabela 1. Composição taxonômica e abundância das espécies de peixes amostradas no riacho da Campininha. (Fotos dos exemplares Figura 4 cap. III - anexo).....93

Tabela 2. Efeitos e consequências da falta de conectividade pela estrutura artificial física na comunidade de peixes de riachos.....101

Tabela 3. Critérios eficazes utilizados para projetar passagem de peixes de riachos.....107

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C.P. – Comprimento padrão

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

Cond. – Condutividade

CPF – Culvert Fish Passage

CRHEA - Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais

Exc. – Exclusividade

FD - Funcional Diversity (Diversidade Funcional)

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

LC – Pouco Preocupante

OD - Oxigênio dissolvido

RMP – Restricted Movement Paradigm

SISBIO – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade

STD - Sólidos Totais Dissolvidos

STP – Sistema de Transposição para Peixes

Temp. – Temperatura

UPGMA – Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean (Método de ligação média não ponderada)

ÍNDICES E ANÁLISES:

CA - Análise de Correspondência

CCA - Análise de Correspondência Canônica

H' – Diversidade de Shannon

J - Equitabilidade

N – Abundância

NMDS - Escalonamento Multidimensional Não Métrico

PAR – Protocolo de Avaliação Rápido

PCA – Análise de Componentes Principais

S - Riqueza

ATRIBUTOS FUNCIONAIS:

C. P. Aus. – Cuidado Parental Ausente

C. P. Pres. – Cuidado Parental Presente

CARN. – Carnívoro

Col. d'água – Coluna d'água

Emb. Ext. – Embrião Externo

Emb. Int. – Embrião Interno

Fec. Ext. – Fecundação Externa

Fec. Int. – Fecundação Interna

HERB. – Herbívoro

INSET. – Insetívoro

Marg. – Margem

ONIV. – Onívoro

Ráp. – Rápido

Reman. – Remanso

SED. – Sedentário

T. C. Grand. – Tamanho corporal grande

T. C. Méd. – Tamanho corporal médio

T. C. Peq. – Tamanho corporal pequeno

ESPÉCIES:

A. lacustris – *Astyanax lacustris*

H. bifasciatus – *Hyphessobrycon bifasciatus*

P. fasciatus – *Psalidodon fasciatus*

P. paranae – *Psalidodon paranae*

S. notomelas - *Serrapinnus notomelas*

S. marmoratus – *Synbranchus marmoratus*

P. reticulata – *Poecilia reticulata*

SUMÁRIO

<i>APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO</i>	21
<i>Capítulo I: Introdução, objetivos e contextualização da área de estudo</i>	23
1 INTRODUÇÃO	23
2 OBJETIVO GERAL.....	26
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	27
3.1 HISTÓRICO DE IMPACTOS E INTERVENÇÕES	29
REFERÊNCIAS	32
<i>Capítulo II: Variação ambiental em longo prazo após graves distúrbios e processo de atividades restaurativas em um riacho tropical</i>	35
RESUMO	35
1 INTRODUÇÃO	35
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	37
2.1 Área de estudo.....	37
2.2 Dados da área de estudo	38
2.3 Caracterização ambiental do córrego.....	40
2.4 Análise de dados	40
3 RESULTADOS.....	41
3.1 Recuperação gradual do ambiente ao longo do tempo.....	41
3.2 Variação temporal dos parâmetros físicos e químicos	43
3.2 Avaliação da atividades restaurativas no riacho	47
4 DISCUSSÃO	49
5 CONCLUSÕES	53
REFERÊNCIAS.....	54
<i>Capítulo III: Recolonização da assembleia de peixes de um riacho neotropical impactado por rompimento de barragem após cinco anos de atividades restaurativas</i>	57
RESUMO	57
1 INTRODUÇÃO	58
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	59
2.1 Área de estudo.....	59
2.2 Caracterização ambiental do córrego.....	61
2.3 Ictiofauna	62

2.4 Análise de dados	63
3 RESULTADOS	64
4 DISCUSSÃO	77
5 CONCLUSÕES	82
REFERÊNCIAS	83
<i>Capítulo IV: Barreira artificial em um riacho restaurado: uma ameaça para recolonização natural de peixes</i>	86
RESUMO	86
1 INTRODUÇÃO	86
2 MATERIAL E MÉTODOS	89
2.1 Área de estudo	89
2.2 Ictiofauna	91
2.3 Análise de dados	91
3 RESULTADOS	92
3.1 Desconectividade funcional no riacho e seus efeitos sobre a assembleia de peixes	92
4 DISCUSSÃO	102
5 MEDIDAS DE MITIGAÇÃO	104
6 CONCLUSÕES	108
REFERÊNCIAS	109
ANEXOS	114

APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação é o resultado de uma pesquisa realizada no município de Sorocaba/SP, especificamente no córrego da Campininha (Figura 1), localizado na região norte do município, sendo considerado de 1ª ordem e afluente da margem direita do rio Sorocaba. De forma a facilitar a apresentação dos resultados obtidos, assim como, a publicação dos mesmos na forma de artigos científicos a dissertação foi estruturada em quatro capítulos sequenciais, porém independentes, descritos a seguir:

Capítulo I: *Introdução, objetivos e contextualização da área de estudo* -

O primeiro capítulo traz uma breve introdução acerca do assunto, seguido pelo objetivo geral que norteou toda a pesquisa e os três objetivos específicos correspondentes aos próximos capítulos da dissertação. Além disso, foi feita uma contextualização da área de estudo abordando aspectos relacionados às mudanças, aos impactos e as medidas de mitigação que foram tomadas após os graves distúrbios que ocorreram no riacho da Campininha.

Capítulo II: *Variação ambiental em longo prazo após distúrbios graves e processo de atividades restaurativas em um riacho tropical* - Esse capítulo corresponde a uma interpretação temporal acerca das variações ambientais, desde quando a área de estudo apresentava a barragem até cinco anos após as atividades restaurativas no riacho, com o intuito de descrever e comparar o ambiente ao longo destes anos.

Capítulo III: *Recolonização da assembleia de peixes em um riacho tropical impactado por rompimento de barragem após cinco anos de atividades restaurativas* - O terceiro capítulo aborda a questão da distribuição da assembleia de peixes trabalhando os dados de quando a área de estudo ainda apresentava o represamento, comparando com os dados de quando houve o rompimento da barragem até o presente estudo que compreende cinco anos após as atividades restaurativas, a fim de explicar o que acontece com essa comunidade ao longo do tempo e como ocorre o restabelecimento da assembleia de peixes.

Capítulo IV: *Barreira artificial em um riacho restaurado: uma ameaça para recolonização natural de peixes* – O último capítulo da dissertação corresponde a uma avaliação e discussão a respeito da estrutura do gabião que tem interferido na recolonização de peixes no riacho restaurado, além de ser muito comum também em riachos que cruzam estradas e rodovias, abordando os impactos que essa estrutura pode causar nas assembleias, apresentando um estudo de caso, além de propor sugestões para minimizar os impactos desse obstáculo.

Capítulo I: Introdução, objetivos e contextualização da área de estudo

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento dos centros urbanos vem acompanhado da degradação dos recursos hídricos, tendo os ecossistemas de água doce (e.g. riachos e rios) os que mais são atingidos com os impactos resultantes das atividades humanas, tornando-os ambientes extremamente alterados e ameaçados (MARTINOVIC-VITANOVIC et al., 2013; ROBINSON et al., 2014). Os riachos de cabeceira considerados de 1ª a 3ª ordem por Vannote et al. (1980) são sensíveis às mudanças no uso da terra, e a outros tipos de impactos como lançamento de esgoto, remoção da vegetação ripária e barramentos (SILVA, 2017; SMITH et al., 2019).

Para Kent e Stelzer (2007), há um aumento das taxas de entrada de sedimento em rios e riachos como consequências das mudanças no uso da terra, principalmente por causa da intensificação da agricultura, desflorestamento, mineração, construção de estradas e desenvolvimento urbano, sendo que esse processo acarreta em consequências para as características físicas e químicas dos ecossistemas de água doce com efeitos para sua comunidade biótica.

Bennemann & Silva (2017) afirmam que riachos de pequeno porte constituem a maioria dos riachos, e em combinação totalizam a maior extensão de ecossistemas fluviais do mundo, ressalta-se que tais riachos são o abrigo de muitas espécies únicas, assim como locais primários de interação entre os ecossistemas terrestre e aquático, além de proporcionarem os serviços ecossistêmicos, tal como fonte de água limpa. No entanto, esses ambientes têm se tornado sensível a uma série de fatores de estresse, incluindo impactos de urbanização, agricultura, desmatamento, espécies invasoras, regulação de fluxo, extração de água, barramentos e mineração (PALMER et al., 2010).

Os impactos citados agindo individualmente ou em conjunto, normalmente levam a uma diminuição na biodiversidade devido à redução da qualidade da água, regimes de fluxo biologicamente inadequados, barreiras de dispersão, entradas alteradas de matéria orgânica ou luz solar e habitat degradado. Desta forma, os riachos são cada vez mais afetados por vários fatores de estresse que levam à perda de espécies sensíveis e a uma redução geral da diversidade (BENNEMANN & SILVA, 2017).

O trabalho em questão abordou os graves distúrbios que um riacho tropical sofreu com o rompimento de uma pequena barragem, além das intervenções realizadas no mesmo, que resultou de atividades restaurativas no riacho. Lu et al. (2015), destacam que a construção de barragens em ecossistemas de água doce é considerado um dos fatores que mais promovem mudanças nesses ambientes provocando alterações na dinâmica de transporte e deposição de sedimentos, além das comunidades aquáticas que sofrem alterações em relação a disponibilidade de alimento, habitat e reprodução.

Segundo Pisaniello et al. (2015), outra problemática relacionada a instalação de barragens, principalmente as de pequeno porte, se refere à segurança das mesmas, pois esses autores apontam que um grande número de falhas notáveis em pequenas barragens ocorre em todo o mundo, com consequências desastrosas para os ambientes de água doce. Isso acontece, porque pequenas barragens em muitos casos, não são propriamente projetadas e suas construções não são baseadas em critérios de engenharia comprometendo assim a segurança destas, sendo que as variações nas vazões, picos de chuva, deslizamentos de terra e a idade da estrutura, somados aos problemas de projetos apontados, têm grande influência para as falhas estruturais (DAM et al., 2012).

Quando ocorre o rompimento dessas barragens, grande quantidade de água e sedimento é transportada rio/riacho abaixo, onde todo o ecossistema aquático e sistemas adjacentes sofrem graves alterações, tais como mudanças nas características físicas e químicas da água, da morfologia do canal e da composição do leito e do sedimento, sendo necessárias atividades de intervenção na área e implantação de planos de recuperação, destacando-se a implantação de projetos de atividades restaurativas (CARDOSO & BAPTISTA, 2011).

Em relação às comunidades aquáticas, o aumento de partículas finas em suspensão no corpo d'água provoca o colapso das brânquias, levando-os à morte por asfixia, nesse grupo incluem-se os peixes e macroinvertebrados bentônicos. Deve-se considerar ainda que muitos organismos são simplesmente soterrados, em virtude da descarga sólida e da densidade do rejeito. Dessa forma, evidencia-se que a mortalidade instantânea é apenas um dos impactos causados pelo rompimento de barragem nesses organismos aquáticos, além disso, as alterações físicas e químicas provocadas pela lama também impactam toda a cadeia trófica, que envolve desde a comunidade planctônica, macroinvertebrados bentônicos e peixes que dependem diretamente da água (LU et al, 2015).

A atividades restaurativas surge então como forma de recuperar ecossistemas de água doce degradados a partir da intervenção humana, visando facilitar e acelerar o processo natural da sucessão ecológica, sendo considerada uma necessidade contemporânea,

principalmente quando se tratam de áreas de preservação permanente, como as situadas ao longo de qualquer curso d'água (SILVEIRA, 2004; PALMER et al., 2014). As técnicas de atividades restaurativas tiveram as primeiras experiências a partir de intervenções em ecossistemas terrestres, dada então a mesma importância para os ecossistemas aquáticos, de maneira a intervir para se alcançar à efetiva resiliência do meio (RODRIGUES & GANDOLFI, 2000).

Após processo de restauração ecológica, ocorre à necessidade de monitorar esses ambientes para acompanhar a efetividade da recuperação e também o restabelecimento das comunidades após os distúrbios, logo, programas de monitoramento utilizam os peixes e macroinvertebrados bentônicos como indicadores do meio (MONDY et al., 2012). As comunidades refletem a qualidade ambiental da água no momento da avaliação e fornecem um panorama sobre a saúde geral do ambiente aquático, refletindo também os efeitos acumulativos dos fatores impactantes sobre o ecossistema ao longo do tempo (ABBASI & ABBASI, 2011; JANKE et al., 2018).

O restabelecimento das comunidades aquáticas pós-processo de atividades restaurativas demanda de tempo e condições favoráveis, sendo necessário o monitoramento em longo prazo. Além disso, a velocidade de recolonização de toda a biota também pode depender das características autoecológicas de cada espécie remanescente, como atributos de história de vida, disponibilidade e acessibilidade aos refúgios, resistência (capacidade de suportar perturbações, manutenção das mesmas condições durante e após o evento) e resiliência (capacidade de recuperação após o distúrbio), em resposta a impactos antrópicos (PAULA, 2010; LAKE, 2013).

Estudos recentes de Ceneviva-Bastos et al. (2017) e Manzotti et al. (2020), propuseram e avaliaram a restauração de trechos em riachos altamente degradados e fisicamente impactados decorrentes de ações antrópicas, através da inserção de estruturas artificiais de madeira e pacotes de folhas para testar se as adições podem aumentar a heterogeneidade do habitat e alterar a estrutura taxonômica e funcional das comunidades de peixes em um período de tempo relativamente curto, no entanto os resultados não foram satisfatórios.

Para Marques et al. (2013) e Marcucci (2016), a recolonização de um habitat depende da natureza e proporção do distúrbio causado, e ainda da proximidade de uma fonte dispersora de colonizadores, que irão facilitar o restabelecimento das espécies ou dificultar, podendo demorar anos até que se torne habitado novamente. Desta forma, a recuperação pode ser alcançada levando em consideração as rotas de colonização disponíveis (CENEVIVA-

BASTOS et al., 2012). Destaca-se então, que a recolonização de riachos restaurados pode ser lenta e sua biota pode ser dominada inicialmente por espécies generalistas, no entanto, pouco é conhecido sobre as taxas de recuperação das assembleias dos organismos e suas dinâmicas (ILMONEN et al., 2013), principalmente quando se consideram ambientes tropicais, onde pesquisas e programas de monitoramento biológico ainda não são muito realizados e divulgados.

No Brasil, estudos sobre recolonização em riachos pós atividades restaurativas são escassos, especialmente porque informações sobre riqueza e abundância da comunidade de peixes em um período de pré-perturbação são geralmente ausentes (MANZOTTI et al., 2020). No caso deste estudo há dados da assembleia de peixes pré e pós-distúrbios, que nos permite avaliar e comparar os atributos da comunidade e como esta se restabelece ao longo do tempo.

A partir das questões apresentadas acima e a importância do desenvolvimento de pesquisas voltadas ao biomonitoramento de riachos degradados e sob processo de recuperação, a realização de trabalhos avaliando o efeito de impactos nesses ambientes é de extrema importância, pois desta forma é possível criar medidas de mitigação, ou até mesmo prevenir distúrbios quando já se tem conhecimento prévio sobre o local. Além disso, este trabalho apresenta uma oportunidade para a compreensão das etapas envolvidas em um fluxo de recuperação do ambiente e da comunidade de peixes após graves impactos decorrentes de perturbações antrópicas.

Considerando todos esses aspectos, buscou-se evidenciar a efetividade das atividades restaurativas em um riacho tropical após cinco anos da implementação do projeto, avaliando o restabelecimento das espécies de peixes, que respondem de formas diferentes as alterações ambientais, dando continuidade ao trabalho realizado anteriormente por Cerqueira (2017). Além disso, os resultados dessa pesquisa irão auxiliar no entendimento dessas questões, principalmente em ambientes tropicais, relativas à eficácia de recuperação, auxiliando gestores na tomada de decisão frente a tais eventualidades e no estabelecimento de programas de monitoramento de projetos de atividades restaurativas em riachos.

2 OBJETIVO GERAL

Consiste em caracterizar o restabelecimento da assembleia de peixes em um trecho de um riacho tropical que passou por graves distúrbios de origem antrópica, além de utilizar as variáveis limnológicas e os dados pré e pós-rompimento para mostrar o que acontece com a comunidade íctica e o ambiente ao longo do tempo.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Considerando o objetivo geral dessa pesquisa, foram elaborados três objetivos específicos que correspondem aos capítulos da dissertação:

- i. Analisar os efeitos dos distúrbios antrópicos no riacho e avaliar o processo de recuperação do ambiente após restauração ecológica;
- ii. Caracterizar o restabelecimento da assembleia de peixes pós-ações restaurativas ecológica no riacho e comparar a comunidade íctica pré e pós-rompimento da barragem, a fim de explicar o que acontece com essa comunidade ao longo do tempo;
- iii. Avaliar a estrutura do gabião implementada no processo das atividades restaurativas do riacho, intervenções estas, comuns em riachos, mas que podem isolar sítios a montante e a jusante, além de abordar os impactos que essa estrutura pode causar nas assembleias de peixes, propondo sugestões para minimizar os impactos desse obstáculo.

3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no município de Sorocaba, na região sudeste do Estado de São Paulo, sob as coordenadas geográficas: 23°22'39.53"S e 47°28'16.42"O. O uso do solo é caracterizado por áreas urbanizadas e industrializadas, reflorestamento, áreas de cultivo, pastagens naturais e cultivadas na zona rural, sendo que quase a totalidade do município é considerada urbana. O clima do município é caracterizado como tropical, com verões quentes e chuvosos, com temperatura média de 24,6 °C e precipitação média de 176 mm mês⁻¹, e invernos ligeiramente frios e secos, 19 °C e 47,6 mm mês⁻¹ (BORTOLETO et al., 2016). Conforme a classificação de Köppen, Sorocaba se localiza numa região de transição entre o clima tipo Cfa e Cwa e encontra-se na zona de transição entre o Planalto Atlântico e a Depressão Periférica.

Em relação à hidrografia, Sorocaba apresenta um padrão predominantemente dendrítico, com aproximados 1200 km² de rede hidrográfica de várias ordens e um número aproximado de 2.881 nascentes, sendo 1.921 localizadas em áreas urbanas e 960 em áreas rurais, no entanto, atualmente os riachos situados na área urbana apresentam inúmeras alterações, como canalização, perda de vegetação ciliar, lançamento de efluentes domésticos clandestinos, entulhos de construção civil, assoreamento e erosão que influenciam

diretamente na comunidade aquática, principalmente nas assembleias de peixes que são mais restritas a esses ambientes e dependentes da vegetação ciliar (ZANINI et al., 2016).

O Córrego da Campininha, objeto dessa pesquisa, se encontra na região norte do município (Figura 1), sendo considerado um corpo d'água de primeira ordem, com um histórico de degradação, tendo passado por processos de supressão da vegetação ciliar, represamento do canal para aproveitamento da água para fins agropecuários e criação de peixes exóticos, além do rompimento da barragem e assoreamento do canal. Outros trabalhos já foram realizados no mesmo local, sendo a implementação do processo de restauração realizado por Moreira (2016), monitoramento com macroinvertebrados no trecho restaurado realizado por Pinto (2017) e acompanhamento das implicações da restauração usando a comunidade de peixes como indicadora, realizado por Cerqueira (2017).

A fitofisionomia vegetal da área de estudo corresponde à floresta estacional semidecidual, que acompanha o córrego, complementando a mata ciliar. O córrego 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 à construção da barragem (CARVALHO, 2015).

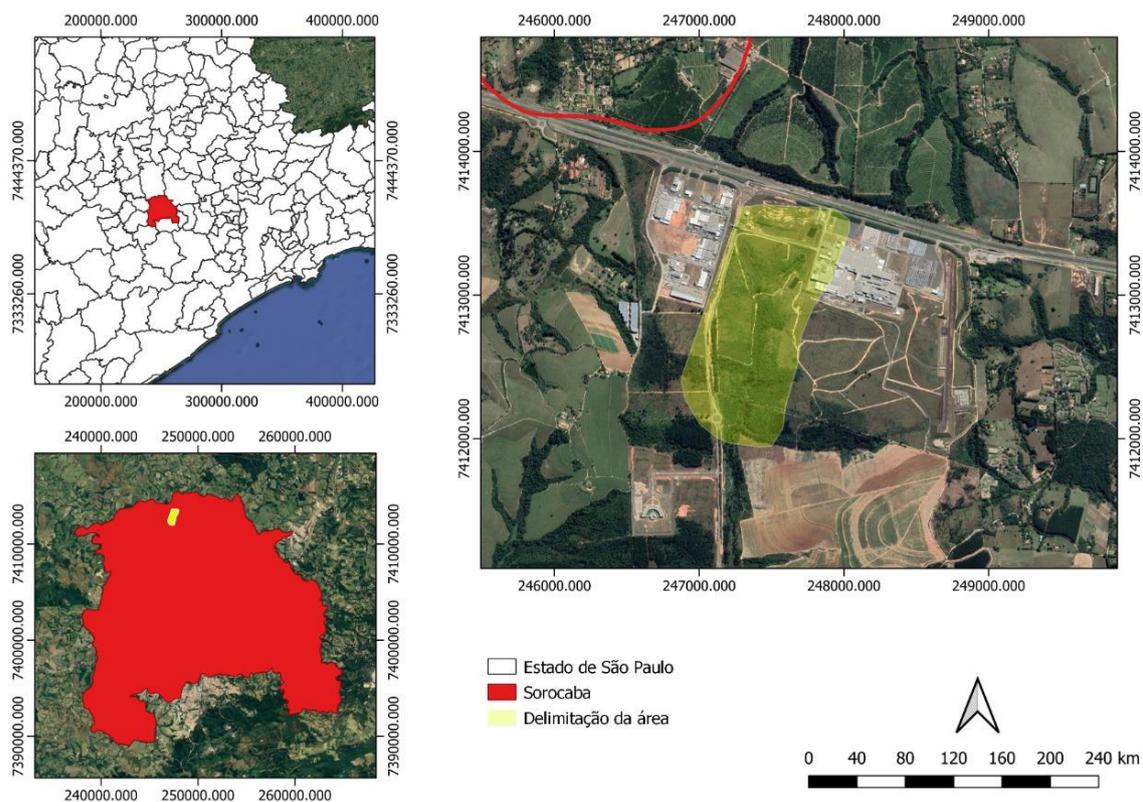


Figura 1. Mapa de localização do município de Sorocaba – SP e da bacia do riacho da Campininha.

Fonte: elaborado por Lucio Pinheiro.

3.1 HISTÓRICO DE IMPACTOS E INTERVENÇÕES

A área de estudo era uma propriedade rural, onde havia um barramento no córrego com a finalidade de bebedouro para o gado e criação de algumas espécies de peixes exóticos, como a tilápia. Dessa forma, houve a descaracterização da cabeceira do pequeno riacho denominado córrego da Campininha. Este barramento no riacho foi construído antes do ano de 2005 (histórico do Google Earth), como pode ser observado na Figura 2-A. Devido às principais atividades exercidas pela propriedade, a vegetação ripária sofreu supressão e a partir disto houve o deslocamento de sedimentos para dentro do lago (Figura 2-B). No ano de 2010 iniciou-se intensa movimentação de terra na área de estudo e em 2011 começaram as obras de pavimentação da Avenida Itavuvu, próxima a área de estudo, que ampliou a movimentação de terra. Em 2011 ainda, as precipitações dos três primeiros meses foram imprevistas e anormais, chegando a ultrapassar 165,0 mm de chuva. As chuvas excessivas resultaram no deslocamento de grande quantidade de sedimentos acumulados no local do empreendimento ocasionando a movimentação para dentro do corpo hídrico, redução do mesmo e assoreamento (Figura 2-C).

Em 2012, iniciaram-se as atividades de infraestrutura de inúmeras instalações industriais, onde através de intensa movimentação de terra, causou o carreamento de mais sedimentos para o córrego, levando ao assoreamento dos trechos a jusante (Figura 2-D e 2-E). No final de 2013 e início de 2014, o contínuo carreamento de sedimentos, a falta de manutenção da barragem aliado a forte precipitação na época resultaram na ruptura da barragem e no desaparecimento do lago (Figura 2-F). Todo o sedimento ali depositado desde a formação da barragem foi carreado à jusante do riacho, ocasionando assim, mais impactos incluindo a alteração da geomorfologia local.

Após o acidente foi implementado o projeto de atividades restaurativas do riacho de forma fragmentada, sendo que para o ano de 2014 foram realizadas intervenções em nível de paisagem com o plantio de mudas na APP (Tabela 1- anexo) e a contenção dos processos erosivos. Apenas no ano de 2015 foram implementadas ações de recuperação do canal fluvial que se encontrava altamente impactado. Foi necessária a construção de um gabião, que teve como finalidade conectar os dois trechos do riacho, que se encontrava em desnível pela barragem e pelos impactos ocorridos após o rompimento. Depois de recuperado o canal fluvial do riacho que voltou a ter características de ambiente lótico, pode-se visualizar nas Figuras 2-H e 2-I que o uso e ocupação do solo mostraram para o ano de 2018 e 2020, uma

diminuição das áreas de solo exposto e aumento da cobertura vegetal, demonstrando resultados da implantação do projeto em nível de paisagem.



Figura 2. Imagens da vista aérea do córrego da Campininha em diferentes anos mostrando as transformações ao longo do tempo. **A e B.** Imagens da área de estudo quando havia o represamento e ainda não existiam instalações de empreendimentos no entorno. **C e D.** Imagem do lago mostrando a coloração argilosa da água e evidenciando o processo de erosão nas margens. **E.** Imagem do pré-rompimento da barragem, mostrando o alto grau de assoreamento. **F.** Imagem da área de estudo logo após rompimento da estrutura evidenciando o assoreamento do leito. **G.** Imagem pré-restauração ecológica. **H e I.** Imagens da área de estudo pós-ações restaurativas ecológicas do riacho.

Fonte: Google Earth (2020).

Dos impactos mais relevantes ocorridos no córrego da Campininha, considera-se que a ruptura da barragem e o carreamento de sedimento, foram os fatores que impulsionaram a necessidade da implantação de um projeto de recuperação do local. Assim, após o rompimento da barragem, foi implementado um programa de restauração ecológica, sendo recuperado o canal fluvial do riacho que voltou a ter características de ambiente lótico em toda a sua extensão (MOREIRA, 2016). As atividades de renaturalização da área apresentadas na Figura 3, incluíram a implementação de medidas ecohidrológicas, contenção das margens e reflorestamento com recuperação da vegetação ripária (MOREIRA, 2016).

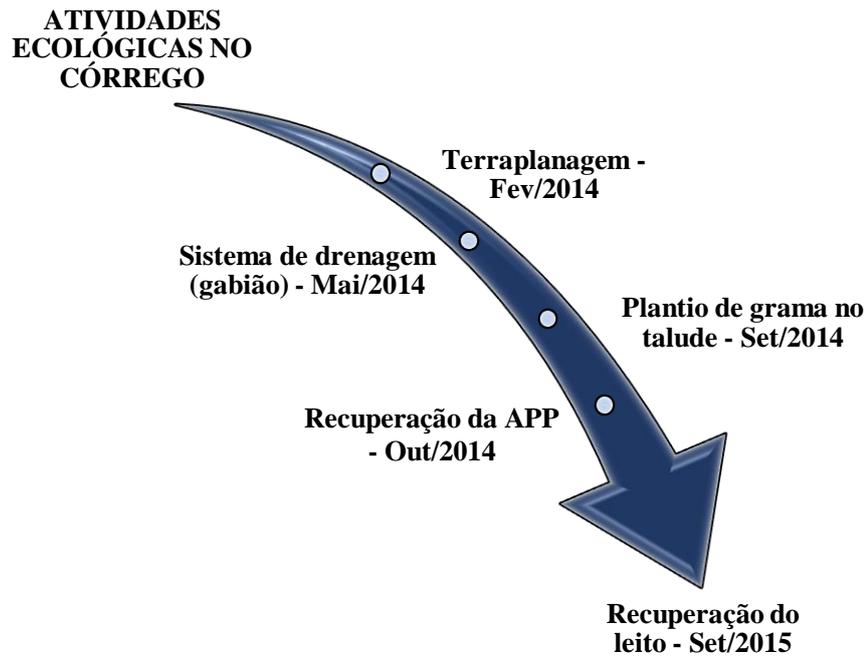


Figura 3. Atividades de recuperação implementadas após rompimento da barragem no córrego da Campininha.

Fonte: autora baseado em Moreira (2016).

Desta forma, considerando todo o histórico da área, assim como o evento de rompimento da barragem, a coleta e análise de dados foram divididas em períodos conforme observado na Figura 4, onde destaca-se que o período entre 2010 e novembro de 2013 foi denominado de pré-rompimento, quando o riacho ainda possuía duas situações (lêntico - a represa, e lótico - a jusante da represa). O ano de 2014 foi classificado como pós-rompimento ou Pré-restauração, tal classificação foi adotada por haver amostragens nesse ano logo após o rompimento da estrutura (janeiro de 2014) e durante a implementação das medidas, que implica em distúrbios no ecossistema aquático. O período posterior a janeiro de 2016 até a presente data foi classificado como pós-ações restaurativas, levando em consideração que as atividades de intervenção na área foram encerradas no ano de 2015 com a recuperação do leito do riacho.



Figura 4. Linha do tempo do histórico da área de estudo e intervenções realizadas no riacho da Campininha, indicando a nomenclatura dos períodos adotados nos próximos capítulos.

Fonte: autora.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T. & ABBASI, S. A. Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices. **Journal of Water and Health**, v. 9, n. 2, p. 330–348, 2011.

BENNEMANN, S. T & SILVA, J. F. M. Ecologia de Riachos de Montanha da Mata Atlântica. 1.ed. Londrina: Eduel, 2017. p. 136.

BORTOLETO, L. A. et al. Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 724–735, jan. 2016.

CENEVIVA-BASTOS, M. et al. 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.

CENEVIVA-BASTOS, M. et al. Responses of aquatic food webs to the addition of structural complexity and basal resource diversity in degraded Neotropical streams. **Austral Ecol** . 2017; 42(8):908-19. <https://doi.org/10.1111/aec.12518>.

CARDOSO, A. S. & M. B., BAPTISTA. Metodologia para avaliação de alternativas de intervenção em cursos de água em áreas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.16, n. 1, p.129-139, jan./mar. 2011.

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 – UFPR, 2015.

CERQUEIRA, V. L. A. Assembleia de peixes em um riacho degradado: implicações para restauração e conservação. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba/SP, 2017.

- DAM, T. T. et al. Adequacy of policy and practices for small agricultural dam safety accountability and assurance in Vietnam. **Agricultural Water Management**, v. 112, p. 63–74, set. 2012.
- ILMONEN, J. et al. Detecting restoration impacts in inter-connected habitats: Spring invertebrate communities in a restored wetland. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 165–169, jul. 2013.
- JANKE et al. Bioindicadores aquáticos. *In*: SOUZA, R. A. L (org.). *Ecosistemas aquáticos: tópicos especiais*. 1. ed. Belém: **Edufra**, 2018. p. 229-230. Disponível em: https://portaleditora.ufra.edu.br/images/ecossistemas_aquaticos_ok.pdf
- KENT, T. R.; STELZER, R. S. Effects of deposited fine sediment on life history traits of *Physa integra* snails. **Hydrobiologia**, v. 596, n. 1, p. 329–340, 27 jul. 2007.
- LAKE, P. S. 2013. Resistance, Resilience and Restoration. **Ecological Management and Restoration**, vol. 14, no. 1, p. 20-24. <http://dx.doi.org/10.1111/emr.12016>
- LU, X. X. et al. Sediment budget as affected by construction of a sequence of dams in the lower Red River, Viet Nam. **Geomorphology**, v. 248, p. 125–133, 1 nov. 2015.
- LYTLE, D. A. 2000. Efeitos bióticos e abióticos de inundações repentinas em uma corrente de deserto montana. **Archiv für Hydrobiologie**, vol. 150, p. 85-100.
- MARQUES, L. C. et al. Progressive recovery of a tropical deforested stream community after a flash flood. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 2013, vol. 25, no. 2, p. 111-123. doi.org/10.1590/S2179-975X2013000200002.
- MANZOTTI, A. R. et al. Short-term response of fish assemblages to instream habitat restoration in heavily impacted streams. **Neotrop. ichthyol.** vol.18 no.1. Maringá 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-2019-0052>.
- MARCUCCI, C. R. Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR. 2016.m
- MARTINOVIC-VITANOVIC, V. et al. Limnological study of Serbian oxbow shaped Lake Srebrno, with special emphasis on the benthic community composition and structure. **Ekologia**, v. 32, n. 1, p. 66–86, 2013.
- MONDY, C. P. et al. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 452–467, jul. 2012.
- MOREIRA, P. A. P. A atividades restaurativas de córregos tropicais: estudo de caso do córrego da Campininha, SP, Brasil. Sorocaba: UNISO, 2016. Dissertação (Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais, Universidade de Sorocaba, 2016.
- PALMER, M. A. et al. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice?. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 205-222, jan. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>.

PALMER, M. A. et al. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. **Ecological Engineering**. V. 65, p. 62-70, 2014.

PINTO, T. J. S. Macroinvertebrados como bioindicadores em riacho tropical: uma avaliação de impactos por sedimentação, rompimento de barragem e de recuperação após medidas de restauração. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017.

PISANIELLO, J. D. et al. International small dam safety assurance policy benchmarks to avoid dam failure flood disasters in developing countries. **Journal of Hydrology**, v. 531, n. 3, p. 1141-1153, 2015.

PAULA, F. R. de. Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em micro bacias da bacia do rio Corumbataí, SP. Tese de mestrado do Programa em Ciências Biológicas (Zoologia) do Instituto de Biociências Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 186p. 2010.

RODRIGUES, R. R. & S., GALDOLFI. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000.

ROBINSON, C. T. et al. Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. **Aquatic Sciences**, v. 76, n. 3, p. 375–392, jul. 2014.

SILVA, J. M. da. Protocolo de Análise Rápida: alternativa para avaliar qualidade de habitats em riachos no sul do Brasil. Dissertação de mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI Erechim/RS, 2017.

SILVEIRA, M. P. 2004. Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios. **Embrapa Meio Ambiente**. 68p. (Documentos 36).

SMITH, W. S. et al., 2019. River dredging: when the public power ignores the causes, biodiversity and Science Revista de Biologia Tropical, 51(3-4): 769-782. **Ambiente & Sociedade**. 22: 01-20.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130–137, jan. 1980.

ZANINI, T. S. et al. Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 107, n. 6, p. 1-7, 2016.

CAPÍTULO II: Variação ambiental em longo prazo após graves distúrbios e processo de atividades restaurativas em um riacho tropical

RESUMO

Alterações na estrutura da paisagem e consequente impacto em riachos têm aumentado significativamente em função das atividades antrópicas. Dito isso, a necessidade de recuperar esses ambientes também tem aumentado. No entanto, no Brasil pouco são os estudos em riachos tropicais restaurados, faltando informações a respeito dessa importante intervenção. O atual estudo trata de um riacho que passou por um longo histórico de degradação, mas que foi revitalizado a partir das atividades restaurativas no mesmo. Diante do exposto, o artigo tem como objetivo analisar os efeitos dos distúrbios no riacho e avaliar o processo de recuperação do ambiente após restauração ecológica. Os dados trabalhados neste artigo correspondem ao período de dez anos de acompanhamento do riacho, nas fases de pré e pós-rompimento e pré e pós-ações restaurativas. Para trabalhar tais dados, foi realizada uma análise de descrição do ambiente, além da PCA. Os dados de avaliação do estado da restauração no riacho foram mensurados através da pontuação da aplicação do PAR. Os resultados obtidos pela PCA mostraram que as variáveis cor e turbidez foram extremamente discrepantes no período pré e pós-rompimento, justamente por conta da intensa movimentação de terra na época e consequente rompimento da barragem. Para o período pós-ações restaurativas, foi evidenciado que OD apareceu mais baixo, caracterizando leve acidez na água, mas que não interferiu na qualidade da mesma, além disso, STD e condutividade apresentaram picos elevados em alguns momentos, devido à presença de assoreamento em alguns trechos. Em relação à variação ambiental, foi notório que pós-ações restaurativas o riacho passou a ser revitalizado naturalmente e seu entorno também. O resultado do PAR classificou o estado do riacho como alterado, mas suas pontuações têm aumentado em relação ao período pré-restauração, aumentando a diversidade de habitats e recuperação do leito. Uma ressalva sugere-se apenas que a manutenção da área seja feita com periodicidade, para que mudas de árvores não continuem morrendo por sufocamento da vegetação rasteira invasora. Pode-se concluir que a restauração do riacho está ocorrendo de forma gradual, sendo necessário o contínuo acompanhamento e monitoramento do local. Além disso, é de suma importância apresentar e publicar dados que realmente apresentam variáveis e critérios claros sobre a recuperação, para que a ecologia da restauração de riachos se estabeleça definitivamente como ciência.

Palavras-chave: complexidade estrutural, heterogeneidade de habitat, recuperação, variação temporal, rompimento de barragem.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento dos centros urbanos promove inúmeros agentes estressores que contribuem com a degradação dos ecossistemas de água doce, alterando diversos de seus processos químicos, físicos e biológicos naturais (MARCUCCI, 2016). Vale ressaltar, que

grande parte desses agentes estressores são influenciados diretamente pelo tipo de uso e ocupação do solo adjacentes aos corpos hídricos.

Riachos urbanos são considerados sistemas longitudinais lóticos interligados aos demais componentes da paisagem o qual estão inseridos, sejam eles modificados ou não, exercendo funções ecológicas, sociais e econômicas. Cross et al. (2013) afirmam que riachos possuem padrões de zonação e interações de espécies (processos biológicos), fluxo de energia, ciclagem de materiais e elementos químicos (processos abióticos), além dos inúmeros serviços que atendem a demanda da população humana, como irrigação, dessedentação de gado, criação de peixes exóticos, mineração, cultivo agrícola dentre outros (PAULA, 2010).

No entanto, em consequência do crescimento da população humana e da urbanização, houve uma transformação drástica na paisagem, afetando diretamente estes frágeis ecossistemas. De acordo com Paul & Meyer (2001), os efeitos mais difundidos desta transformação são o aumento da superfície impermeável, provocado pelo desmatamento da vegetação nativa e alteração no canal do riacho, modificando suas características hidro geomorfológicas, sendo os barramentos, um dos impactos de maior alteração de sua morfologia, que desencadeiam inúmeros impactos negativos em todo seu ecossistema (LU et. al., 2015).

Essas barreiras físicas tendem a aumentar os riscos para comunidade aquática e seu entorno, caso não sejam bem supervisionadas e monitoradas, através de manutenções preditivas. Além disso, Dungeon et al. (2006) afirma que a inserção dessas barreiras nos ecossistemas de baixa ordem promove maiores alterações limnológicas e da paisagem. Essas alterações geram impactos que incluem mudanças primárias na hidrologia, geomorfologia, transporte de sedimentos, dinâmicas de nutrientes e ambientes mais homogêneos, além dos impactos secundários que incluem mudanças na composição das comunidades, nas taxas de crescimento, sucesso reprodutivo e comportamento da biota aquática (DAVIES et al., 2005; AGOSTINHO et al., 2008).

Considerando toda essa problemática, o barramento de riachos apresenta-se como um agravante na transformação da paisagem, além dos sedimentos que se acumulam diretamente a montante da estrutura levando à estagnação e mudança completa na composição da comunidade aquática e o fluxo residual à jusante aumenta a cobertura de sedimentos finos podendo alterar a composição dos substratos, tornando o ambiente mais homogêneo (SCHRÖDER et al., 2013).

Paula (2010) afirma que a construção de represamentos gera quebras na conectividade do corpo hídrico, sendo a conectividade um elemento vital da estrutura da paisagem,

composta por dois componentes principais, o estrutural (ou físico) que é o arranjo espacial dos diferentes tipos de habitats ou elementos na paisagem e o componente funcional (ou comportamental) que é a resposta comportamental dos indivíduos, espécies, ou processos ecológicos à estrutura física da paisagem (TAYLOR et al., 2006).

Atualmente, as alterações na estrutura da paisagem vem aumentando significativamente em função das atividades antrópicas devido ao uso intensivo dos recursos naturais, e principalmente, pela conversão de áreas naturais em áreas agrícolas ou para construção de empreendimentos (TURNER et al., 2001). Lindenmayer et al. (2008) afirmam que a remoção da vegetação nativa e sua substituição por atividades antrópicas é uma das causas para a degradação dos ambientes naturais adjacentes contribuindo para o processo de fragmentação e degradação dos ecossistemas de água doce. Além disso, a complexidade estrutural dos habitats de um riacho é oferecida e mantida em partes, pela presença da vegetação ripária, sendo esta um importante fator para heterogeneidade ambiental e para a manutenção das comunidades aquáticas.

Assim, as alterações na estrutura da paisagem de um riacho podem refletir de diferentes maneiras nos processos ecológicos, levando em consideração a proporção e magnitude do distúrbio (PAULA, 2010). No caso deste trabalho, os graves distúrbios ocorreram em escala local, em um trecho de um riacho tropical, que resultou em severos e prolongados impactos tanto no entorno, como nele propriamente dito, que resultou na implementação das atividades restaurativas no riacho.

Diante do exposto, o presente estudo permitiu avaliar e comparar a variação ambiental de antes, durante e após rompimento da barragem em um riacho tropical, além de descrever e comparar o ambiente ao longo das atividades restaurativas, a fim de evidenciar a existência de modificações temporais na estrutura da paisagem.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O riacho estudado está localizado na zona norte do município de Sorocaba-SP e passou por um longo processo de degradação principalmente relacionado à movimentação de solo para implantação de estradas e empreendimentos, além dos impactos sofridos relacionados ao rompimento de sua barragem no ano de 2014. Toda a descrição da área de

estudo, assim como informações acerca do rompimento da barragem estão descritas no capítulo 1 desta dissertação.

2.2 Dados da área de estudo

Ao todo foram utilizados dados das variáveis limnológicas de dez anos de amostragem, compreendendo os anos entre 2010 e 2019. Os dados obtidos entre os anos de 2010 e 2013 foram denominados de período pré-rompimento; os dados obtidos para os anos de 2014 e 2015 foram classificados por período pós-rompimento e os dados obtidos das pesquisas dos anos de 2016 a 2019 compreendem o período de pós-ações restaurativas.

As amostragens realizadas entre os anos 2010 e 2015 (pré e pós-rompimento) foram realizadas em três pontos amostrais, sendo P1 a lagoa, localizada a montante do barramento e P2 e P3 a jusante do barramento, onde compreendia o ambiente de riacho propriamente dito. Após a restauração do riacho, o canal passou a ser inteiro lótico e os dados obtidos para os anos de 2016 a 2019, foram realizados em sete pontos amostrais, sendo cinco deles (P1 a P5) localizados a montante da estrutura do gabião (construída para conectar os dois trechos do riacho que apresentavam desnível de quatro metros por conta da antiga barragem) e dois pontos a jusante desta estrutura (P6 e P7). A escolha de cinco pontos a montante do gabião foi levando em consideração ao ambiente antes represado e agora em condições de ambiente lótico novamente. Os dois pontos a jusante permaneceram os mesmos.

Os pontos amostrados pré e pós-rompimento da barragem estão apresentados na Figura 1 e os pontos amostrados pós-ações restaurativas estão apresentados na Figura 2. Como os dados foram diferentes em relação aos períodos amostrados, a ideia de separar os mapas da área de estudo foi com a intenção de facilitar o entendimento e melhor apresentar os mesmos. As variáveis físicas e químicas disponibilizadas dos períodos pré e pós-rompimento nos relatórios foram: pH, oxigênio dissolvido, turbidez e cor. Pós-ações restaurativas, os dados das pesquisas de 2016 a 2019, trabalharam com as variáveis: condutividade, temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos, levando em consideração o principal impacto que foi o assoreamento do canal.

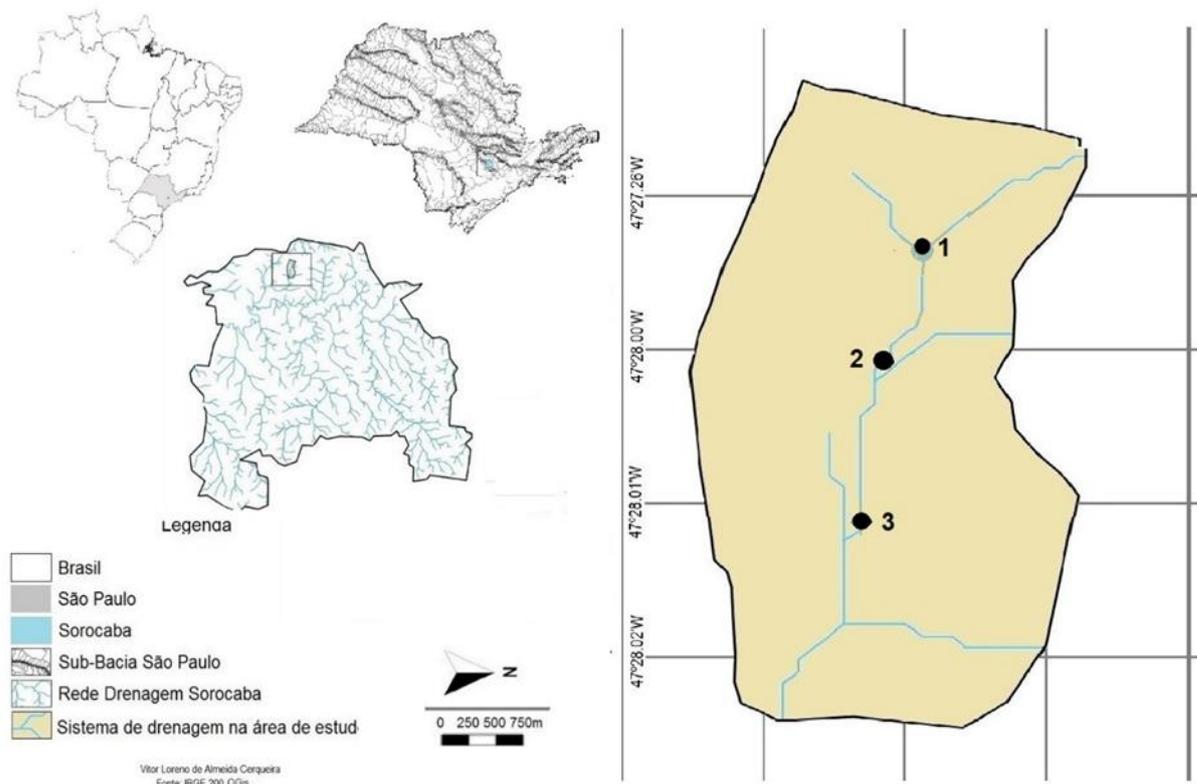


Figura 1. Pontos de amostragem e monitoramento antes do rompimento da barragem, sendo o P1 a montante da barreira, o lago e os pontos P2 e P3 a jusante da barragem.
Fonte: IBGE 200 QGIS modificado por Cerqueira, 2016.

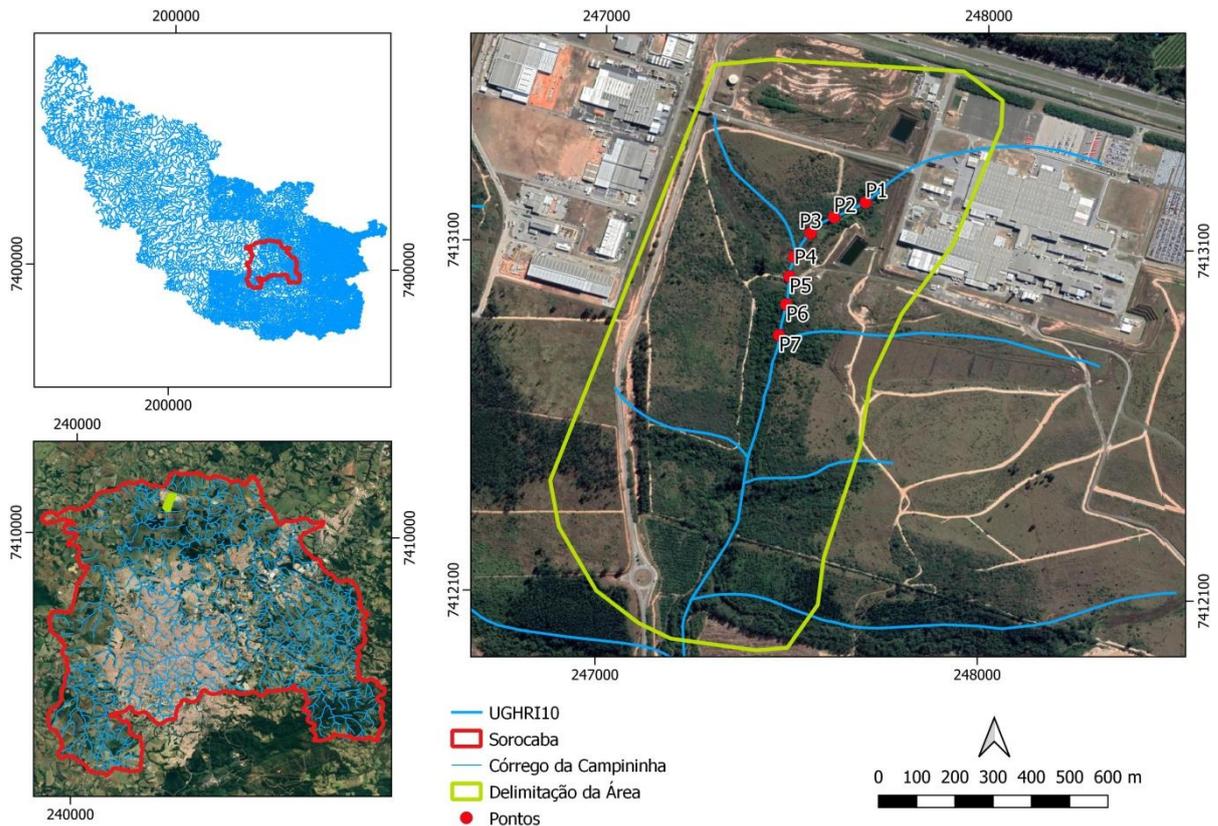


Figura 2. Pontos de amostragem pós-ações restaurativas ecológica no riacho, sendo os pontos P1 a P5 localizados a montante da estrutura do gabião e os pontos P6 e P7, localizados a jusante do gabião.
Autor: Lucio Pinheiro.

2.3 Caracterização ambiental do córrego

Previamente à coleta em cada ponto, foram registradas as coordenadas geográficas através de aparelho GPS, e em cada segmento do córrego da Campininha foram tomadas medidas das variáveis físicas e químicas comumente utilizados em estudo de ecologia de riachos. Os dados das variáveis físicas e químicas para o período pré e pós-rompimento foram obtidas de relatórios disponibilizados para este estudo. Foi essencial que a coleta das variáveis abióticas fossem realizadas antes de outros procedimentos de amostragem, a fim de diminuir a influência que a perturbação do substrato do riacho pode causar nas variáveis físicas e químicas.

As variáveis estruturais foram obtidas da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), adaptado de Callisto et. al. (2001) (Tabela 1 e 2-Anexo), a fim de averiguar as alterações no entorno do trecho estudado, avaliar o estado de conservação do riacho bem como verificar a influência das medidas adotadas na restauração do córrego. Também foram realizados registros fotográficos para acompanhar os vários momentos das intervenções ao longo do tempo. Foram obtidas as medidas da largura e profundidade em cada ponto amostrado do riacho utilizando uma trena métrica.

2.4 Análise dos dados

Foi realizada uma análise descritiva da amplitude, média e desvio padrão das seguintes variáveis físicas e químicas: pH, oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), cor (mg Pt/L) e turbidez (NTU), para dados pré e pós-rompimento da barragem; além das variáveis condutividade (μS), pH, OD (mg L^{-1}), STD (ppm) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), para os anos de 2016 a 2019 pós-ações restaurativas. Com esses dados foi possível verificar diferenças na estrutura abiótica entre os trechos no decorrer dos anos. Com a finalidade de facilitar a interpretação dos dados, foi plotado dois gráficos com os resultados das variáveis físicas e químicas, sendo um deles para o período pré e pós-rompimento da barragem e o outro para os resultados obtidos pós-ações restaurativas.

Os dados ambientais foram ordenados utilizando uma Análise de Componentes Principais (PCA) (VENABLES; RIPLEY, 2002) e o número de eixos interpretáveis foi definido de acordo com a regra do *broken-stick* (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Esta análise foi obtida para os períodos 2010-2014 e 2016-2019 que se diferem em relação ao número de pontos amostrados. As análises foram realizadas no software R v.3.1.2. com o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2014).

Para os resultados obtidos pelo Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) foi realizada uma Análise de Agrupamento (Cluster), a fim de avaliar a similaridade entre os trechos e anos amostrados. Os resultados desta análise foram apresentados em um dendrograma de similaridade, a partir dos dados quantitativos, usando o índice de Bray-Curtis gerados no programa Past versão 3.0.

3 RESULTADOS

3.1 Recuperação gradual do ambiente ao longo do tempo

No ambiente pré-rompimento, deve-se considerar que a área em questão já se encontrava impactada devido ao barramento do córrego, remoção da vegetação ciliar, introdução de espécies exóticas da fauna aquática, intensa movimentação de terra no entorno, causado pelas obras de várias instalações no local, o que causou o carreamento de mais sedimentos para dentro da lagoa e córrego como pode ser visualizado na Figura 3 (A, B e C). Esses impactos foram responsáveis pela desconfiguração estrutural e paisagística do riacho, sendo que o lago apresentava grandes depósitos de sedimentos, além das margens que eram compostas por gramíneas e ausência de vegetação ripária (Figura 3-D).

Logo quando houve o rompimento da barragem no início de 2014, devido à falta de manutenção da mesma e a forte precipitação da época, foi possível visualizar o desaparecimento do lago (Figura 3-E e F), com consequente assoreamento a jusante do riacho (Figura 3-G), sendo todo o sedimento antes acumulado na represa, arrastado para o riacho abaixo (Figura 3-H). Esse acontecimento devastou o ambiente e sua comunidade aquática que se extinguiu nesses trechos.

Após o ocorrido, foi então necessária à execução e implantação do projeto de restauração do córrego, que resultou na tentativa de recuperá-lo, além de reduzir o principal impacto, que foi a erosão e o carreamento de sedimento para dentro de seu curso. Para isso, foi então realizada a contenção das margens, através do plantio de gramíneas (Figura 3-I), evitando deslizamentos de sedimentos e processos erosivos, além da implementação do

gabião (Figura 3-J), estrutura esta responsável por conectar os trechos montante/jusante, que se apresentavam com desnível topográfico, além de servir para drenagem de águas pluviais.

Com a instalação desses sistemas, foi possível verificar a reabilitação do riacho, além dos seus aspectos funcionais, conseguindo alcançar a funcionalidade ecológica dentro da unidade física. Foi então executado o reflorestamento da APP com o plantio de 2550 mudas de 80 espécies nativas (Tabela 1 cap. I - Anexo). A Figura 3 (J, K e L) mostra a evolução das intervenções realizadas entre setembro de 2014 e março de 2016, onde foi possível verificar a conformação do trecho; a contenção das margens e o plantio das mudas. Também foi possível visualizar melhorias na recuperação do leito do riacho a jusante do gabião (Figura 3-K). Além do mais, no decorrer das campanhas de amostragem para os anos 2018/2019 foi possível constatar que a regeneração natural também tem ocorrido na área de APP, contudo, algumas mudas de árvores acabaram morrendo sufocadas devido a enorme presença do capim braquiária.

Pós-ações restaurativas ecológica, o riacho passou a ter condições físicas, químicas e estruturais mais típicas desse ambiente, ressaltando que com a nova configuração o ambiente tem respondido de forma positiva aos elementos da paisagem e conseqüentemente a qualidade da água, que apresentou níveis melhores se comparado anteriormente ao rompimento. Apenas uma ressalva, visto que nestes últimos períodos de amostragem também foi possível notar a presença de óleo na água para algumas campanhas, podendo ser decorrente do escoamento superficial da rodovia que passa ao lado da área ou algum outro contaminante de poluição, que pode vir a afetar a qualidade da água refletindo em sua biota.

Também, foi possível afirmar o aumento da largura e profundidade do leito (Figura 3-M), e o surgimento de habitats importante para a fauna, aumentando assim, a heterogeneidade ambiental do córrego e de sua APP (Figuras 3-N e 3-O). A Figura 3-P mostra a nível de paisagem através de imagens aéreas do google Earth, a atual condição do ambiente restaurado, sendo evidente a maior porção de vegetação presente no entorno do riacho.

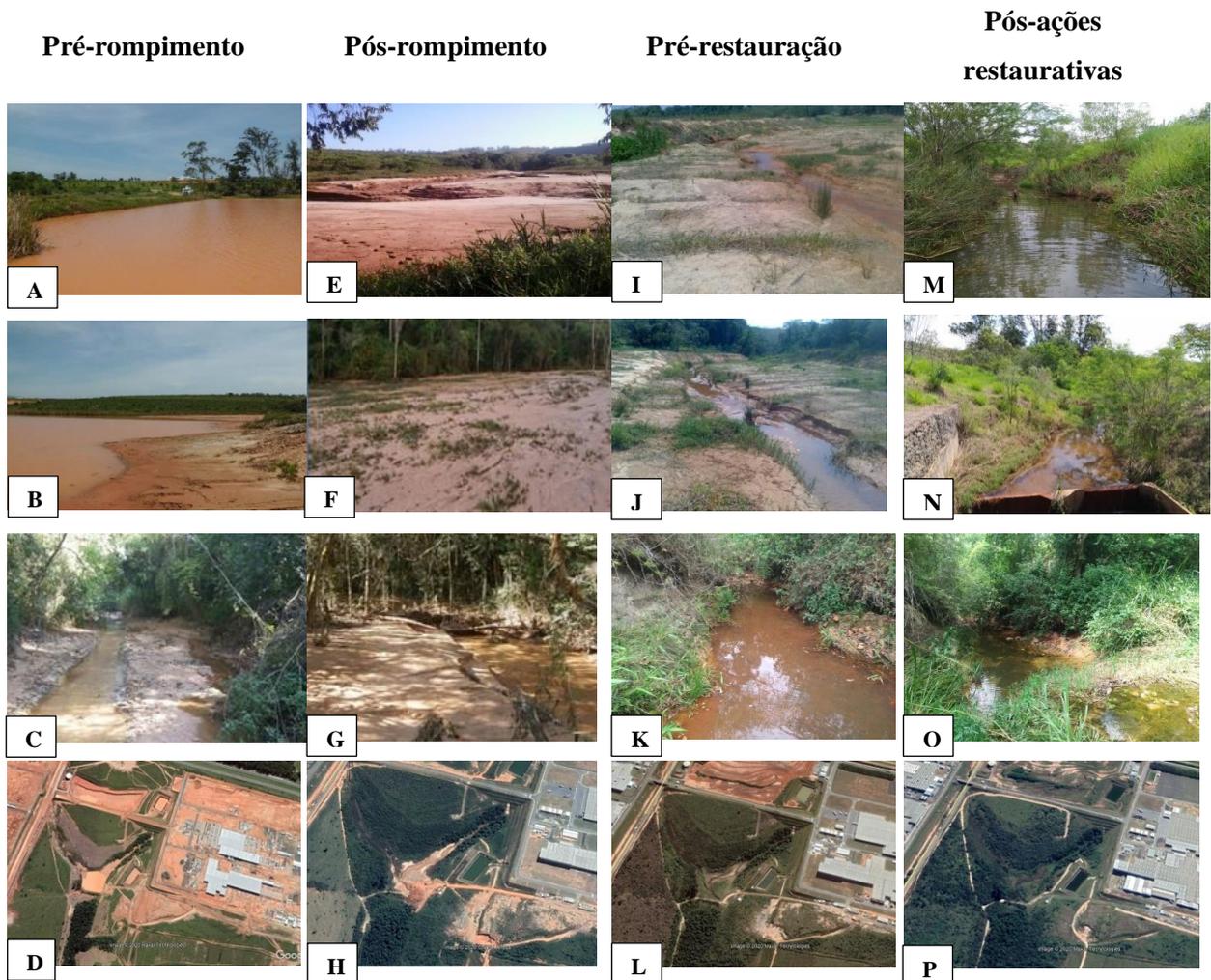


Figura 3. Fotos da área de estudo para os períodos pré e pós-rompimento e pré e pós-ações restaurativas ecológica do riacho. **A e B.** Imagens da área de estudo quando havia o represamento, lagoa com margens assoreadas e sem vegetação no entorno. **C.** Imagem do riacho a jusante da barragem, com muita presença de assoreamento. **D.** Imagem de satélite mostrando o panorama geral do riacho, com grande intensificação de movimentação de terra e construção de empreendimentos. **E e F.** Imagem da área de estudo logo após rompimento da estrutura evidenciando o assoreamento do leito. **G.** Imagem do riacho a jusante logo pós-rompimento da barragem. **H.** Imagem de satélite da área de estudo pós-rompimento da barragem. **I e J.** Imagens da área de estudo pré-restauração ecológica. **K.** Imagem do riacho a jusante pré-restauração ecológica. **L.** Imagem de satélite da área de estudo pré-restauração. **M e N.** Imagens do riacho restaurado após cinco anos do rompimento. **O.** Imagem do riacho a jusante pós-ações restaurativas. **P.** Imagem de satélite da área de estudo após cinco anos de restauração.

3.2 Variação temporal das variáveis físicas e químicas

Nos períodos pré e pós-rompimento as variáveis cor da água e turbidez foram os variáveis que apresentaram maior média e variação, chegando a 4,184 μH para cor e 748,7 NTU para turbidez no período pré-rompimento e 3,466 μH e 464,7 NTU para o período pós-rompimento (Figura 4, Tabela 3-anexo). Estes valores são extremamente maiores do que é

aceito pela resolução CONAMA 357/2005. Os resultados para essas duas variáveis foram mais significativos, pois apresentaram alterações bruscas em seus resultados exatamente quando ocorreram os principais impactos no riacho, o represamento, a movimentação de terra decorrente das obras do entorno, além do rompimento da barragem. O parâmetro pH para os períodos pré e pós-rompimento pouco oscilou variando entre 6,23 e 7,6, (Figura 4). Os valores de OD foram maiores no início do estudo em comparação aos demais períodos amostrados. Antes do distúrbio, os valores de OD variaram entre 4,3 mg L⁻¹ e 8,7 mg L⁻¹; após o distúrbio os resultados variaram entre 4,8 mg L⁻¹ e 6,5 mg L⁻¹ (Figura 4).

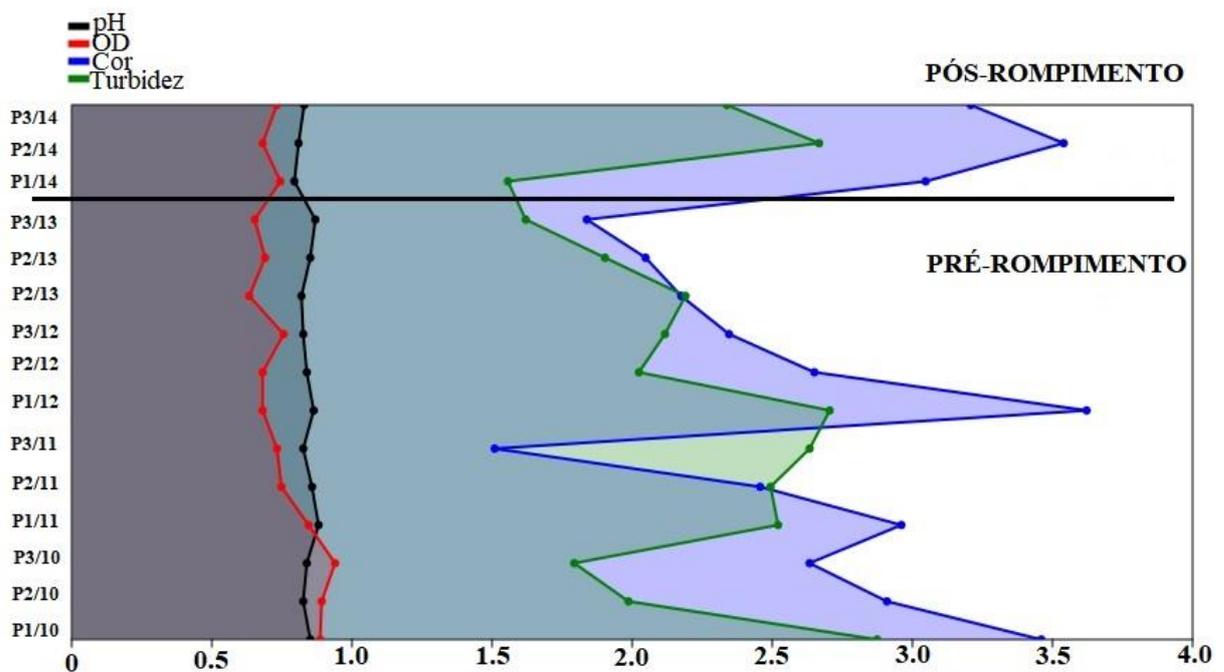


Figura 4. Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas antes e após o rompimento da barragem.

Os parâmetros analisados pós-ações restaurativas (Cond., STD e Temp.) se mostraram um pouco mais estabilizados, variando pouco entre os anos, desconsiderando a temperatura que variou com a sazonalidade (Tabela 3-anexo). Desta forma, os valores de condutividade e STD se apresentaram relativamente baixos, variando entre 38,9 μ S e 72 μ S para condutividade e 21,37 ppm e 42,77 ppm para STD (Figura 5). A temperatura da água apresentou seu menor valor sendo 18,97 °C e seu maior valor 26,4 °C.

O pH apresentou baixos valores no início da restauração 5,4, aumentando gradualmente até se estabilizar em 7,4 (Figura 5). Os valores de OD se mantiveram baixos, variando entre 4,4 mg L⁻¹ e 5,6 mg L⁻¹ (Figura 5), o que não era esperado para esse período,

contudo com o decorrer do tempo essa variação pode se estabilizar, sendo necessárias novas pesquisas de acompanhamento e avaliação do ambiente.

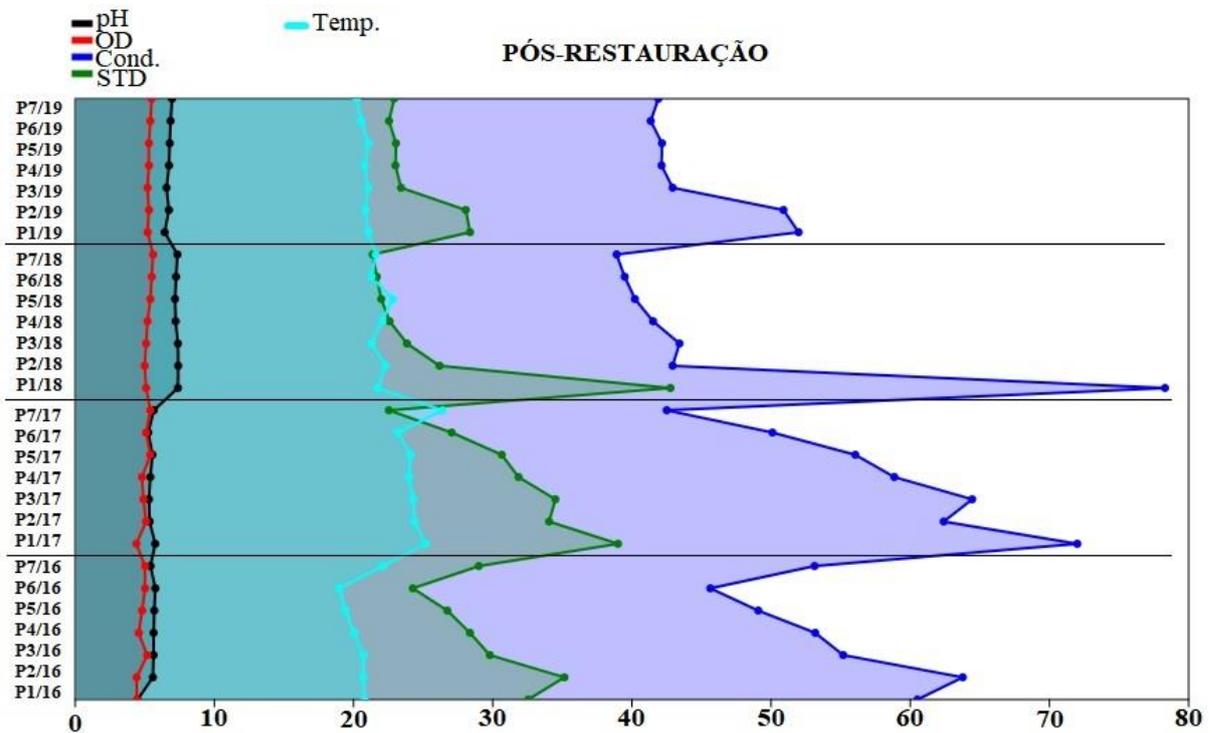


Figura 5. Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas após processo de atividades restaurativas do riacho.

Ao analisar esses parâmetros, foi possível comparar os períodos em relação aos acontecimentos, sendo os períodos pré e pós-rompimento caracterizados pelo aumento dos índices de turbidez e cor, com predomínio de coloração barrenta da água, provavelmente devido a grande quantidade de sedimentos que entrava no riacho através da movimentação de terra e solo exposto pela falta de vegetação ciliar. Para o período pós-ações restaurativas o parâmetro OD se apresentou baixo, o que não era esperado para esse período, no entanto, os índices de condutividade e STD oscilaram apresentando picos de aumento nos valores dessas variáveis, mas que ainda estão dentro do estipulado pela resolução CONAMA 357/2005. Essas variações podem estar relacionadas à presença de assoreamento em alguns trechos dos pontos, como também pela sazonalidade, pois em época de cheia, o ambiente se altera devido ao aumento da vazão no canal.

A Análise de Componentes Principais (PCA) obtida com as médias dos parâmetros dos períodos pré e pós-rompimento, produziu uma matriz de variáveis físicas e químicas e dois eixos foram retidos para interpretação (variância total explicada: 70,94%) (Figura 6). As

amostras do P1/12, P2/14 e P3/14 foram melhor explicadas pelas variáveis cor e turbidez, que apareceram maiores para esses períodos, sendo que os pontos P2/10, P3/10, P2/13 e P3/13 foram inversamente proporcionais a essas variáveis, no entanto estes pontos se relacionaram com pH e OD, mesmo não fazendo parte do mesmo quadrante do gráfico. As amostras P1/10, P1/11 e P2/11 estiveram associadas aos parâmetros pH e OD, que apresentaram maior valor para esses pontos, sendo inversamente proporcional aos pontos P3/11, P2/12, P3/12, P1/13 e P1/14 que apresentaram valores mais baixos.

A PCA obtida com as médias dos dados pré e pós-ações restaurativas explicaram 80,64% da variância total dos dados (Figura 7). No gráfico é possível visualizar a separação dos anos amostrados, sendo os pontos do ano de 2016 e o ponto P1/18, explicados pelas variáveis condutividade e STD, que apresentaram os valores mais altos para esse período. Os trechos amostrados no ano de 2017 estiveram associados à temperatura da água, que apresentou os valores mais elevados, sendo P7/16 também associado a esta variável. As amostras do ano de 2018 foram melhor explicadas pelo parâmetro OD e as amostras do ano de 2019 estiveram associadas ao pH, sendo que esses dois últimos anos apresentaram os maiores índices para essas variáveis. De maneira geral, ambos os gráficos reforçaram a análise descritiva das variáveis físicas e químicas.

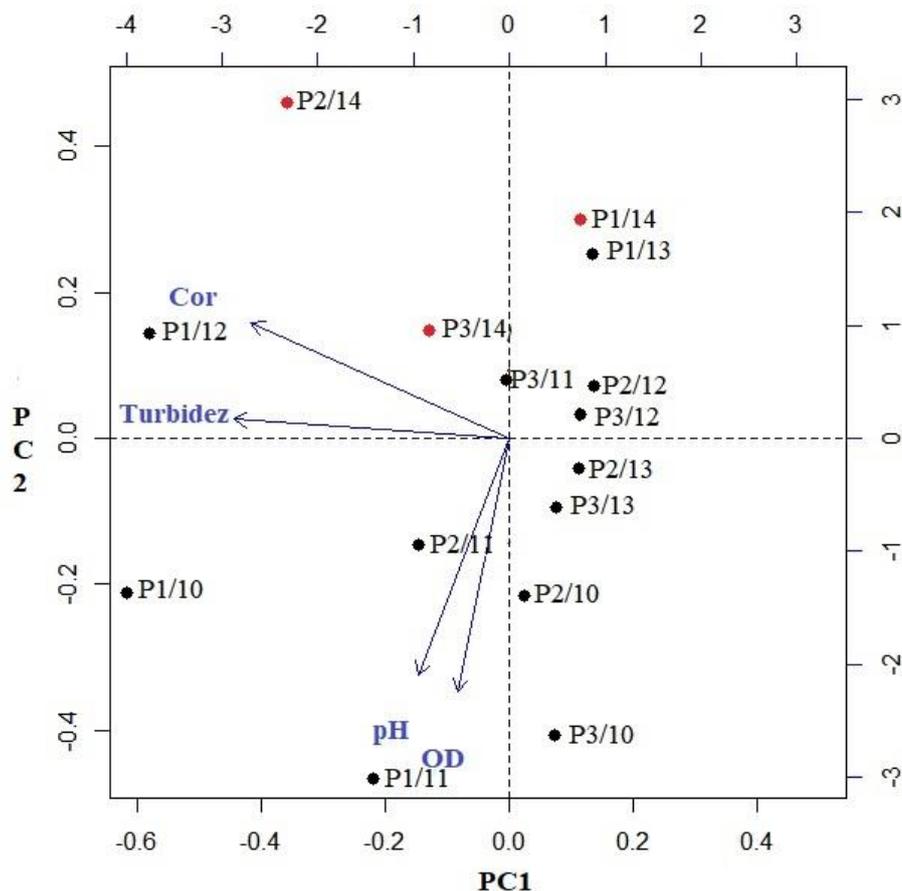


Figura 6. Ordenação pela Análise de Componentes Principais (PCA; PC1 x PC2) das variáveis físicas e químicas amostrados nos pontos do córrego da Campinha para os períodos pré e pós-rompimento.

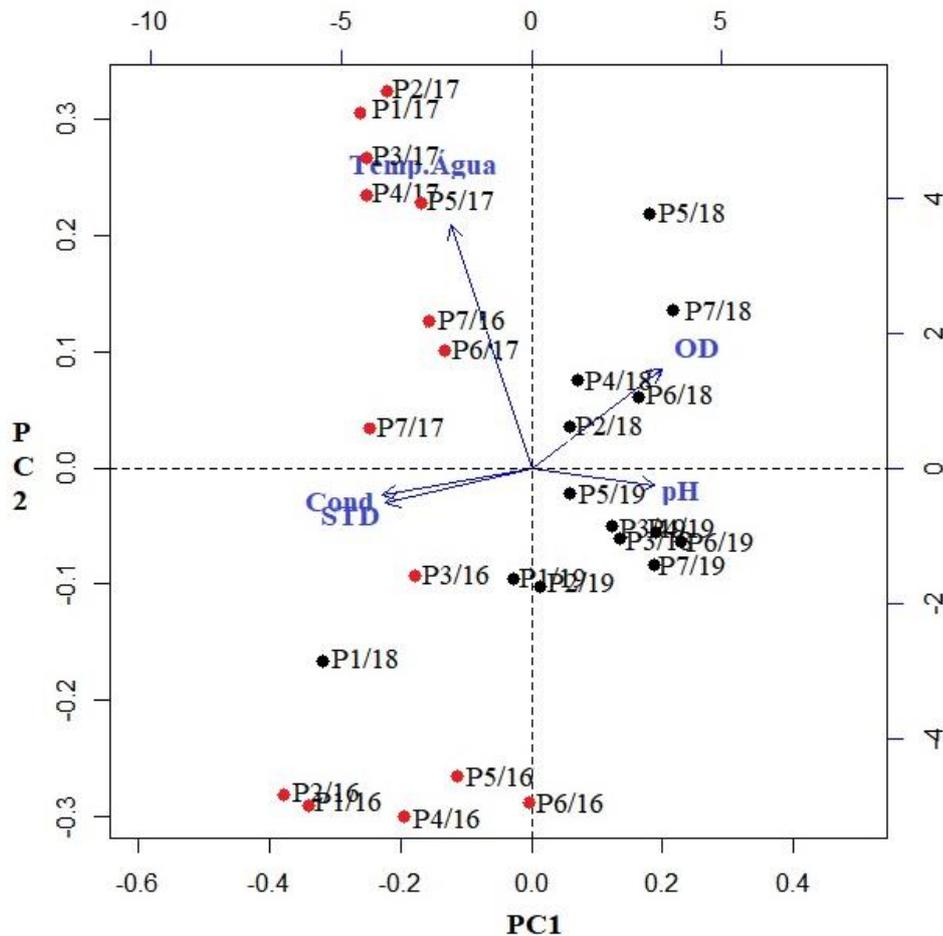


Figura 7. Ordenação pela Análise de Componentes Principais (PCA; PC1 x PC2) das variáveis físicas e químicas amostrados nos pontos do córrego da Campinha para os períodos pré e pós-ações restaurativas ecológica.

3.3 Avaliação da atividades restaurativas no riacho

Os resultados da aplicação do protocolo nos sete pontos do córrego da Campinha estão disponíveis na Tabela 4 em anexo. Ao comparar os dados obtidos pré e pós-ações restaurativas foi possível visualizar uma melhoria para os trechos estudados, sendo que o riacho se encontra ainda, como alterado segundo pontos obtidos na avaliação, sendo muito provável que em longo prazo este nível poderá se enquadrar no natural.

A pontuação média foi de 35 para o ano de 2014, 41 para 2015, 48 para 2016, 38 para 2017, havendo uma queda na pontuação para este ano, aumentando em 2018 que obteve pontuação média de 41 pontos e por fim, para o ano de 2019 a média foi de 45 pontos (Figura 8). Esta pontuação nos permite entender e avaliar como o processo de atividades restaurativas

do riacho e do entorno tem respondido, nos fornecendo um panorama geral da situação da recuperação. Em relação às variações verificadas na largura e profundidade de todos os pontos estudados, estes, podem ter sido influenciados tanto pela época do ano em que as campanhas foram realizadas como pelas alterações do entorno.

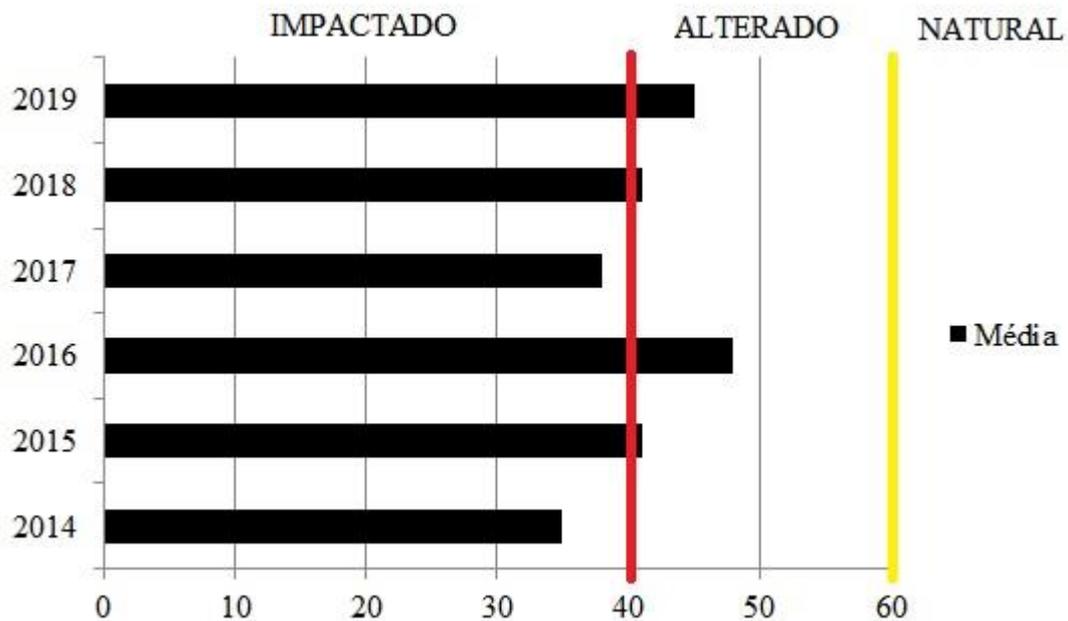


Figura 8. Médias dos parâmetros avaliados pelo PAR entre os períodos pré e pós-ações restaurativas.

A Análise de agrupamento apresentada na Figura 9, mostrou a formação de grupos com maior similaridade entre eles, sendo os pontos em vermelho representado pelo período pré-restauração e os pontos em azul e preto representado pelo período pós-ações restaurativas. Os pontos do período pré-restauração P1 a P5 formaram um grupo por terem apresentado similaridade em relação às características do ambiente, sendo P3 de 2016/17 ligado a este grupo, apresentando melhorias no ambiente que os pontos P1 a P5, ainda não tinham alcançado, como largura da vegetação e menores níveis de assoreamento e erosão. O grupo formado pelos pontos P1 a P5 pós-ações restaurativas apresentaram alta similaridade por compartilharem das mesmas características do ambiente, se diferenciando em relação aos níveis de assoreamento que foram menores para os anos 2018/19, além do aumento do tipo de substratos no riacho que também apareceu nos anos de 2018/19.

Os grupos formados pelos pontos P6 e P7, foram mais similares para os anos 2018/19, seguido do P6-2016/17 que se ligou a este grupo, sendo que para este período pós-ações restaurativas os parâmetros obtidos pelo PAR foram bons e caracterizaram estes pontos como os mais próximos da condição natural do riacho, contudo, apresentando ainda influência do

assoreamento em alguns trechos, assim como erosão, no entanto, a heterogeneidade nesses pontos foi mais presente. P6 e P7 pré-restauração e P7-2016/17, foram menos similares devido ao baixo grau de recuperação para alguns parâmetros, como maior concentração de assoreamento e erosão, com conseqüente formação de bancos de areia, menor combinação de meso habitats, variação na velocidade da água e profundidade do canal.

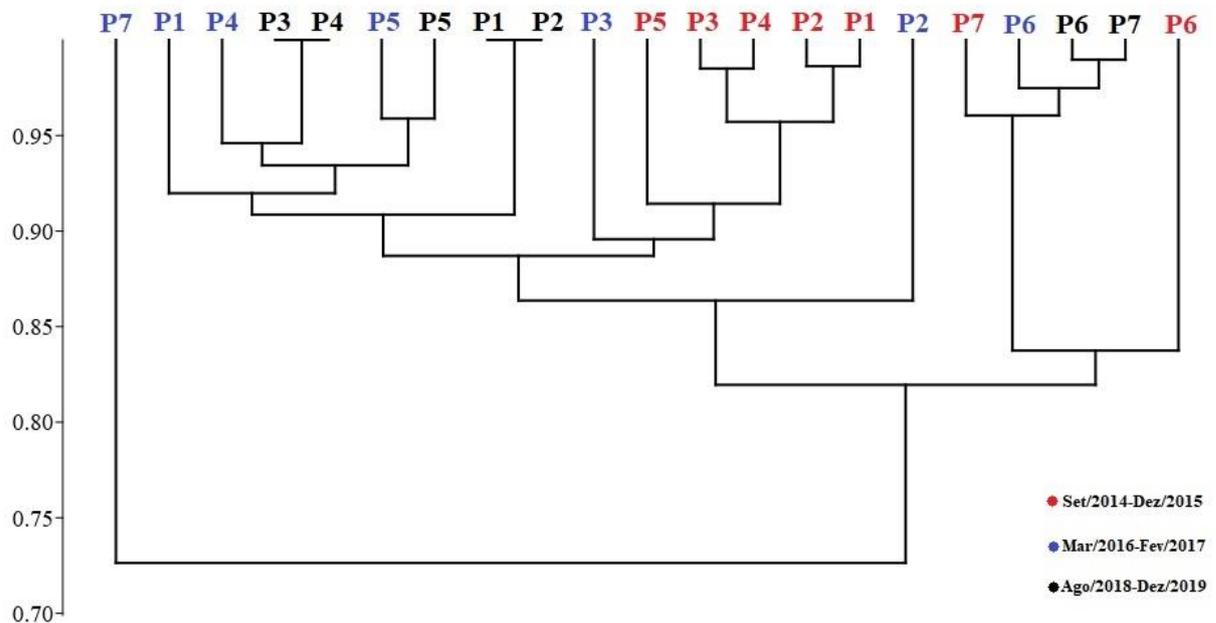


Figura 9. Dendrograma da Análise de Agrupamento entre os pontos do período pré e pós-ações restaurativas utilizando os dados obtidos pelo PAR (Coeficiente de correlação cofenética: 0,9182; coeficiente de similaridade: Bray-Curtis).

De acordo com os resultados e as descrições dos pontos analisados pela avaliação do PAR foi possível afirmar que o riacho se encontra em processo de recuperação, mesmo sendo avaliado como ambiente alterado, os parâmetros estruturais nos levam a ver melhorias em relação à formação de habitats, recuperação do leito com maior presença de vegetação no entorno, com conseqüente heterogeneidade ambiental. Se comparado com o período pré-restauração houve diminuição da exposição das margens, aumento da vegetação rasteira e ciliar, além da diminuição da presença de assoreamento e erosão, contudo estes ainda existem no riacho.

4 DISCUSSÃO

Para a variação ambiental entre os anos de 2010 e 2019, foi possível afirmar que o riacho em questão passou por um histórico de degradação, sendo o barramento a principal

variável que desencadeou todo o subsequente das alterações. Construções de barragens interrompe o contínuo de um rio/riacho alterando sua composição física e química e modificando a estrutura e o funcionamento do sistema, resultando em perda da heterogeneidade espacial e temporal do curso (AGOSTINHO et al., 2016).

O rompimento da barragem e conseqüente assoreamento e erosão do leito a jusante, foram os principais impactos que o riacho sofreu ao longo desses anos, resultando na reconfiguração do ambiente, tanto de origem física como estrutural, além da extinção local da comunidade aquática. Os impactos ambientais como os sofridos na área de estudo apresentam interferências ao longo de um ecossistema hídrico, segundo Garbrecht & Starks (2009) a presença de sedimentos afeta as práticas conservacionistas em uma escala de bacia hidrográfica.

Vários impactos foram registrados no trabalho, no entanto, muitos deles associados à 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 à perda de diversidade, afetando a biota de forma direta (RESENDE et al. 2014; STEFANI; SMITH, 2014).

Para Nilsson et al. (2016), alterações e estresses ambientais, em ecossistemas aquáticos, tornam-se cada vez mais comuns, sendo que diversas situações exigem a implantação de projetos de recuperação da área impactada, principalmente quando se busca a restauração ou renaturalização desses ambientes. Pós-ações restaurativas ecológica, o riacho passou a ter condições físicas, químicas e estruturais mais típicas de ambientes de riacho, ressaltando que com a nova configuração o ambiente tem respondido de forma positiva aos elementos da paisagem e conseqüentemente a qualidade da água, que apresentou níveis melhores se comparado anteriormente ao rompimento.

Após a aplicação das técnicas de intervenção, é necessário o acompanhamento das etapas de renaturalização, avaliação da recuperação, assim como, o monitoramento do tempo necessário para que esses ambientes voltem a estabelecer um estado de resiliência e se aproximarem das condições naturais (PALMER et al., 2010). Para que seja evitado o surgimento de problemas relacionados aos processos de restauração, deve ser dada alta prioridade ao monitoramento das atividades, para assim, evitar atrasos ou impedimento dos processos de recuperação (NILSSON et al., 2016).

Em relação a Análise de Componentes Principais das variáveis físicas e químicas do riacho, as que mais sofreram alterações e que foram significativas neste trabalho foram: cor da água e turbidez para o período pré e pós-rompimento e condutividade e STD para pós-ações restaurativas. Estas variáveis abióticas desempenham um papel importante na saúde de um riacho tropical, principalmente inseridos no bioma Mata Atlântica, pois podem influenciar negativamente a qualidade da água (SILVA et al., 2007).

Os valores de pH se mantiveram próximos à neutralidade, com predominância de características levemente ácidas, isso pode estar ocorrendo pela maior concentração de matéria orgânica, onde são resultantes de atividades como a fotossíntese e intemperismo (LIBÂNIO, 2010), levando em conta que os valores de pH mais baixos, ocorreram nos pontos com maior presença de vegetação aquática. Mesmo apresentando pH mais ácido em alguns pontos, a maioria dos valores obtidos ao longo dos anos estão de acordo com a resolução CONAMA 357/2005, que preconiza valores de 6,0 a 9,0.

O oxigênio dissolvido pode ser considerado um importante parâmetro de análise de água, pois taxas reduzidas desse gás podem comprometer o desenvolvimento da biota aquática (LIMBERGER & CORRÊA, 2005). Os valores obtidos ao longo dos anos também estiveram um pouco abaixo do que é considerado pelo CONAMA 357/05 que preconiza valores mínimo de 5 mg/L, contudo esses valores que se apresentaram baixos podem estar relacionados com os impactos que o riacho sofreu, além de que pós-ações restaurativas, o ambiente ainda está em processo de recuperação, sendo necessário a continua avaliação dos parâmetros no riacho.

As variáveis cor e turbidez estiveram diretamente correlacionadas no período avaliado de pré e pós-rompimento, sendo os altos valores obtidos em função da quantidade de material em suspensão na água que a lagoa mantinha e recebia ao longo dos anos, resultado da remoção da vegetação ciliar, e intensificação do uso do solo através de obras de infraestrutura, conseqüentemente carreando sedimentos para dentro do corpo hídrico e do rompimento da barragem (LU et. al. 2015). Essas alterações dos valores ocorreram justamente nos momentos em que o riacho sofreu maiores alterações. A erosão e o assoreamento das margens dos rios em estações chuvosas também é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas (PERES, 2002).

As variações da concentração de sólidos totais dissolvidos mensurados pós-ações restaurativas podem estar relacionadas com a presença de bancos de areia para alguns trechos, além dos processos de erosão. Também pode ter causas naturais como chuvas fortes, que carregam material das margens para dentro do corpo d'água, como causar a recirculação da

coluna d'água previamente estratificada, promovendo o soerguimento de partículas do fundo para as camadas mais superficiais (GASTALDINI & MENDONÇA, 2001; LEITE, 2012). Os valores se encontram dentro do estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, que preconiza valores de no máximo 100ppm.

Valores de condutividade elétrica apresentaram o mesmo padrão de STD, variando entre os pontos e anos, contudo essa variação esteve atrelada à ausência de vegetação ciliar para alguns trechos amostrados, provocando o aumento dos nutrientes, além da concentração de sólidos suspensos provenientes do escoamento superficial, que em períodos de chuva acarreta maior erosão e aporte de sedimento para dentro do corpo hídrico (VENTURIERI et al., 2005). Todavia, os valores obtidos ao longo dos anos também estiveram de acordo com a resolução CONAMA 357/2005 que é de 100uS/cm.

A temperatura da água esteve mais associada à sazonalidade e em relação à presença de vegetação ciliar, sendo os maiores valores obtidos para os trechos que apresentaram ausência de vegetação. Logo, a presença ou ausência da mata ciliar interfere diretamente na temperatura do ambiente aquático (ARCOVA & CICCIO et al., 1999). Suas alterações são respostas a atividades antrópicas e a naturais como a insolação (quantidade de radiação proveniente do Sol que incide sobre a superfície da coluna d'água) e o clima (LIBÂNIO, 2010). Bastos et al. (2004), afirmam que a ausência ou redução da vegetação marginal acarreta diversas consequências para os recursos hídricos, tornando as margens suscetíveis à erosão, processo que resulta no assoreamento do corpo hídrico e o expõe a radiação solar, com consequente a elevação da temperatura.

A utilização do PAR se mostrou eficiente para determinar e identificar o nível da restauração, sendo possível verificar através da pontuação dos parâmetros, um bom e contínuo processo de recuperação do ambiente, mesmo se enquadrando ainda no nível alterado. Lembrando que anteriormente, o local encontrava-se em uma situação de extremo impacto e agora se encontra regular, mas que tende a recuperação natural em longo prazo. Conforme a sugestão de Osborne et al. (1993), após a implantação de um processo de restauração ecológica, seria necessário o monitoramento por 10 ou 20 anos para determinar o sucesso de melhorias de habitat sob uma variedade de regimes hidrológicos.

Callisto et al. (2001), afirmam que, utilizar parâmetros na avaliação do projeto é muito importante para caracterizar os resultados. Estes parâmetros são baseados na análise de indicadores. Segundo Jansson et al. (2007), por melhor que sejam implantados os projetos de restauração, estes não garantem que a área restaurada terá ótima capacidade de auto-regeneração. Para avaliar a sustentabilidade desses ecossistemas e se os objetivos dos projetos

foram alcançados, são necessários indicadores de avaliação e monitoramento em longo prazo. Através deles é possível determinar a condição atual da área restaurada e possibilitar o monitoramento das mudanças de suas condições ambientais ao longo do tempo.

Além deste método, a avaliação visual constitui uma importante ferramenta na avaliação de processos de restauração (CALLISTO et al., 2001). A utilização do protocolo foi de fácil aplicação e determinante para obter resultados do panorama geral do grau de alteração do curso do córrego da Campininha. Mas ainda assim, é necessária a continuação do acompanhamento e monitoramento do córrego, tendo em vista que o ambiente demanda de tempo para agir e se recuperar de forma natural.

Em síntese, embora tenham sido diferentes os fatores que caracterizam cada tipo de ponto ao longo dos anos, foram observados dois padrões importantes: o primeiro é que os pontos amostrados para o ano de 2019 (última coleta de dados) continuam caracterizados como alterados segundo pontuações obtidas através do PAR, contudo, se espera que com o tempo esse índice possa ser caracterizado como natural. E o segundo é que, em cada trecho, ocorreram variações em relação ao tipo de vegetação nas margens, a velocidade do fluxo da água, presença de assoreamento e indícios de erosão.

5 CONCLUSÕES

As medidas executadas no córrego da Campininha foram favoráveis à recuperação do local, contudo, ainda não é possível afirmar que a restauração do riacho foi totalmente efetivada, pois a local continua sendo considerado alterado, segundo valores obtidos pelos indicadores do protocolo de avaliação, no entanto, suas pontuações têm aumentado em relação ao período pré-restauração, aumentando a diversidade de habitats e recuperação do leito. Pode-se afirmar também que através da variação ambiental ao longo dos anos, o córrego da Campininha mostrou melhorias decorrentes da restauração, mesmo tendo passado por um intenso histórico de impactos. Para que o processo de recuperação continue ocorrendo no local, sugere-se apenas que a manutenção da área seja feita com periodicidade, para que mudas de árvores não continuem morrendo e a restauração continue acontecendo de forma natural, sem o predomínio de vegetação rasteira invasora. É evidente que a restauração do riacho só irá gerar resultados positivos no quesito físico e estrutural, todavia ainda que se tenham dados de cinco anos após a restauração, é necessário o contínuo acompanhamento e monitoramento do riacho, para que alterações no ambiente continuem sendo evidenciadas.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, 173, 26-36.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacia com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n.56, p.125-134, 1999.
- BASTOS, P. L.; ABILHOA, V. A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para os riachos urbanos da bacia hidrográfica do Rio Belém, Curitiba, Paraná. **Revista Estudos de Biologia**, Curitiba, v.26, n.55, p.33-44, 2004.
- CALLISTO, M. et al. 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.
- CERQUEIRA, V. L. A. Assembleia de peixes em um riacho degradado: implicações para restauração e conservação. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba/SP, 2017.
- CONAMA Nº 357/2005 - Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências." - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.
- CROSS, W. F. et al. "Food-web dynamics in a large river discontinuum". **Ecological Monographs**, v.83, n.3, 2013. p.311-337.
- DAVIES, P. E. et al. 2005. Changes to headwater stream morphology, habitats and riparian vegetation recorded 15 years after pre-forest practices code forest clearfelling in upland granite terrain, Tasmania, Australia. **Forest Ecology and Management**. 217: 331–350.
- DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**. v. 81, p. 163–182, 2006.
- GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: **ABRH**., cap. 15, p.428-51. 2001.
- GARBRECHT, J. D. & P. J., STARKS. Watershed sediment yield reduction through soil conservation in a West-Central Oklahoma watershed. **Ecohydrology**. v. 2, p. 313- 320, 2009.
- JANSSON, R. et al. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 4, p.589–596, apr. 2007.
- KREBS, C. J. Ecological methodology. New York: **Harper & Row**, 1989. 654p.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology. 3. Ed. Amsterdam: **Elsevier**, 2012.

LEITE, A. C. S. et al. 2012. Impactos ambientais negativos decorrentes da duplicação da rodovia dos Tamoios, SP. In: XVI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica. São José dos Campos, SP.

LIBÂNIO, M.. Fundamentos de qualidade de água e tratamento de água. 3 ed. Campinas: **Átomos**, 2010.

LIMBERGER L.; CORRÊA, G.T. Diagnóstico ambiental do ribeirão Lindóia (Londrina-PR). Aspectos físico-químicos e bacteriológicos. **Revista eletrônica da associação de geógrafos brasileiros**. Seção Três Lagoas-MS, vol. 2, nº2, ano 2, 2005.

LINDENMAYER, D. B. et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, Oxford, v 11, n. 1, p. 78-91, oct. 2008.

LU, X. X. et al. Sediment budget as affected by construction of a sequence of dams in the lower Red River, Viet Nam. **Geomorphology**, v. 248, p. 125–133, 1 nov. 2015.

MARCUCCI, C. R. Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR. 2016.m

MOREIRA, P. A. P. A atividades restaurativas de córregos tropicais: estudo de caso do córrego da Campininha, SP, Brasil. Sorocaba: UNISO, 2016. Dissertação (Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais, Universidade de Sorocaba, 2016.

NILSSON, C. et al. Evaluating the process of ecological restoration. **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 2016.

ODUM, E. P. Ecologia. Rio de Janeiro, **Guanabara**. 1988. 434p.

OKSANEN, J. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-0, 2014.

OLIVEIRA, S. R. Avaliação da qualidade da água e das cargas de nutrientes do córrego do Cancã, município de São Carlos-SP. 2003. 125p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2003.

OSBORNE, L. L. et al. Restoration of lowland streams: an introduction. **Freshwater Biology**, v. 29, n. 2, p. 187-194, apr. 1993.

PALMER, M. A. et al. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice?. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 205-222, jan. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>.

PAULA, F. R. de. Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em micro bacias da bacia do rio Corumbataí, SP. Tese de mestrado do Programa em Ciências Biológicas (Zoologia) do Instituto de Biociências Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 186p. 2010.

PAUL, M. J. & J. L., MEYER. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.32, p.333–365, 2001.

- PERES, A. C. Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para avaliação da qualidade da água do rio Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo. 2002. 117p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos. 2002.
- 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.03, p.287-300, 2014.
- SCHRÖDER, M. et al. Substratum associations of benthic invertebrates in lowland and mountain streams. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 178–189, jul. 2013.
- SILVA, E. F. et al. 2007. Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no baixo Rio da Mortes, Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil [periódico online]. **Rev. Bras. de Zool.**, 24(2): 482-492. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000200029>.
- 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.
- TAYLOR, P. D. et al. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M.A. (Ed.). **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press. 2006. p. 29-44.
- TURNER, M. G. et al. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York: **Springer-Verlag**, 2001. 400 p.
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. Modern applied statistics with S. 4 ed. New York: **Springer**, 2002.
- VENTURIERI, A. et al. Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em micro bacia hidrográfica do município de Paragominas, Pará. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Anais... Goiânia/GO: INPE, 2005, p. 1127-1134.

Capítulo III - Recolonização da assembleia de peixes de um riacho tropical impactado por rompimento de barragem após cinco anos de restauração ecológica

RESUMO

Ecossistemas de água doce têm cada vez mais sofrido com alterações antrópicas e medidas para recuperação desses ambientes degradados tornam-se cada vez mais necessárias, além do uso do desenvolvimento de metodologias eficazes de monitoramento dessas atividades. Indicadores biológicos têm sido amplamente utilizados por serem eficientes alternativas na obtenção de respostas frente aos impactos ambientais, sendo que a comunidade de peixes é uma importante alternativa de avaliação dos processos de renaturalização, pois através da distribuição espacial e funcional dos indivíduos é possível associar e avaliar a qualidade das condições do corpo hídrico. O presente artigo teve o objetivo de avaliar o restabelecimento da assembleia de peixes após cinco anos das atividades restaurativas em um riacho tropical, além de comparar a comunidade íctica pré e pós-rompimento da barragem, a fim de explicar o que acontece com essa comunidade ao longo do tempo. O riacho estudado se encontra na zona norte do município de Sorocaba/SP, que apresenta um histórico de impactos relacionados à sedimentação e pelo rompimento de uma barragem no seu trecho de cabeceira. Foram utilizados dados pré e pós-rompimento e dados pré-restauração para comparar com os dados obtidos nesta pesquisa. Além dos índices biológicos básicos foi utilizado também índices de caráter funcional das espécies, sendo avaliados nove atributos funcionais. Os dados foram analisados por técnicas de estatística uni e multivariada. A abordagem funcional indicou que pós-ações restaurativas os atributos funcionais são mais semelhantes entre as espécies que estão recolonizando o riacho do que as observadas pré-rompimento, estando mais relacionadas às variáveis estruturais do ambiente, além disso, foi possível visualizar também que o nível de diversidade e riqueza de espécies a jusante do gabião tem aumentado mesmo que em pequena escala, se comparado a montante dessa estrutura que apresenta dominância de *P. reticulata* e baixa ocorrência de *S. marmoratus*, ocorrendo isolamento de espécies nesse trecho. Considerando as variáveis físicas e químicas, estas foram menos representativas para explicar a distribuição de espécies. Os resultados obtidos aqui sugerem que seja implementado uma passagem adaptada para peixes, pois a estrutura do gabião tem impossibilitado que peixes a jusante se conectem ao canal a montante. Além disso, sugere-se ainda que haja o contínuo monitoramento e acompanhamento sobre a ictiofauna, visto que a recolonização a jusante do gabião tem ocorrido de maneira contínua e lenta sobre essas condições, mas que demanda de tempo e recursos apropriados para sua instalação permanente e sobrevivência dos mesmos, além da necessidade em averiguar se o isolamento a montante afetará em longo prazo a existência das espécies no local. A partir dessas recomendações, poderão ser obtidas mais informações importantes a respeito do processo de atividades restaurativas no riacho e de sua recolonização.

Palavras-chave: biomonitoramento, ictiofauna, atributos funcionais, conectividade.

1 INTRODUÇÃO

Os impactos antrópicos em ecossistemas de água doce são os principais responsáveis pelas mudanças nas estruturas das comunidades aquáticas. Estes impactos podem ser causados, principalmente, pela instalação de barragens, degradação da mata ciliar, assoreamento, canalização e despejo de resíduos domésticos e industriais, que alteram a dinâmica física, química e biológica dos ambientes naturais, além de que representam de modo geral quebras na conectividade da rede de drenagem (FREEMAN et al., 2007). Riachos de cabeceiras em função de suas pequenas dimensões, estão fortemente ligados à paisagem terrestre do entorno, sendo que as vegetações ripárias localizadas nas margens dos canais exercem grande influência sobre a estrutura e o funcionamento dos mesmos, conseqüentemente, as comunidades aquáticas desses ambientes também são afetadas por estas alterações (PAULA, 2010; BENNEMANN & SILVA, 2017).

Distúrbios e estressores ambientais, em ecossistemas aquáticos, tornam-se cada vez mais comuns, sendo que diversas situações exigem a implantação de projetos de recuperação da área degradada, principalmente quando se busca a restauração ou renaturalização desses ambientes (NILSSON et al., 2016). Considerando a necessidade do desenvolvimento de projetos de recuperação de riachos degradados, principalmente em ambientes tropicais onde eles ainda são incipientes no Brasil, destaca-se a importância de estudos dos efeitos da implantação desses projetos sobre as condições do ecossistema e avaliação do processo de renaturalização do ambiente (MANZOTTI et al., 2020), a fim de verificar o tempo de resposta e de reestabelecimento da resiliência do sistema e de suas comunidades.

No caso dos peixes, as alterações na paisagem ocasionam mudanças na estrutura do habitat, afetando principalmente a sua heterogeneidade, característica importante para as populações e comunidades destes organismos (SANTOS, 2016). Outro atributo importante do ecossistema lótico, que também é afetado pelas atividades antrópicas, é a conectividade existente entre os diversos corpos d'água que compõem a rede de drenagem (PAULA, 2010). A conectividade da rede de drenagem permite que os organismos aquáticos, principalmente os peixes, movimentem-se por todo canal, ocupando e explorando novos habitats disponíveis, assim como a recolonização de habitats previamente desocupados (ROBERTS & ANGERMEIER, 2007). Muitos dos estudos sugerem que gradientes ambientais agem como barreiras que limitam a dispersão das espécies e sua persistência, também sugerindo que as condições ambientais locais agem como filtros selecionando as espécies mais pré-adaptadas (TERRA et al., 2016).

Embora projetos de restauração em riachos já estejam sendo implementado, principalmente em países do hemisfério norte, a etapa de monitoramento do grau de reestabelecimento das comunidades aquáticas pode ser negligenciada ou feita sem efetividade (TURUNEN et al., 2017; FRAINER et al., 2017). O monitoramento das variáveis físicas e químicas da qualidade da água reflete apenas as condições instantâneas de qualidade e não garante uma representatividade das condições flutuantes em escala espacial e temporal (CUMMINS et al., 2005). Desta forma, o mais eficiente é uma avaliação das condições bióticas do ambiente, em associação com o monitoramento físico, químico e estrutural, que refletem melhor a efetividade das atividades implementadas.

Conhecer os efeitos e as consequências dessas intervenções na ictiofauna se justifica, pois, pode subsidiar órgãos ambientais no licenciamento e fiscalização de tais obras, bem como auxiliar no desenvolvimento de mecanismos que evitem e/ou mitiguem os impactos. Diante do exposto, espera-se que tais obras e intervenções sejam também oportunidades de aprendizado para a comunidade científica através da geração de informações e subsídios para os órgãos ambientais a tomarem decisões e aos empreendedores executarem obras com menor impacto a ictiofauna e aos ecossistemas que estes habitam.

Desta forma, a utilização da comunidade de peixes na avaliação da efetividade de processos de atividades restaurativas em riacho torna-se viável e necessária, pela importância desses organismos, representatividade e capacidade dos mesmos em responder às mudanças ambientais, dito isso, o objetivo deste artigo foi avaliar o restabelecimento da assembleia de peixes após cinco anos das atividades restaurativas em um riacho tropical, além de comparar a comunidade íctica pré e pós-rompimento da barragem, a fim de explicar o que acontece com essa comunidade ao longo do tempo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O riacho desta pesquisa se encontra localizado na zona norte do município de Sorocaba-SP e caracteriza-se por ter passado por um longo processo de degradação decorrentes do uso e ocupação do solo para a construção de estradas e implantação de empreendimentos, além dos impactos sofridos devido ao rompimento da sua barragem no ano de 2014, seguido por um processo de atividades restaurativas no riacho. Toda a descrição da

área de estudo, assim como do rompimento da barragem, estão descritos no capítulo 1 dessa dissertação.

Para deixar claro e de fácil entendimento, as amostragens realizadas entre os anos 2010 e 2015 (pré e pós-rompimento) foram realizadas em três pontos amostrais, sendo P1 a lagoa, localizada a montante do barramento e P2 e P3 a jusante do barramento, onde compreendia o ambiente de riacho propriamente dito. Após a restauração do riacho, o canal passou a ser inteiro lótico e os dados obtidos para os anos de 2016 a 2019, foram realizados em sete pontos amostrais, sendo cinco deles (P1 a P5) localizados a montante da estrutura do gabião (construída para conectar os dois trechos do riacho que apresentavam desnível de quatro metros por conta da antiga barragem) e dois pontos a jusante desta estrutura (P6 e P7). A escolha dos sete pontos de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7), foi levando em consideração os mesmos estabelecidos por Cerqueira (2016), a fim de padronizar as amostragens e obtenção de dados para avaliação e comparação dos mesmos.

A Tabela 1 indica as coordenadas, localização e altitude dos pontos de coleta. As coletas desde trabalho foram finalizadas em dezembro de 2019, presumindo o contínuo processo de recolonização no riacho e recuperação do leito.

Tabela 1. Pontos de amostragem e suas respectivas coordenadas geográficas.

Pontos de amostragem	Coordenadas UTM	Altitude
P1	23K 0247584 7413147	596
P2	23K 0247513 7413086	596
P3	23K 0247467 7413073	596
P4	23K 0247455 7413045	597
P5	23K 0247483 7423019	596
P6	23K 0247493 7412979	591
P7	23K 0247433 7412833	591

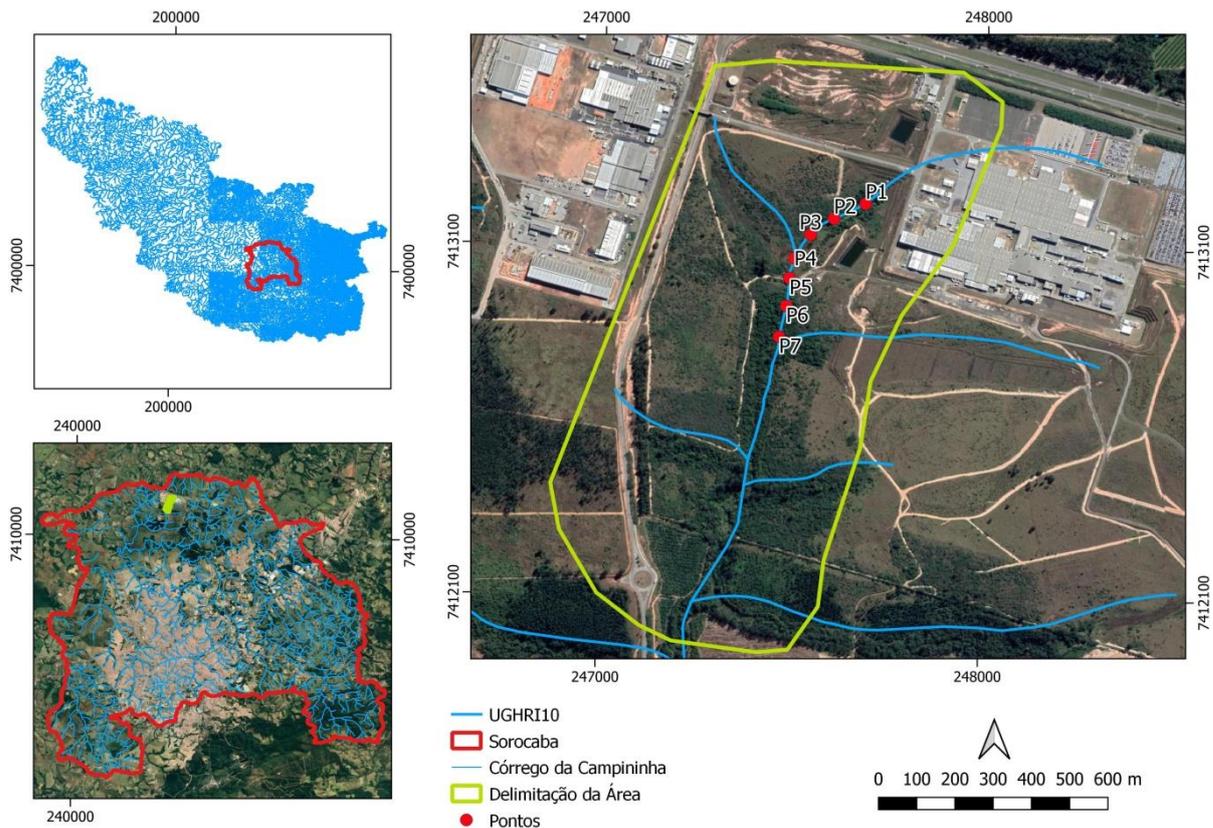


Figura 1. Pontos de amostragem pós-ações restaurativas ecológica no riacho, sendo os pontos P1 a P5 localizados a montante da estrutura do gabião e os pontos P6 e P7, localizados a jusante do gabião.

Autor: Lucio Pinheiro.

2.2 Caracterização ambiental do riacho

Previamente à coleta em cada ponto, foram registradas as coordenadas geográficas através de aparelho GPS, e em cada segmento do córrego da Campinha foram tomadas medidas das variáveis físicas e químicas comumente utilizadas em estudo de ecologia de riachos. As medidas de concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade (μS), pH, STD (ppm) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), foram obtidas com o auxílio de uma sonda multiparâmetro modelo OAKTON PCD 150. Os dados das variáveis físicas e químicas para o período pré e pós-rompimento foram obtidas de relatórios disponibilizados para este estudo. Foi essencial que a coleta dos parâmetros abióticos fossem realizados antes de outros procedimentos de amostragem, a fim de diminuir a influência que a perturbação do substrato do riacho pode causar nas variáveis químicas.

As variáveis estruturais foram obtidas através da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), adaptado de Callisto et. al. (2001) (Tabela 1 cap. I - Anexo), a fim de averiguar as alterações no entorno do trecho estudado, avaliar o estado de conservação do

riacho bem como verificar a influência das medidas adotadas na restauração do córrego. Sendo a amplitude da somatória das notas correspondentes à avaliação das diferentes condições de conservação do trecho do riacho analisado, variando de 0-40 para impactado/ruim; 41-60 para alterado/regular e >61 para natural/ótimo. Também foram realizados registros fotográficos para acompanhar os vários momentos das intervenções ao longo do tempo. Foram obtidas as medidas da largura e profundidade em cada ponto amostrado do riacho utilizando uma trena métrica.

2.3 Ictiofauna

Foram realizadas 17 campanhas, mensalmente, durante o período compreendido entre agosto de 2018 e dezembro de 2019, utilizando as metodologias peneira, puçá e rede de arrasto. Esses métodos foram escolhidos, levando em consideração os diferentes habitats a serem explorados, para uma amostragem da ictiofauna mais eficiente. A peneira utilizada apresentou as seguintes características: malha de 2 mm com diâmetro de 51 cm, aplicada com 40 lances em cada ponto amostral durante 40 min. O puçá retangular apresentou medidas de 100 cm x 70 cm e malha de 1,0 cm, também aplicada com 40 lances em cada ponto amostral durante o mesmo período. Por fim, a técnica de arrasto também empregada apresentou as seguintes medidas 4 m de comprimento x 1,5 m de altura e malha de 10 mm, onde foi arrastada em local estratégico para a captura de espécimes por duas pessoas, sendo que por meio deste método o centro da tela torna-se curvo durante o arrasto, de forma a facilitar a captura dos peixes. Os dados anteriores a este estudo foram obtidos através de relatórios de monitoramento disponibilizado para esta pesquisa, além dos dados das pesquisas anteriores realizadas no local.

Os espécimes coletados foram individualmente medidos em seu comprimento padrão (CP - centímetros) e pesados (gramas). Em cada ponto amostral foram obtidas informações sobre a composição das espécies de peixes e número de indivíduos, principalmente. Esses dados são importantes para a verificação da distribuição espacial e temporal das espécies de peixes no riacho, além de servir de base para o cálculo da diversidade dos pontos de amostragem. Em relação aos indivíduos coletados, após eutanaziados com o anestésico benzocaina, estes foram fixados em formol 10%, conservados em álcool 70%, identificados e separados em vidros rotulados com informações sobre a data e local. Dessa forma, as espécies foram identificadas e se encontram conservadas no Laboratório de Ecologia Funcional e Estrutural de Ecossistemas da Universidade Paulista, campus de Sorocaba, São

Paulo, Brasil. Todas as coletas foram realizadas com autorização da licença do SISBIO (autorização para atividades com objetivo científico nº 6017122).

2.4 Análise dos dados

Com o intuito de comparar as variáveis físicas e químicas foi realizada uma análise descritiva das seguintes variáveis: pH, oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), cor (mg pt/L) e turbidez (NTU), para os dados pré e pós-rompimento da barragem e as variáveis condutividade (μS), pH, OD (mg L⁻¹), STD (ppm) e temperatura da água (°C), para os anos de 2016 a 2019 pós-ações restaurativas. Estas variáveis foram plotadas em gráficos de barra, que contribuíram para entender as alterações no riacho ao longo dos anos. As variáveis estruturais obtidas com o auxílio do PAR (Anexo), foram apresentadas em uma tabela de pontuação, que a somatória dos valores obtidos para cada parâmetro resultou no nível de conservação que o ambiente se encontra pós-ações restaurativas.

A ictiofauna foi caracterizada quanto aos dados das espécies (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) através de agrupamentos dos dados das campanhas entre os anos de 2010 a 2019. A riqueza foi obtida pelo número de espécies capturadas e observadas, a abundância absoluta foi dada pelo número total de indivíduos coletados em uma determinada espécie. A diversidade de espécies (H') para cada ponto amostrado foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 2013), com a fórmula $H' = -\sum (p_i \cdot \ln(p_i))$, onde: p_i = proporção de indivíduos encontrados em uma dada espécie. O índice de Equitabilidade de Pielou é derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (PIELOU, 1969). Seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima).

Para verificar o efeito do rompimento da barragem e o processo de recolonização na taxa de riqueza e abundância das comunidades de peixes, foram construído gráficos de linha baseados na riqueza (número absoluto de espécies) e abundância (número absoluto de espécimes). Em seguida, para verificar se essa variação da biodiversidade de peixes entre os períodos pré-rompimento e pós-ações restaurativas resulta em diferença na composição de espécies e atributos das assembleias de peixes, foi realizado uma análise comparativa e descritiva da trajetória da comunidade.

A fim de avaliar a similaridade entre os trechos amostrados e verificar a determinação dos grupos foi realizado por meio de um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) um gráfico representando a posição de cada amostra por ano determinada pela sua

distância de todas as outras amostras da análise e o stress do gráfico é uma medida de quão boa foi a estimativa de similaridade, a partir dos dados quantitativos, usando o índice de Bray-Curtis gerados no programa Past versão 3.0.

Para analisar a diversidade funcional das assembleias de peixes foi aplicado o método multivariado de Análise de Agrupamento com o método de ligação média não ponderada (UPGMA), utilizando o índice de dissimilaridade Bray-Curtis, a fim de associar as espécies em grupos de similaridade de acordo com seus atributos funcionais, o dendrograma resultante apresenta essa associação. Essa análise foi realizada no software R v.3.1.3, com os pacotes *clustsig* (WHITAKER; CHRISTMAN, 2014), *FD* e *vegan* (OKSANEN et al., 2014). As espécies identificadas a nível de gênero, foram descartadas desta análise.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA), uma técnica da Estatística Multivariada, foi aplicada visando representar os conjuntos de dados através de um modelo gráfico que facilita a interpretação da relação entre os dados bióticos e ambientais. Essa técnica visa simplificar a estrutura da variabilidade dos dados que, em geral, são correlacionados entre si, sem, no entanto, perder a informação original dos mesmos. Esta análise foi realizada no software R v.3.1.2. com o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2014).

3 RESULTADOS

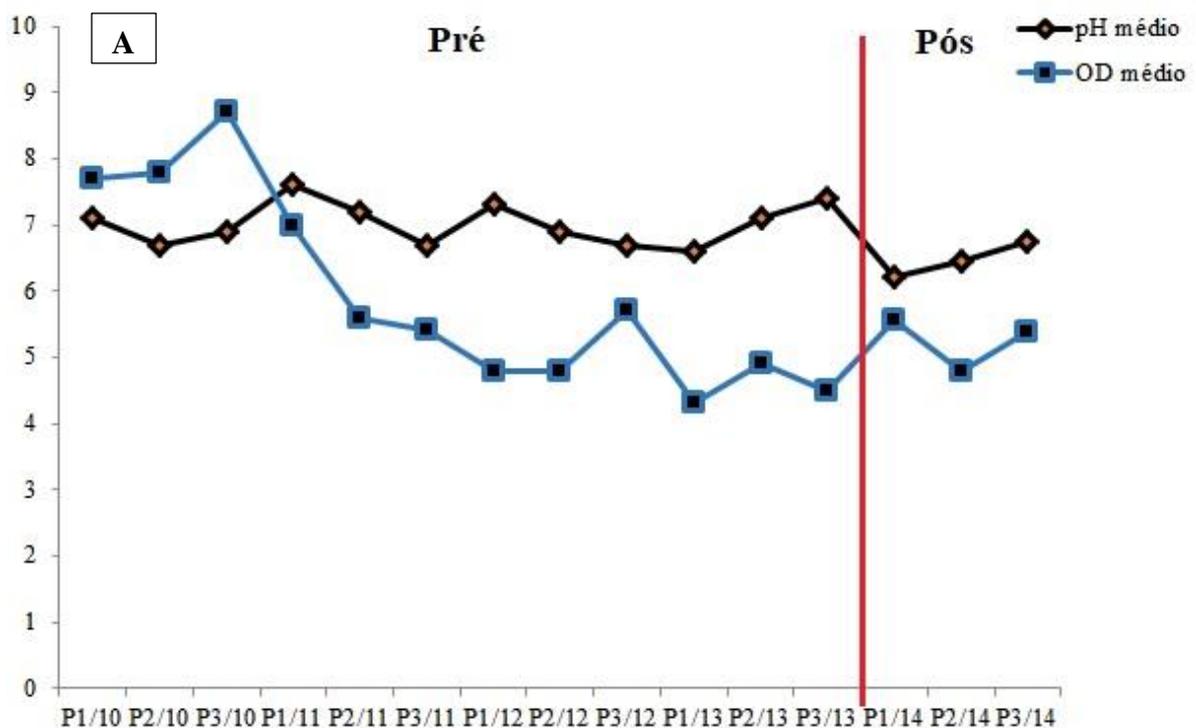
Foi possível identificar duas variáveis importantes no período pré e pós-rompimento e duas para o período pós-ações restaurativas, sendo elas cor e turbidez (2010-2014) (Figura 2) e condutividade e STD (2016-2019) (Figura 3). Cor e turbidez apresentaram valores discrepantes justamente nos períodos que o riacho mais sofreu impactos sendo nos anos 2010, 2012 e 2014. Para os anos de 2010 e 2012 estas variáveis estiveram com altos valores para P1, ambiente de lagoa que recebia grande quantidade de sedimentos advindos de obras no entorno e ausência de vegetação ciliar, diferentemente para o ano de 2014, que apresentou os maiores valores para os pontos P2 e P3 a jusante da barragem, logo após o rompimento desta, tendo em vista, que todo sedimento acumulado na represa foi escoado riacho abaixo.

As variáveis pH e OD foram de menor significância se comparado as variáveis anteriores, contudo, vale ressaltar que o OD se apresentava alto antes do rompimento e teve esses valores diminuídos pós-rompimento. O pH variou entre 6,23 e 7,6, não sendo encontradas diferenças significativas entre os pontos amostrais ($p > 0,05$).

Em relação às variáveis condutividade e STD, se mostraram variando entre os pontos ao longo dos anos, sendo P1/2018 o ponto que apresentou maiores valores para essas

variáveis, seguida de P2 que também apresentou valores maiores em vista dos demais pontos que se apresentaram variando entre 34 μS a 68 μS para condutividade e 24,5 ppm e 32 ppm para STD. A temperatura também variou entre os anos e pontos com mínima de 19,66 °C e máxima de 24,55 °C, estando as maiores temperaturas relacionadas tanto a sazonalidade como pontos com ausência de vegetação. OD e pH para o período pós-ações restaurativas manteve um padrão pouco variante, no entanto, baixos se comparado com o período anterior a barragem, variando entre 4,4 mg L⁻¹ e 5,6 mg L⁻¹ para OD e 4,48 e 7,4 para pH, apresentando águas levemente ácidas.

Pode-se afirmar então, que em relação ao evento de rompimento da barragem no riacho da Campininha foi observada uma tendência na diminuição do pH da água e das concentrações de OD, conforme observado nos gráficos da Figura 2 e 3, embora não haja diferença estatisticamente significativa entre os valores para os períodos de Pré e Pós-rompimento ($p > 0,05$). As variáveis foram separadas em dois gráficos por conta da amplitude de medida de cada variável, sendo cor e turbidez valores extremamente maiores se comparados com os valores de pH e OD como mostra as Figuras 2A e 2B.



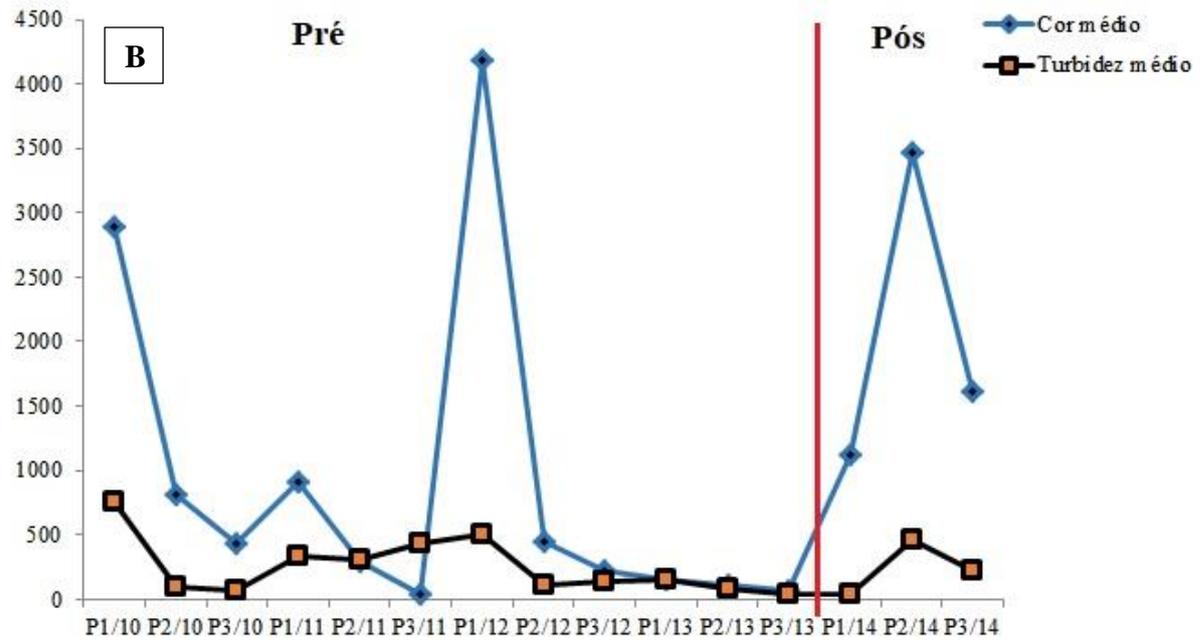


Figura 2. Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas pré e pós-rompimento da barragem no riacho (2010 a 2014). **A.** Variáveis pH médio e OD médio. **B.** Variáveis, cor médio e turbidez médio.

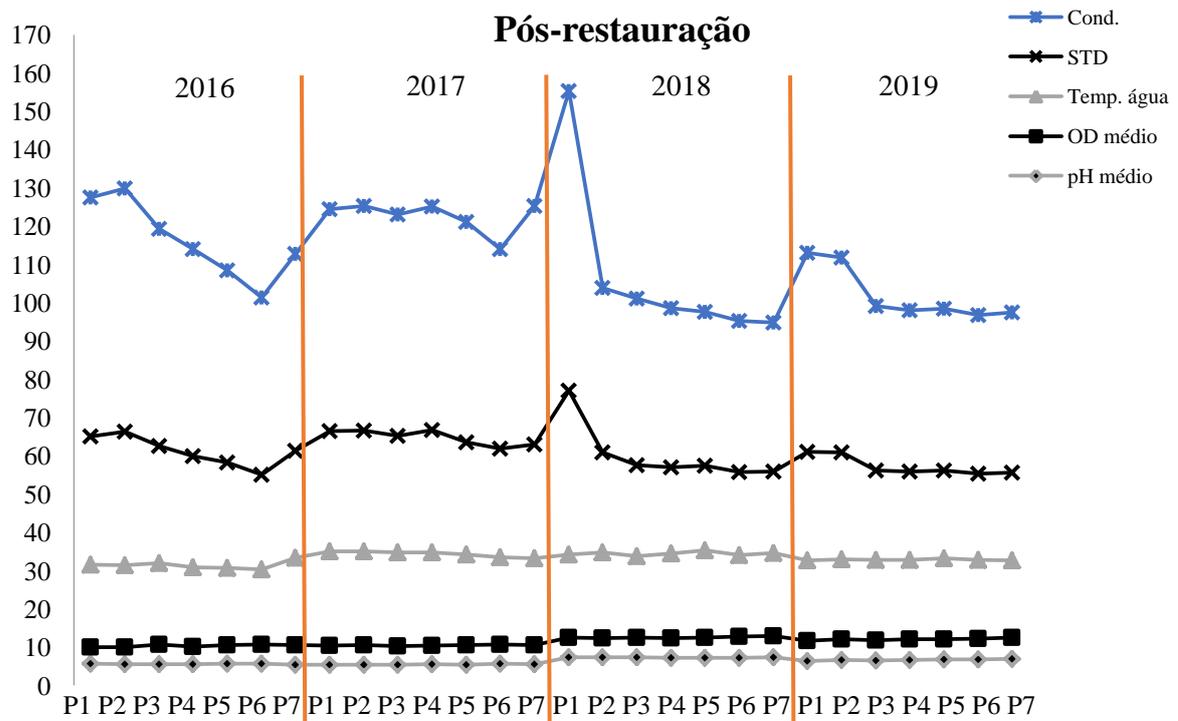


Figura 3. Médias dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas após processo de atividades restaurativas no riacho (2016 a 2019).

Ao comparar os dados obtidos pelo protocolo para os anos de 2014 a 2017 com os dados atuais 2018/2019, foi possível visualizar uma melhoria para os pontos P2, P3, P4, P5 e P7 que tiveram suas pontuações um pouco maiores que os anos anteriores, P1 e P6 apresentaram uma leve perda nos pontos, estando relacionados ao processo de sedimentação, e oleosidade na água, não havendo fontes de poluição orgânica para o riacho amostrado. No contexto geral, o riacho ainda se encontra, como alterado segundo pontos obtidos com a média da avaliação, muito provável que em longo prazo este nível poderá se enquadrar no natural. Os resultados da aplicação do PAR nos sete pontos do córrego da Campininha estão disponíveis na Tabela 2 a seguir.

Tabela 2. Valores médios obtidos através do protocolo de Avaliação para os anos 2014/2015, 2016/2017 e 2018/2019.

Parâmetros analisados	set/2014-dez/2015							mar/2016-fev/2017							ago/2018-dez/2019						
	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	P7	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
1. Tipos de ocupação da margem do riacho	2	2	2	2	2	3	5	5	3	3	3	3	5	5	3	3	3	3	3	5	5
2. Características da vegetação	3	3	3	3	3	5	5	3	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	3	5	5
3. Largura da mata ciliar	2	2	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	3
4. Erosão nas margens do riacho e assoreamento em seu leito	3	3	2	3	5	0	5	5	3	5	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3
5. Assoreamento	3	3	3	3	3	0	5	5	2	2	5	5	5	0	3	3	5	5	5	3	3
6. Características do fluxo de água	5	5	5	5	3	5	5	5	3	5	5	2	5	2	5	5	5	5	3	5	5
7. Substrato	3	2	2	2	3	5	5	3	3	2	2	2	5	0	3	3	3	3	3	5	5
8. Variação de velocidade e profundidade	3	3	3	3	3	3	5	2	2	3	2	2	5	2	2	2	2	2	3	5	5
9. Oleosidade da água	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	3	5	5	5	5	5	5
10. Transparência da água	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5
11. Combinação de mesohabitat	3	3	3	3	3	3	5	3	0	5	3	3	5	2	3	3	2	2	3	5	5
Pontuação Total	37	36	33	34	35	36	52	43	31	40	36	35	51	26	35	35	38	38	38	48	49

Ao longo dos 10 anos de monitoramento no riacho, foram coletados 5.326 indivíduos pertencentes a cinco ordens, oito famílias e 18 espécies de peixes (Tabela 3). Do total de

espécies inventariadas, 15 ocorreram antes do rompimento, sendo oito espécies exclusivas desse período que passaram a não ocorrer mais pós-rompimento, sendo elas *Astyanax* sp1, *Astyanax* sp2, *Characidium* sp., *Hoplias malabaricus*, *Imparfinis mirini*, *Cambeva iheringi*, *Poecilia vivipara* e *Geophagus brasiliensis*. Para o período pós-rompimento houve a extinção local de peixes, sendo *Phalloceros reisi* a primeira e única espécie que foi capturada no final de 2014 e começo de 2015, com quatro e 21 indivíduos respectivamente. Pós-ações restaurativas houve a ocorrência de 10 espécies, sendo três exclusivas desse período, *Pimelodella avanhandavae*, *Astyanax lacustris* e *Hyphessobrycon bifasciatus*, evidenciando uma possível substituição de espécies. De fato, a composição da ictiofauna observada entre os períodos pré-rompimento e pós-ações restaurativas apresentou diferenças para a diversidade taxonômica. Nenhuma das espécies amostradas se encontra ameaçada de extinção, segundo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção ICMBio (2018) as espécies enquadram-se no nível pouco preocupante (LC).

Tabela 3. Composição, abundância e exclusividade (Exc., assinalada com “X”) das espécies de peixes amostradas pré e pós-rompimento e pós-ações restaurativas do riacho da Campininha. (Fotos dos exemplares do período 2018-2019 em anexo Figura 4).

Táxon	PRÉ- ROMPIMENTO	PÓS- ROMPIMENTO	PÓS-AÇÕES RESTAURATIVA S	ABUND. TOTAL ESP.	EXC. PRÉ- ROMP.	EXC. PÓS- REST.
CHARACIFORMES						
Characidae						
<i>Astyanax lacustris</i>	0	0	7	7		X
<i>Astyanax</i> sp. 1	10	0	0	10	X	
<i>Astyanax</i> sp. 2	2	0	0	2	X	
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	0	0	16	16		X
<i>Psalidodon fasciatus</i>	10	0	10	20		
<i>Psalidodon paranae</i>	337	0	55	392		
<i>Serrapinnus notomelas</i>	20	0	14	34		
Crenuchidae						
<i>Characidium</i> sp.	8	0	0	8	X	
Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i>	106	0	0	106	X	
SILURIFORMES						
Heptapteridae						
<i>Imparfinis mirini</i>	4	0	0	4	X	
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	0	0	1	1		X
Trichomycteridae						
<i>Cambeva iheringi</i>	84	0	0	84	X	
CYPRINODONTIFORMES						
Poeciliidae						
<i>Phalloceros reisi</i>	546	25	1335	1906		
<i>Poecilia vivipara</i>	44	0	0	44	X	
<i>Poecilia reticulata</i>	163	0	2335	2498		
CICHLIFORMES						
Cichlidae						

<i>Coptodon rendalli</i>	102	0	2	104	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	65	0	0		X
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i>	8	0	15	23	

Quando observados os períodos sequencialmente, pode-se verificar um rápido declínio na riqueza (taxonômica e funcional) e abundância durante o período pós-rompimento (2014/2015) (Figura 5). Antes do rompimento a taxa de riqueza era consideravelmente maior, mesmo com a presença do ambiente lântico, já para o período pós-ações restaurativas as espécies começam a reaparecer e recolonizar o novo ambiente, contudo, ainda distante da riqueza existente antes do rompimento de barragem (Figura 5).

Quando comparada a abundância (N) dos indivíduos entre os anos foi possível constatar uma menor taxa N para o período pré-rompimento, declínio total para o rompimento da barragem e aumento considerável pós-ações restaurativas, contudo este aumento esteve atrelado à dominância das espécies *Phalloceros reisi* e *Poecilia reticulata* (Figura 6). Além disso, foi possível observar a extinção local de algumas espécies com atributos em comum e que são sensíveis às mudanças (e.g. *Astyanax* sp1, *Astyanax* sp2, *Imparfinis mirini*, *Cambeva iheringi*) e um aumento de outras, que possuem pré-adaptações a esse novo ecossistema (e.g. *Poecilia reticulata*).

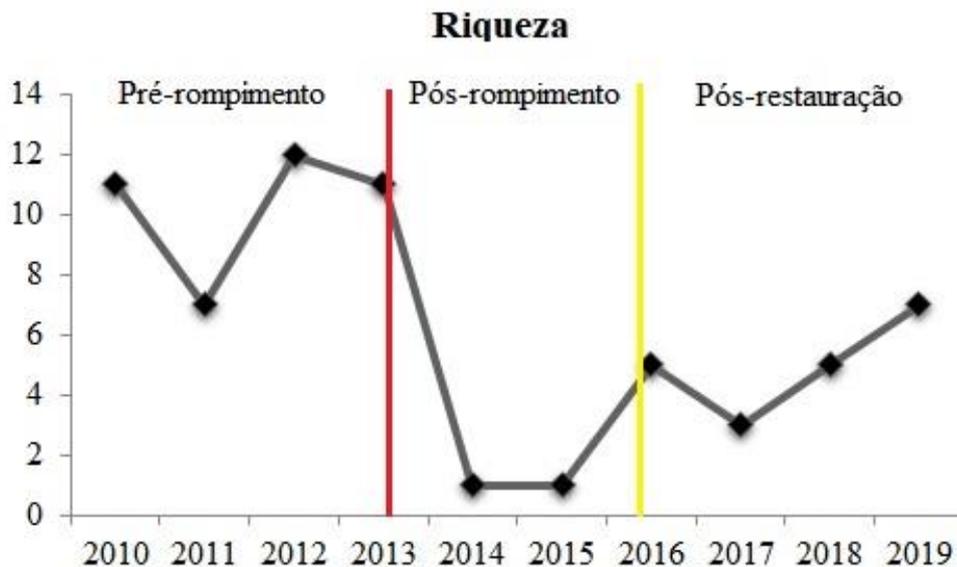


Figura 5. Riqueza taxonômica da ictiofauna sob influência do rompimento da barragem no córrego da Campininha, registradas entre os períodos, antes (2010-2013), pós (2014-2015) e depois (2016-2019) do barramento.

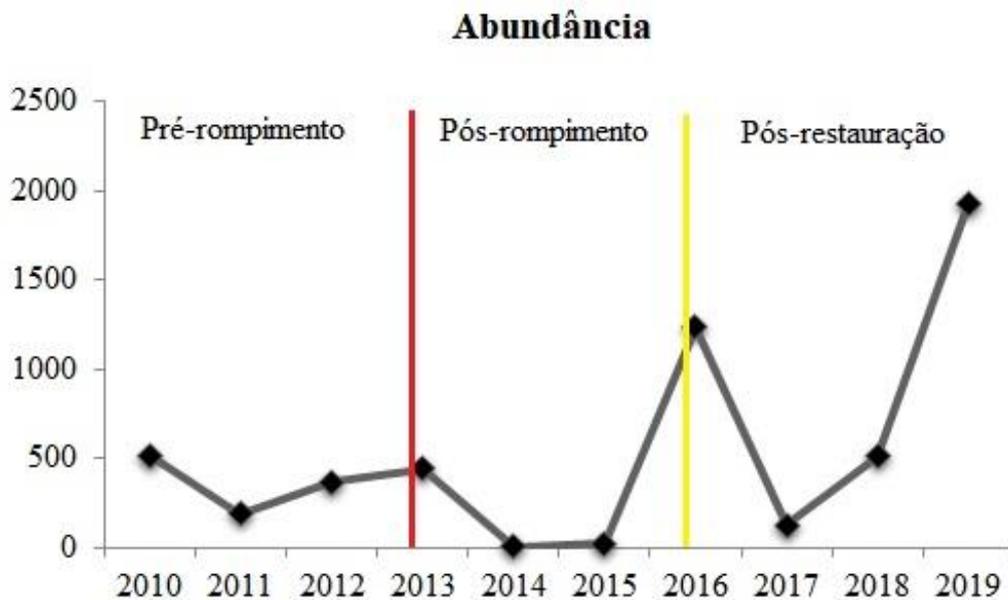


Figura 6. Abundância taxonômica da ictiofauna sob influência do rompimento da barragem no córrego da Campininha, registradas entre os períodos, antes (2010-2013), pós (2014-2015) e depois (2016-2019) do barramento.

O índice de diversidade foi maior para o período de 2010-2013, havendo diversidade zero para o período de 2014-2015 e menor diversidade para o período de 2016-2019 (Tabela 4-anexo), sabe-se que o processo de recolonização é lento e demanda de recursos favoráveis e tempo para as espécies retornem e se estabeleçam novamente no ambiente. O índice de equitabilidade apresentou os mesmos padrões do índice de diversidade, apresentando maior uniformidade no período pré-rompimento, uniformidade mínima pós-rompimento e baixa uniformidade para o período pós-ações restaurativas.

A análise de agrupamento NMDS (Figura 7), permitiu visualizar a similaridade entre os anos pré-rompimento (2010-2013) com o ano 2017, que apresentaram similaridade em sua composição taxonômica além da abundância. Os anos do período pós-rompimento não apresentou similaridade com nenhum outro ano, pois nesses anos houve a extinção local de espécies, com reaparecimento de *P. reisi* apenas, em menor distribuição. 2016 foi o único ano que apresentou menor similaridade com os demais, devido ao aparecimento de uma espécie que foi exclusiva desse ano, com apenas um indivíduo amostrado. A similaridade entre os anos 2018 e 2019, se deu pela ocorrência de duas espécies exclusivas desses anos, além da dominância de *P. reticulata*.

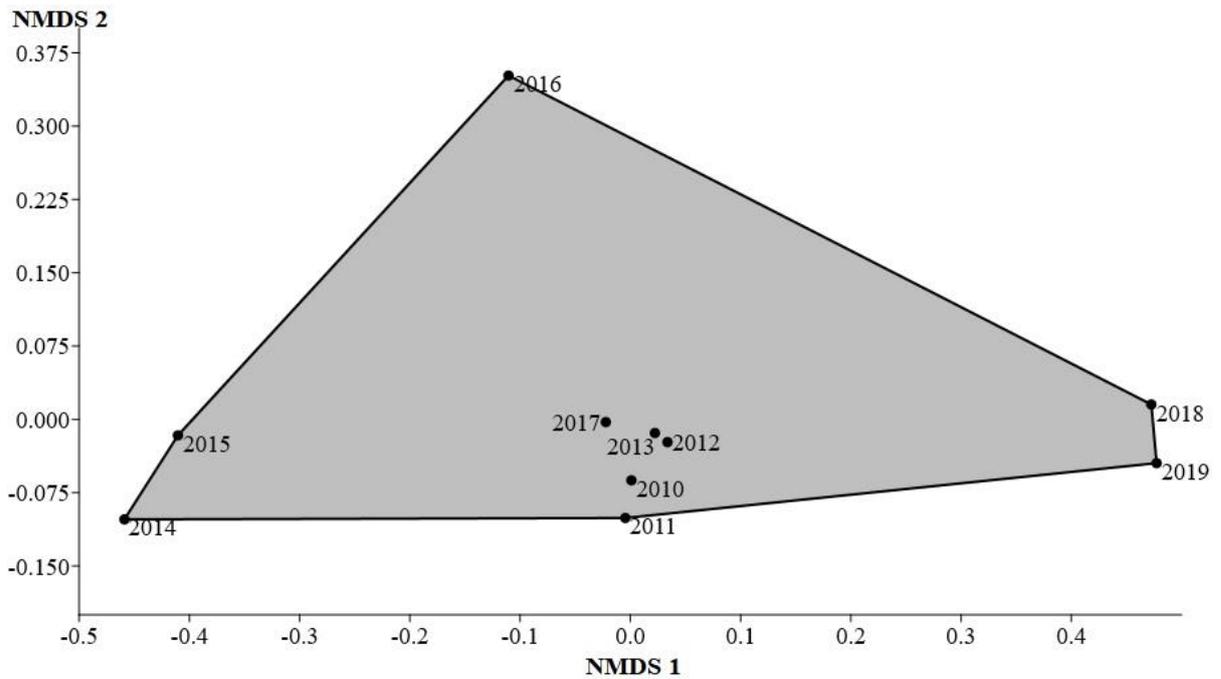


Figura 7. Gráfico de similaridade resultante da análise de agrupamento NMDS (Distância Bray-Curtis, stress: 0,1146) gerada com os dados de abundância de cada ano (2010 a 2019).

A Tabela 5 apresenta os atributos funcionais de cada espécie amostrada, sendo possível adiantar que houve o predomínio de espécies de pequeno porte, de hábito alimentar onívoro ou onívoro/insetívoro, hábito sedentário (com curtos deslocamentos), fecundação e desenvolvimento do embrião externo, dentre outros conforme apresentado na tabela a seguir. Além disso, as espécies antes do rompimento foram caracterizadas por atributos tanto similares como mais diversificados, do que a composição pós-ações restaurativas.

Tabela 5. Atributos funcionais da ictiofauna coletada pré e pós- rompimento da barragem e pós-ações restaurativas ecológica do riacho da Campininha, adaptado de Perônico et al. (2020).

Táxon	Tamanho corporal	Distribuição vertical	Tipo de mesohabitat	Uso do habitat	Alimentação	Fecundação	Desenv. Embrião	Cuidado Parental	Migração
<i>Astyanax lacustris</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV/INSET	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV/INSET	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Astyanax</i> sp. 1	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV/INSET	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Astyanax</i> sp. 2	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV/INSET	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Characidium</i> sp.	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Psalidodon fasciatus</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Psalidodon paranae</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Poecilia reticulata</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Interna	Interno	Ausente	SED
<i>Phalloceros reisi</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Interna	Interno	Ausente	SED
<i>Poecilia vivipara</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Interna	Interno	Ausente	SED
<i>Cambeva iheringi</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Imparfinis mirini</i>	Pequeno	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Ausente	SED
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Médio	Col. d'água	Rápido/remanso	Margens e canal	ONIV	Externa	Externo	Presente	SED
<i>Coptodon rendalli</i>	Médio	Fundo	Rápido/remanso	Canal	HERB	Externa	Externo	Presente	SED
<i>Hoplias malabaricus</i>	Médio	Fundo	Remanso	Margens	CARN	Externa	Externo	Presente	SED
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Grande	Fundo	Remanso	Margens	CARN	Externa	Externo	Presente	SED

O gráfico da Figura 8 apresenta a análise de agrupamento dos atributos funcionais aplicados às espécies. Pode-se observar a formação de três grupos mais similares, sendo um composto pelos poecilídeos, que apresentam características restritas a esse grupo, como fecundação interna e desenvolvimento do embrião interno. O outro grupo formado por *A. lacustris* e *H. bifasciatus* se deu por compartilharem do atributo alimentar, sendo onívoro/insetívoro. O terceiro grupo é formado por um número maior de espécies que compartilham dos mesmos atributos sendo elas *I. mirini*, *P. avanhandavae*, *C. iheringi*, *S. notomelas*, *P. fasciatus* e *P. paranae* que compartilha de atributos como hábito alimentar onívoro, fecundação e desenvolvimento do embrião externo, cuidado parental ausente, uso das margens e canal como habitat, etc. *G. brasiliensis* não formou nenhum grupo, mais esteve ligado a este ultimo por compartilhar de alguns atributos, contudo o que o separa dos demais é que esta espécie apresenta o atributo cuidado parental. Além disso, o grupo menos similar formado por *H. malabaricus* e *S. marmoratus*, se deu por compartilharem dos atributos distribuição vertical sendo fundo e por apresentarem cuidado parental. Por fim, a menos similar de todas, foi *C. rendalli*, que não formou nenhum grupo por apresentar atributos que só ela possui como hábito alimentar herbívoro e por usar o canal como uso do habitat.

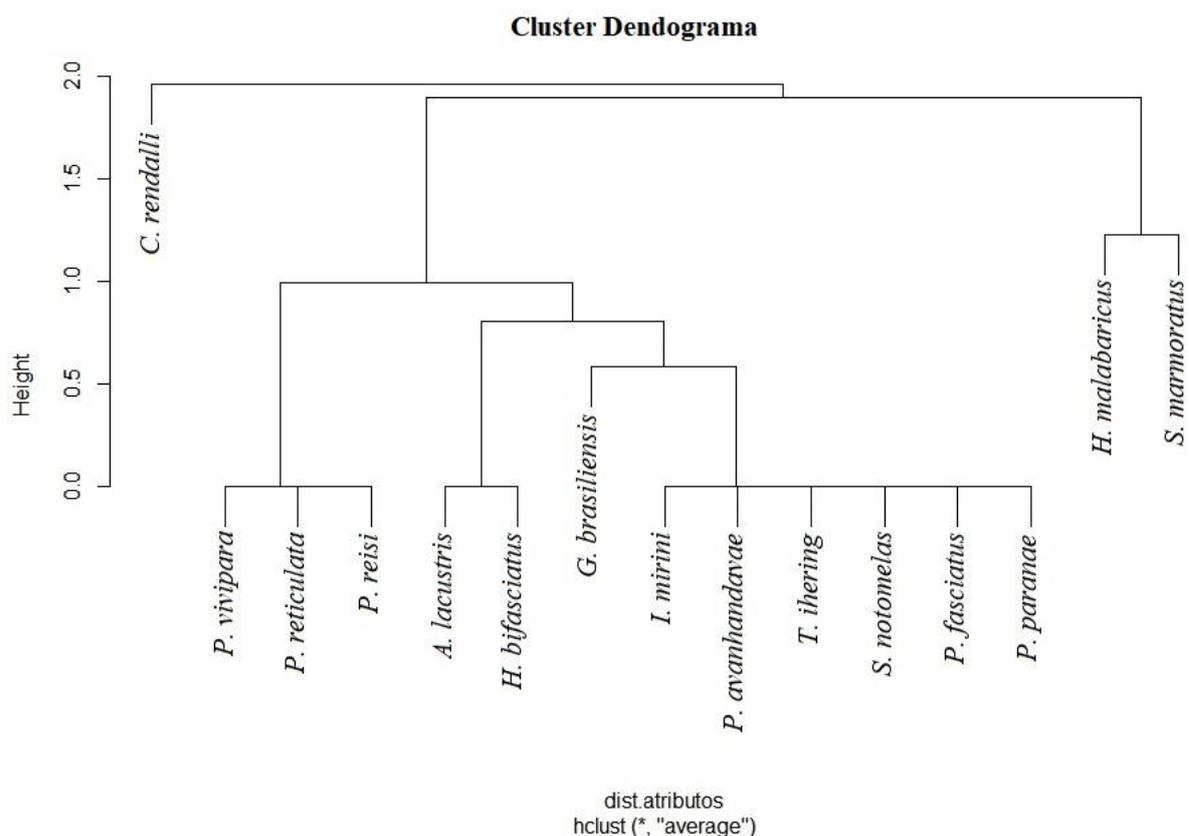


Figura 8. Dendrograma da Análise de Similaridade entre os atributos funcionais de cada espécie.

A Figura 9 mostra a Análise de Correspondência Canônica incluindo os dados das espécies, os anos de amostragem e os atributos funcionais. Sendo que a análise explicou 72,3% da variância dos dados. Nela foi possível visualizar claramente a formação de três agrupamentos, sendo o primeiro formado pelos anos pré-rompimento (2010-2013), que esteve relacionado com as espécies que ocorreram nesse período e seus principais atributos, onde se pode visualizar que a espécie *C. rendalli* esteve diretamente associada ao canal como uso do habitat e hábito alimentar herbívoro, sendo características desta espécie, além do atributo corpo médio, associado às espécies *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. rendalli*. Estas três espécies estiveram mais próximas por compartilharem de atributos similares. As demais espécies desse quadrante estiveram agrupadas mais próximas umas das outras, por apresentarem atributos como formato do corpo pequeno, uso do habitat sendo margens e canal, tipo de mesohabitat sendo rápido/remanso, dieta onívoro ou onívoro/insetívoro, além da característica cuidado parental ausente.

Pode-se visualizar também que o período de pós-ações restaurativas foi separado em dois grupos, sendo um deles composto pelos anos de 2016/2017 junto com os anos de pós-rompimento 2014/2015, que apresentaram a espécie *P. reisi* como principal componente de associação, tendo em vista que esta espécie foi a primeira e única a surgir após o rompimento da barragem, sendo considerada generalista e com hábitos de vida e reprodução que permitem a rápida colonização no meio. Também associado a este quadrante do gráfico, esteve *P. avanhandavae* próxima do ano de 2016, onde esta espécie apareceu apenas uma única vez. Destaca-se a separação do grupo formado pelos anos 2018/2019, que estiveram associados a *P. reticulata* e aos atributos Fec.Int e Emb.Int., características desta espécie, que se apresentou dominante nesses anos. *A. lacustris* e *H. bifasciatus* estiveram no quadrante entre os anos de suas ocorrências e próximos aos atributos que as define. Contudo, como a maioria das espécies apresentaram atributos funcionais similares, a maior parte dos atributos esteve associada a maior distribuição de espécies que compartilham destes. O atributo T.C.Grand. esteve associado diretamente com *S. marmoratus*, pois foi o único que apresentou esta característica.

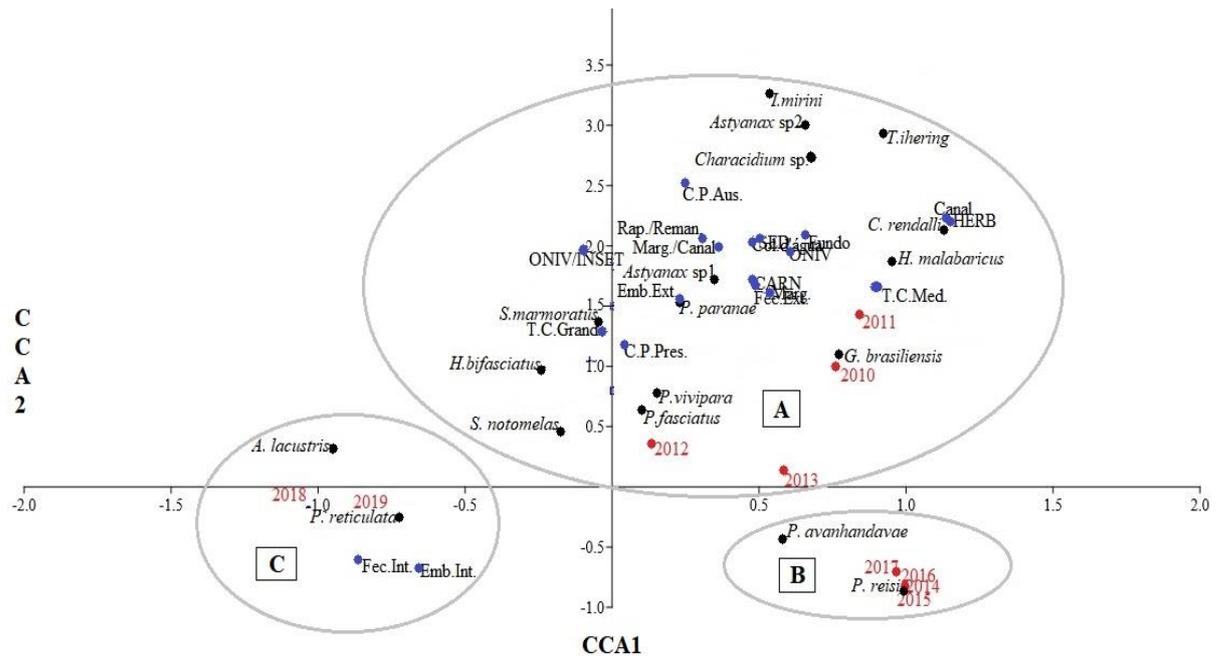


Figura 9. Plot Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada entre as composições taxonômicas, os atributos funcionais juntamente com os anos de amostragem.

4 DISCUSSÃO

O riacho em questão passou por vários momentos de aumento e diminuição da cor da água antes e pós-rompimento e caracterizou-se, desde o início do monitoramento, como tendo altos valores de turbidez. Ambos os parâmetros encontraram-se discrepantes, acima do preconizado na Resolução CONAMA 357 para turbidez e cor. Os valores de pH e OD encontram-se dentro do estabelecido pela legislação (CONAMA, 2005). Mesmo tendo apresentado pH mais ácido em alguns pontos, a maioria das valores obtidos ao longo dos anos estão de acordo com a resolução CONAMA 357/2005 que preconiza valores de 6,0 a 9,0. O mesmo se deu para OD que apresentou baixos valores para algumas campanhas, mas que ainda assim é considerado dentro do estabelecido pela legislação.

Tal variação é decorrente das atividades desenvolvidas na bacia do riacho, que implicaram em intensas movimentações de solo, para instalação de uma indústria e implantação de estradas, com conseqüente aumento da taxa de entrada de material dissolvido e particulado para o interior da represa e do riacho. Destaca-se que o mesmo encontra-se numa região de clima subtropical com verão quente e chuvoso (BORTOLETO et al., 2016), e que esse período propicia o desprendimento e carreamento de partículas do solo para o interior dos sistemas aquáticos, pelo intenso regime de chuvas.

O rompimento da barragem implicou num intenso distúrbio no riacho, com carreamento de todo o material depositado na represa para trechos a jusante. Tal constatação foi confirmada pelas mudanças das variáveis cor e turbidez para os pontos entre os períodos pré e pós-rompimento. As variáveis condutividade e STD obtidas pós-ações restaurativas apresentaram variações ao longo dos anos, mas que se mantiveram dentro do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Até o final do ano de 2019, o ambiente se encontrava como alterado segundo pontuações obtidas através do PAR, ao se comparar com o histórico de degradação que o riacho passou, este nível resulta em resultados positivos decorrentes da restauração implementada, que tem contribuído para que o ecossistema retorne próximo as suas condições originais pensando em longo prazo.

Dentre as espécies coletadas ao longo do tempo, foi possível observar a extinção de várias espécies com atributos em comum menos aptos ao novo ecossistema. Em contrapartida, as espécies que aumentaram a abundância após o barramento possuem uma maior plasticidade comportamental, em geral são sedentárias e possuem uma dieta baseada em algas, peixes e invertebrados (onívoras para esses recursos). No entanto, mesmo diante das pressuposições de diminuição e aumento de algumas espécies e atributos, a reestruturação das assembleias de peixes em ambientes tropicais não é fácil de prever (AGOSTINHO et al., 2016).

Estudos revelam que a conexão entre a diversidade de espécies e o funcionamento da comunidade se mantém devido à complementaridade no uso dos recursos (PETCHEY & GASTON, 2002). A complementaridade funcional pode ser resultante de processos como alta disponibilidade, partilha e facilitação no uso dos recursos (LOREAU, 2004), e qualquer perda ou adição de espécies nas comunidades que apresentam complementaridade funcional pode afetar diretamente o funcionamento deste ecossistema (JONHSON, 2000).

A maioria das espécies pré-rompimento apresentaram uso de habitat parecido e tipo de mesohabitat também, apenas *G. brasiliensis*, *C. rendalli* e *S. marmoratus* se divergiram nesse atributo. Estas espécies também compartilham da distribuição vertical na água, sendo o fundo o atributo para elas, que vivem bem em ambientes de água parada e com presença de assoreamento. Para as espécies pós-ações restaurativas foi possível visualizar uma diminuição das espécies com atributos distintos, prevalecendo espécies com características funcionais semelhantes, sendo *S. marmoratus*, a única espécie com maior divergência de atributos para esse período. A estrutura funcional das comunidades pode nos trazer informações mais precisas sobre o funcionamento de um ecossistema quando comparada somente à diversidade taxonômica (CIANCIARUSO et al. 2009), uma vez que as qualidades funcionais dos organismos afetam os processos deste ecossistema (DIAZ & CABIDO 2001).

Mesmo a espécie *C. rendalli* apresentando alta plasticidade ambiental, visualizou-se ao longo dos anos, que antes do rompimento, esta espécie aparecia com abundância elevada, contudo, pós-ações restaurativas esta espécie chegou a aparecer no riacho, mas não se manteve, provavelmente por conta da nova reconfiguração do ambiente, sendo que esta espécie possui preferência por ambientes lênticos e com vegetação abundante nas margens, o que é aspecto positivo, levando em consideração que esta espécie é exótica e compete pelos recursos disponíveis no ambiente, se tornando uma ameaça para espécies nativas. As características locais do habitat, fatores ambientais e a disponibilidade de recursos são fatores que podem influenciar as interações bióticas, determinar a organização funcional de uma comunidade (HOOPER et al. 2002) e limitar a habilidade das espécies em persistir nesta comunidade (HOEINGHAUS et al. 2007).

A ocorrência de duas novas espécies para o período pós-ações restaurativas resultou em maior homogeneidade de atributos entre as espécies, sendo que a substituição de espécies atua como componente importante de dissimilaridade entre os anos. Reforça-se isso, quando comparadas às diferenças na estruturação da comunidade entre os períodos antes e depois do rompimento, visto que a diversidade temporal foi diferente entre os períodos, assim como a distribuição de espécies. Portanto, as estruturas das assembleias de peixes em riachos tropicais podem apresentar padrões de substituições de espécies ao longo de um gradiente de impactos antrópicos (CASATTI et al., 2009).

Após a restauração as espécies voltaram a recolonizar, porém de maneira mais lenta, mostrando que a abundância pode estar alta, principalmente para indivíduos como *P. reticulata* e *P. reisi*, todavia a riqueza ainda está crescendo lentamente, pois o processo de recolonização de uma área restaurada é lento. A primeira espécie que voltou a reaparecer após o impacto foi *Phalloceros reisi*, que segundo Lucinda (2008), é uma espécie que ocupa facilmente pequenos riachos, por ser de pequeno porte, muito resistente à poluição e outros impactos, tais como os ocorridos na área de estudo. Esta espécie não ocorreu mais para os anos de 2018/2019, sendo substituída por *P. reticulata* uma espécie de mesmo caráter, contudo exótica.

A baixa riqueza de espécies pós-ações restaurativas é resultado da lenta recolonização a esses novos ambientes que foram recuperados e alterados estando diretamente associados às características da paisagem e a falta de conectividade ecológica entre os trechos jusante e montante devido à estrutura do gabião, o conjunto desses dois fatores parece estar afetando a taxa de riqueza e diversidade no trecho restaurado, além de que o desaparecimento de

espécies mais específicas é acompanhado por um aumento na tolerância de espécies mais adaptadas (BUISSON et al., 2008).

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, 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). As espécies estiveram distribuídas ao longo de todos os pontos, contudo, a maior diversidade de espécies esteve presente principalmente apenas nos pontos à jusante da área restaurada.

Ao verificar os possíveis preditores para diversidade temporal, considerando todos os componentes, observou-se que as variáveis estruturais da paisagem foram determinantes na estruturação das assembleias de peixes ao longo do tempo, contudo, um fator de origem estrutural física, o gabião tem influenciado diretamente a ocorrência de espécies a montante dessa barreira, que apresentou o domínio de *P. reticulata* e baixa abundância de *S. marmoratus*, que devido ao desnível que esta apresenta, os peixes a jusante não consegue transpor esse obstáculo, dividindo as populações de peixes que ocorrem no trecho superior das que ocorrem no trecho inferior. Esse mecanismo intransponível merece a devida atenção, pois é nítido o impacto que tem causado na recolonização de peixes do riacho, sendo de suma importância implementar algum mecanismo de passagem para peixes adaptado que diminua esse estresse na comunidade (PIRES, 2012; SANTOS, 2016).

A heterogeneidade espacial e temporal do habitat é um dos fatores importantes para o ciclo de vida e os padrões de uso do habitat dos peixes (PAULA, 2010; MANZOTTI et al., 2020). Para completarem seus ciclos de vida, os peixes utilizam diferentes tipos de habitat, sendo alguns desses habitats específicos para a desova e o desenvolvimento dos embriões, outros específicos para a alimentação e o desenvolvimento dos indivíduos e outros específicos para refúgios contra predadores ou de condições ambientais extremas (CASATTI et al., 2006).

Desta forma, os pontos inseridos a montante do gabião se caracterizaram pela ausência de vegetação ciliar, fundo predominantemente lodoso e em alguns trechos lodoso/arenoso, que culminaram na ocorrência apenas de *P. reticulata* e *S. marmoratus*, que vivem bem em ambientes alterados e possuem capacidade de se adaptarem as variações do ambiente. Estes trechos supracitados apresentam predomínio de vegetação rasteira em suas margens e processo de regeneração da mata ciliar, contudo esta, ainda não se desenvolveu o suficiente para sombrear o canal.

S. marmoratus tinha ocorrido apenas nos anos 2010/2011 em baixa abundância reaparecendo no lodo inserido nas margens do riacho em 2019, sete anos depois, no último ano de amostragens na área, sendo um fato interessante a ser discutido, pois os indivíduos dessa espécie ocorreram todos em formas juvenis. O ressurgimento desta espécie no canal pode estar relacionado a duas hipóteses, a primeira de que ovos dessa espécie podem ter sido trazidos nas patas de aves que transitam por córregos vizinhos, e a segunda que esta espécie possui capacidade de viver longos períodos soterradas na lama ou em buracos no barranco, onde ficam em estado letárgico até o início das chuvas ou caso surja alguma ameaça (OYAKAWA et al., 2006).

Para a análise de agrupamento foi confirmado a similaridade entre os anos pré-rompimento e dissimilaridade em relação pós-rompimento, apresentando maior distribuição de espécies no início das campanhas e desaparecimento de várias pós-rompimento, além da dissimilaridade do ano de 2016 em relação aos demais anos, foi explicado pela distribuição restrita, indicando que no decorrer da recolonização, habitats antes específicos podem ter sido suprimidos e/ou alterados, favorecendo o desaparecimento de algumas espécies e dominância de outras mais adaptadas (FERREIRA & CASATTI, 2006).

Diante disso, verificamos que essa dissimilaridade das assembleias de peixes registradas entre os períodos é influenciada por modificações ambientais, mais especificamente, pelas modificações da paisagem adjacente, em detrimento das variações limnológicas locais, que refletiram nos atributos funcionais. O barramento de um rio cria um novo ecossistema e a estruturação das assembleias de peixes pode variar de acordo com as especificidades da paisagem que são alteradas a partir da inserção ou remoção da barragem (POFF & ZIMMERMAN, 2010; AGOSTINHO et al., 2016).

A CCA mostrou a separação dos anos associados às espécies e aos atributos funcionais resultantes de cada período, sendo possível afirmar que a heterogeneidade de atributos esteve presente para o período pré-rompimento, sendo que pós-rompimento houve a dominância de espécies mais resistentes e com atributos funcionais mais semelhantes, explicando que as comunidades responderam as variações ocorridas no ambiente, além de que a estrutura do gabião tem impedido a recolonização a montante, prevalecendo espécies mais tolerantes. Além disso, ao relacionar os atributos funcionais com os dados das espécies foi possível afirmar que as espécies *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. rendalli* apareceram nos primeiros anos em alta ocorrência, desaparecendo após o rompimento da barragem, isso pode ser explicado pela preferência destas espécies por ambientes lênticos ou de pouca correnteza, em águas rasas e próximas a vegetação submersa ou marginal. As demais espécies que foram

extirpadas localmente possuem preferência por habitats específicos que podem ter sido suprimidos e/ou alterados, favorecendo o seu desaparecimento (FERREIRA & CASATTI, 2006).

Além disso, ambientes com predominância de peixes onívoros e insetívoros como é o caso do riacho restaurado apresentam maior velocidade na recolonização de habitats alterados que tendem a buscar seu alimento junto à coluna d'água, além de possuírem uma alimentação diversificada, propiciando um aumento na abundância e riqueza de espécies com maior plasticidade de comportamento, geralmente as de pequeno porte, que não migram ou com migrações curtas (sedentárias), são as quais têm um alto potencial reprodutivo (BARBOSA, 2015). Contudo, vale ressaltar que o tempo de observação e avaliação ainda pode ser curto para evidenciar mudanças mais drásticas e o reestabelecimento efetivo no riacho (AGOSTINHO et al., 2016).

5 CONCLUSÕES

Conclui-se que o riacho restaurado não apresenta altos valores de diversidade (estrutural e funcional) da sua comunidade de peixes tanto pelos impactos que este sofreu que acabaram por resultar na extinção local de várias espécies, como pós-ações restaurativas tem sofrido com o obstáculo artificial (gabião), impossibilitado a passagem dos peixes entre jusante e montante, contribuindo para baixa diversidade no trecho restaurado do riacho, prevalecendo o domínio de espécies mais resistentes e tolerantes como *P. reticulata* e *S. marmoratus*. Além disso, houve a substituição de algumas espécies, resultando no caráter mais semelhante de atributos funcionais, resultados estes, influenciados pelas alterações na paisagem. Para os dois pontos a jusante do gabião, pôde-se constatar um aumento na riqueza de espécies, contudo ainda é baixo, em vista do que se tinha antes do rompimento.

Sugere-se que seja implementado uma passagem adaptada para peixes de riachos, pois a estrutura do gabião tem impossibilitado que peixes a jusante se conectem ao canal a montante, havendo um isolamento de populações mais tolerantes no trecho superior a esta estrutura. Além disso, sugere-se ainda que haja o contínuo monitoramento e acompanhamento sobre a ictiofauna, visto que a recolonização a jusante do gabião tem ocorrido de maneira contínua, mas que demanda de tempo e recursos apropriados para sua instalação permanente e sobrevivência dos mesmos, além da necessidade em averiguar se o isolamento a montante afetará em longo prazo a existência das espécies no local. A partir dessas recomendações,

poderão ser obtidas mais informações importantes a respeito do processo de atividades restaurativas no riacho e de sua recolonização.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, 173, 26-36.
- 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.
- BENNEMANN, S. T & SILVA, J. F. M. Ecologia de Riachos de Montanha da Mata Atlântica. 1.ed. Londrina: **Eduel**, 2017. p. 136.
- BORTOLETO, L. A. et al. Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 724–735, jan. 2016.
- BUISSON, L. et al. 2008. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. **Ecology of Freshwater Fish**, 17, 244-257. doi:10.1111/j.1600-0633.2007.00276.x
- CALLISTO, M. et al. 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.
- CASATTI, L. et al. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia** 632: 273-283.
- CASATTI, L. et. al. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2, p. 681-696, 2006.
- CIANCIARUSO, M. V. et al. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica** 9(3): 093- 103.
- CONAMA Nº 357/2005 - Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências." - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.
- 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.
- CUMMINS, K. W. et al. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69–89, 2005.

DIAZ, S. & M. CABIDO. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution** 16(11):646-655.

FERREIRA, C. D. P. & L. CASATTI. 2006. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. [periódico online]. **Rev. Bras. Zool.** 23(3): 642-651. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000300006>.

FRAINER, A. et al. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–9, 2017.

FREEMAN, M. C. et al.. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 5-14, 2007.

HOEINGHAUS, D. J. et al. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, 34, 324-338. doi:10.1111/j.1365- 2699.2006.01587.x.

HOOPER, D. U. et al. 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. Pages 195-281 In: LOREAU, M.; S. NAEEM and P. INCHAUSTI, editors. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, USA.

JOHNSON, K. H. 2000. Trophic-dynamic considerations in relating species diversity to ecosystem resilience. **Biological Reviews**. 75: 347-376.

LOREAU, M. 2004. Does functional redundancy exist? *Oikos* 104(3):606-611.

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.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. John Wiley & Sons, 2013.

MANZOTTI, A. R. et al. Short-term response of fish assemblages to instream habitat restoration in heavily impacted streams. *Neotrop. ichthyol.* vol.18 no.1. Maringá 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-2019-0052>.

NILSSON, C. et al. Evaluating the process of ecological restoration. **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 2016.

OKSANEN, J. et al. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-0, 2014.

OYAKAWA, O. T. et al. Peixes de riachos de Mata Atlântica. Ed. **Neotropica**, p. 201. 2006.

PAULA, F. R. de. Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em micro bacias da bacia do rio Corumbataí, SP. Tese de mestrado do Programa em Ciências Biológicas (Zoologia) do Instituto de Biociências Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 186p. 2010.

- PERÔNICO, P. B. et al. 2020. Community reassembly after river regulation: rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. **Hydrobiologia**, 847(2), 519-533.
- PETCHEY, O. L. & K. J., GASTON. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402–411, 2002.
- PIELOU, E. C. An introduction to mathematical ecology. New York: Wiley, 1969.
- PIRES, D. F. C. M. Fish distribution and abundance in mediterranean streams: the role of habitat quality, spatial context, and movement patterns. Tese de doutorado em Biologia Animal pela Universidade de Lisboa (Faculdade de Ciências). 201p. 2012.
- POFF, N. L., & J. K., ZIMMERMAN. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater biology**, 55(1), 194-205.
- ROBERTS, J. H. & P. L., ANGERMEIER. Movement responses of stream fishes to introduced corridors of complex cover. **Transactions of the American Fisheries Society**. 136, 971-978. 2007.
- SANTOS, A. R. Bueiros de drenagem: Análise da viabilidade de passage de peixes. Tese de mestrado pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do CEFET-MG. 140 p. 2016.
- TERRA, B. F. et al. 2016. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, 25, 527-544. doi:10.1111/eff.12231.
- TURUNEN, J. et al. Differential responses by stream and riparian biodiversity to in-stream restoration of forestry-impacted streams. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 5, p. 1505–1514, 1 out. 2017.
- WHITAKER, D. & M. CHRISTMAN. Clustsig: significant cluster analysis. R package version 1.1, 2014.

Capítulo IV - Barreira artificial em um riacho restaurado: uma ameaça para recolonização natural de peixes

Thais Aparecida Soinski^{1,2} & Welber Senteio Smith^{1,2,3,4}

1. Universidade Paulista. Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas. Avenida Independência, 752, Iporanga, CEP: 18103-000, Sorocaba, SP, Brazil. E-mail: thaissoinski@outlook.com, welber_smith@uol.com.br
2. Universidade de São Paulo / USP, Escola de Engenharia de São Carlos / EESC, Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais / CRHEA, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Rodovia Domingos Innocentini, km 13, Itirapina (SP), Brasil, CEP: 13.560-970.
3. Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca, Instituto de Pesca - PPGIP. Avenida Francisco Matarazzo, 455, Parque da Água Branca, Barra Funda, São Paulo, SP, Brasil, CEP: 05001-900. E-mail: daianecavallari@hotmail.com, lucioaspinheiro@gmail.com.
4. Universidade Paulista, Programa de Pós-Graduação em Patologia Ambiental e Experimental, Rua Doutor Bacelar, 1212, 04026-002, São Paulo, SP, Brasil.

RESUMO

Os riachos neotropicais apresentam uma rica e importante ictiofauna, no entanto quando ruas, avenidas e rodovias cortam esses ecossistemas, barreiras artificiais ao deslocamento dos peixes surgem pela construção de pontes, canalização, bueiros, construção de gabiões entre outras intervenções. Muitas vezes essas barreiras não permitem a livre passagem dos peixes como também podem restringir os movimentos, principalmente ascendentes, além de fragmentar seu habitat e comprometer o sucesso da desova. O objetivo deste artigo foi avaliar e discutir a respeito da estrutura de gabião implementado no riacho estudado, além de abordar os impactos que essa estrutura pode causar nas assembleias de peixes, propomos alternativas para minimizar os impactos dessa intervenção. O estudo ocorreu em um riacho urbano localizado na zona norte do município de Sorocaba/SP. Este riacho passou por um histórico processo de degradação ambiental, incluindo o rompimento de uma barragem. As amostragens ocorreram mensalmente no período entre ago/2018 e dez/2019, em sete pontos amostrais, sendo cinco a montante do obstáculo artificial e dois a jusante. Os peixes foram coletados com o auxílio das metodologias ativas: peneira, puçá e rede de arrasto. Os dados obtidos da comunidade íctica foram trabalhados em relação à estrutura da comunidade e análise de correspondência (CA). Ao todo foram amostrados 2.434 indivíduos, distribuídos em três ordens, três famílias e sete espécies. A abundância foi maior no trecho a montante do gabião, com dominância de *Poecilia reticulata* (95%97), enquanto que a jusante da barreira ligeiramente houve maior diversidade e riqueza de espécies. Ao comparar o trecho montante e jusante, foi nitidamente visível a divisão de espécies que ocorrem no riacho, havendo isolamento de espécies e predomínio de espécie exótica e tolerante a montante do gabião. A CA confirmou a relação das espécies em relação a sua distribuição no riacho. Além disso, foi

possível avaliar que houve variações na abundância, riqueza e diversidade de espécies entre trechos a montante e a jusante. Pode-se afirmar que o gabião conecta os trechos fisicamente, contudo não conecta a funcionalidade do riacho, agindo como obstáculo intransponível no deslocamento dos peixes. Sugerem-se modelos de passagem de peixes como ações cabíveis para minimizar os efeitos na comunidade íctica, no entanto, estudos sobre projeto ou instalação de passagens para peixes são fundamentais, visto que melhorias nessas estruturas podem restaurar a conectividade das populações de peixes de riachos.

Palavras-chave: gabião, fragmentação de habitat, conexão, intervenções, passagem de peixe.

1 INTRODUÇÃO

Intervenções antrópicas, como a construção de centros urbanos, rodovias, barragens, atividades agrícolas, dentre outras ocupações do solo são maneiras do ser humano se adaptar ao habitat, alterando as características naturais do ambiente (ROBAINA, 2008; SANTOS, 2016). Alguns efeitos dessas intervenções podem ser absorvidas pelo meio ambiente, devido à capacidade de auto regulação interna dos ecossistemas (CUNHA et al., 2010), no entanto, a maior parte acarreta em impactos negativos e degradação do ambiente natural.

A degradação dos ecossistemas de água doce, principalmente em riachos, é comum, sendo as principais ações de degradação a construção de barramentos, canalização, desmatamento da vegetação ciliar e o lançamento de efluentes (CUNHA et al., 2010; GOMES, 2015). Também são inúmeros os impactos causados decorrentes de obras do setor viário, que ocasionam impactos ambientais, como alteração na vegetação ripária, na morfologia dos riachos, erosão, carreamento de sólidos para os corpos hídricos e canalizações, que influenciam diretamente nas comunidades aquáticas, principalmente os peixes (RIBEIRO et al., 2016; SMITH et al., 2018).

Segundo Santos (2016), os bueiros, manilhas e gabiões são alternativas mais atraentes para cruzamento de riachos por estradas e rodovias, levando em consideração os fatores de redução de custos de construção e manutenção. Sua instalação pode modificar condições de fluxo, composição de substrato e condição de iluminação em relação ao curso natural (LARINIER, 2002). Além disso, a fragmentação de riachos gerada por esses obstáculos, a alteração e degradação do habitat afeta negativamente as populações de peixes, ocasionando o aumento da perda de variabilidade genética e risco de extinção local pela falta de conectividade funcional entre os trechos (SLAWSKI et al., 2008; BREJÃO et al., 2020).

No caso dos gabiões que são intervenções de engenharia diferentes, quando projetados levando em consideração apenas a conexão hidráulica que mantém o fluxo contínuo de água,

estes acabam sendo obstáculos intransitáveis à passagem de peixes, pois alteram os ecossistemas naturais, a morfologia do canal, a vazão dificultando e impedindo que o peixe consiga se deslocar, reduzindo assim a biodiversidade e podendo até causar extinção local, MAKRAKIS et al., 2012; SANTOS, 2016). Apesar de estas estruturas manterem o fluxo da água, eles restringem a movimentação dos peixes no canal, pois nem todas as espécies são capazes de atravessar este elemento artificial (NORMAN et al., 2009; BOUSKA; PAUKERT, 2010).

A ictiofauna de riachos em sua maioria é composta por espécies de pequeno e médio porte e sedentárias (GERHARD et al., 2004; BENNEMANN & SILVA, 2017), as quais geralmente são aquelas aptas a desenvolver todas as atividades vitais (alimentação, reprodução e crescimento) numa área específica do riacho, no entanto, estas espécies também são capazes de realizarem deslocamentos no riacho de curta extensão (PAULA, 2010; MAZZONI & BARROS, 2021). Ao considerar a escala temporal, peixes de riachos vão colonizando novos trechos de habitat a partir de pequenos deslocamentos (MAZZONI & BARROS, 2021), desta forma, a movimentação dos peixes pela rede de drenagem depende das conexões entre os diversos trechos de hidrografia que a compõem, e a presença de barreiras artificiais físicas na rede representam obstáculos para a sua movimentação, como por exemplo, as dimensões da barreira, o formato e o revestimento da estrutura, iluminação, alteração do habitat e desníveis em relação ao curso d'água natural (SLAWSKI et al., 2008; FULLERTON et al., 2010).

Para Fraser et al. (2006), o deslocamento dos peixes é um mecanismo chave subjacente a importantes processos ecológicos, incluindo o uso do habitat, dinâmica populacional e interações predador-presa. Gowan (2007), afirma que movimentos de curta extensão permitem que os peixes rastreiem mudanças nas condições do habitat local, nos recursos alimentares, além do risco de predação, podendo colonizar habitats desocupados do riacho.

A visão conceituada por Gerking (1959) e posteriormente referida por Gowan et al. (1994) como o Paradigma do Movimento Restrito (Restricted Movement Paradigm - RMP) tem sido considerado o padrão no movimento dos peixes de riacho. Essa visão reforça que os peixes adultos são sedentários e passam a maior parte de suas vidas em pequenos trechos (20 – 50 m) de riachos. No entanto, isso tem sido cada vez mais contrariado e defendido por estudos que apontam para um alto grau de variabilidade nos padrões de deslocamento de peixes de riachos, que procuram por áreas de alimentação, reprodução e novos locais de

colonização (ROBERTS & ANGERMEIER 2007; BREEN et al., 2009; MAZZONI & BARROS, 2021).

Algumas espécies são amplamente sedentárias (que não realizam migrações e nem deslocamentos de curta distância) (PETTY & GROSSMAN, 2004), enquanto outras apresentam padrões de movimento mais heterogêneos, que realizam desde curtos deslocamentos como migrações de longa distância (ROBERTS et al., 2008; BREEN et al., 2009). Para Roberts & Angermeier (2007), a variação nos padrões de movimento parece resultar de diferenças na ecologia dos peixes e adequação do habitat local, além disso, para eles, os peixes podem mudar o comportamento de deslocamento ao longo de seu ciclo de vida, dependendo de estímulos ambientais.

Deste modo, alterações na conectividade dos ambientes de água doce em função da construção de obras de engenharia, sendo neste caso, a estrutura do gabião podem contribuir para a descontinuidade entre os trechos do riacho, afetando os fluxos de matéria, as condições hidrológicas e a comunidade íctica a montante e a jusante, reduzindo assim, a conectividade entre eles (PAULA, 2010; SANTOS, 2016). Em função dos efeitos negativos da perda da conectividade hidrológica e da importância deste atributo para a dinâmica dos ecossistemas de água doce, este assunto tem recebido maior atenção em trabalhos de restauração, proteção e conservação dos ecossistemas de riachos, além da importância da avaliação do contexto externo (SAUNDERS et al., 2002; PRINGLE, 2006).

Neste estudo, como os impactos no riacho foram de grande relevância, no processo de restauração do mesmo, foi necessário à instalação de obras de engenharia civil para poder conectar os dois trechos que apresentavam um grande desnível devido aos processos de erosão ao longo do tempo. Diante disso, sabendo-se que estes elementos possuem seus potenciais efeitos sobre as comunidades de peixes e que estas informações ainda são escassas no Brasil (CELESTINO et al., 2012; SANTOS, 2016), o objetivo deste artigo foi avaliar e discutir a respeito da estrutura do gabião implementado no processo de restauração ecológica de um riacho tropical, além de abordar os impactos que essa estrutura pode causar nas assembleias de peixes, propondo alternativas de intervenção para minimizar esses efeitos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O riacho desta pesquisa se encontra localizado na zona norte do município de Sorocaba-SP (Figura 1), conhecido por córrego da Campininha, sendo considerado um corpo

d'água de primeira ordem e caracteriza-se por ter passado por um longo processo de degradação decorrente dos processos de supressão da vegetação ciliar, represamento do canal para aproveitamento da água para fins agropecuários, criação de peixes exóticos, uso e ocupação do solo para a construção de estradas e implantação de empreendimentos, além do rompimento da barragem e assoreamento do canal. Outros trabalhos já foram realizados no mesmo local, sendo a implementação do processo de restauração realizado por Moreira (2016), monitoramento com macroinvertebrados no trecho restaurado realizado por Pinto (2017) e acompanhamento das implicações da restauração usando a comunidade de peixes como indicadora, realizado por Cerqueira (2017).

A fitofisionomia vegetal da área de estudo corresponde à floresta estacional semidecidual, que acompanha o córrego, complementando a mata ciliar. O córrego 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 à construção da barragem (CARVALHO, 2015).

Foram selecionados no riacho sete pontos de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7, que compreenderam 500 metros de dimensão), sendo cinco situados a montante da estrutura do gabião e dois situados a jusante do mesmo (Figura 1).

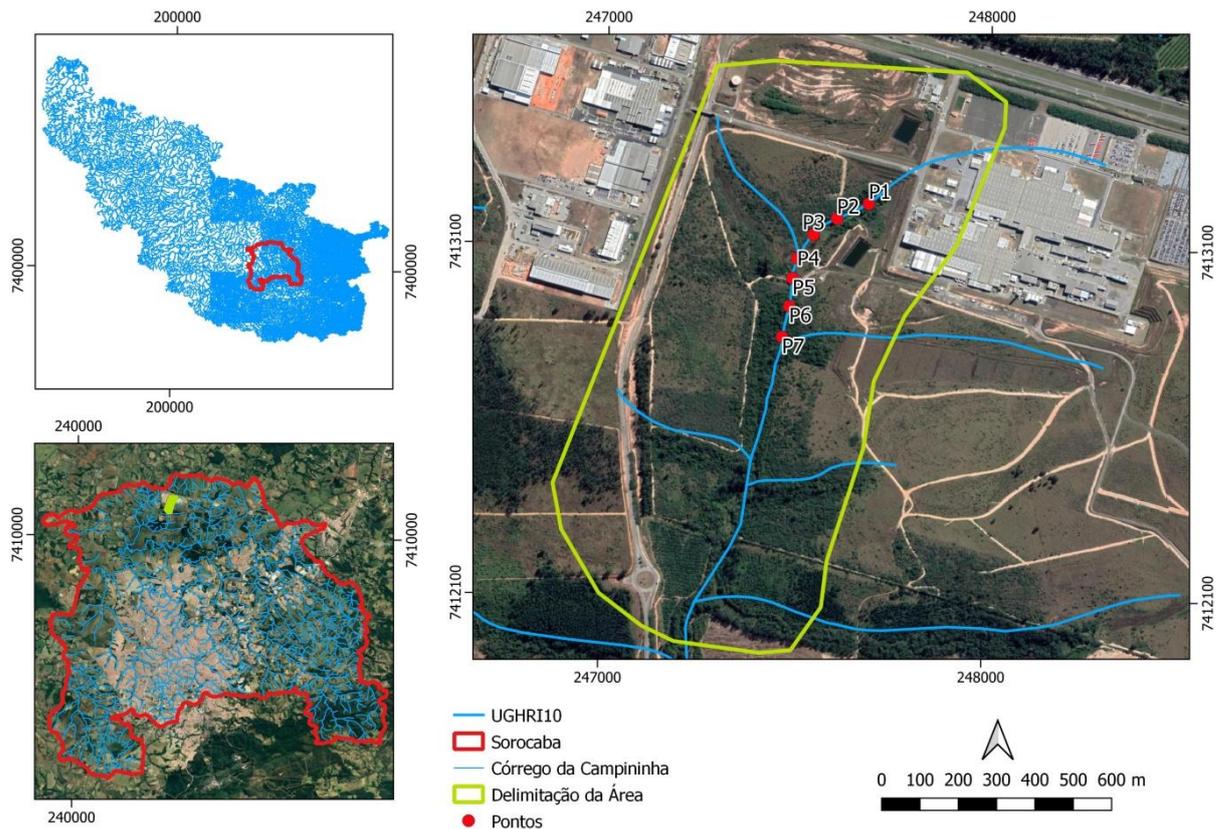


Figura 1. Pontos de amostragem pós-restauração ecológica no riacho, sendo os pontos P1 a P5 localizados a montante da estrutura do gabião e os pontos P6 e P7, localizados a jusante do gabião.

Autor: Lucio Pinheiro.



Figura 2. Imagens do riacho a montante do gabião e imagens mostrando a jusante do gabião. **A e B.** Estrutura do gabião vista de cima, na parte a montante. **C.** Riacho a montante do gabião. **D e E.** Estrutura do gabião que conecta os trechos do riacho. **F.** Riacho a jusante do gabião.

2.2 Ictiofauna

O esforço amostral foi realizado no decorrer de 17 campanhas, mensalmente, durante o período compreendido entre agosto de 2018 e dezembro de 2019, utilizando as metodologias peneira, puçá e rede de arrasto. Esses métodos foram escolhidos, levando em consideração os diferentes habitats a serem explorados, para uma amostragem da ictiofauna mais eficiente. A peneira utilizada apresentou as seguintes características: malha de 2 mm com diâmetro de 51 cm, aplicada com 40 lances em cada ponto amostral durante 40 min. O puçá retangular apresentou medidas de 100 cm x 70 cm e malha de 1,0 cm, também aplicada com 40 lances em cada ponto amostral durante o mesmo período. Por fim, a técnica de arrasto também empregada apresentou as seguintes medidas 4 m de comprimento x 1,5 m de altura e malha de 10 mm, onde foi arrastada em local estratégico para a captura de espécimes por duas pessoas, sendo que por meio deste método o centro da tela torna-se curvo durante o arrasto, de forma a facilitar a captura dos peixes.

Os espécimes coletados foram individualmente medidos em seu comprimento padrão (CP - centímetros) e pesados (gramas). Em cada ponto amostral foram obtidas informações sobre a composição das espécies de peixes e número de indivíduos, principalmente. Em relação aos indivíduos que foram coletados, após eutanaziados com o anestésico benzocaina, estes foram fixados em formol 10%, conservados em álcool 70%, identificados e separados em vidros rotulados com informações sobre a data e local. Todas as coletas foram realizadas com autorização da licença do SISBIO (autorização para atividades com objetivo científico nº 6017122).

2.3 Análise dos dados

A ictiofauna foi avaliada quanto aos dados gerais das espécies (abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade) obtidos no Programa Past. v.3.0. Para conseguir visualizar melhor a distribuição das espécies ao longo do trecho amostrado e observar a interferência da estrutura do gabião no deslocamento das espécies de peixes, foi construído gráficos de linha, baseados na riqueza (número absoluto de espécies) e abundância (número absoluto de espécimes). Em seguida, a Análise de Correspondência (CA), foi utilizada para medir o grau de associação das espécies em relação aos pontos amostrados por meio de um gráfico denominado de mapa perceptual. As análises foram realizadas no Programa Past. v.3.0.

3 RESULTADOS

3.1 Desconectividade funcional no riacho e seus efeitos sobre a assembleia de peixes

Um total de 2.434 indivíduos foi amostrado no riacho, pertencentes a três ordens, três famílias e sete espécies (Tabela 1). Destas, seis são nativas e uma exótica, sendo ela *Poecilia reticulata*. Nenhuma das espécies amostradas se encontra ameaçada de extinção, segundo Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção ICMBio (2018), as espécies encontram-se em nível pouco preocupante (LC). Cyprinodontiformes foi a ordem com maior representatividade (95, 97%) e que ocorreu em maior abundância em todos os pontos amostrados, seguida da ordem Characiformes (3,45%), representada por cinco espécies da família Characidae e por fim, Synbranchiformes (0,61%). Como apresentado na Tabela 1, o ano de 2018 apresentou a ocorrência de cinco espécies, enquanto que para 2019 foram registradas as sete espécies, no entanto, foi evidente que os pontos P6 e P7 apresentaram a maior riqueza de espécies.

Tabela 1. Composição taxonômica e abundância das espécies de peixes amostradas no riacho da Campininha. (Fotos dos exemplares Figura 4 cap. III - anexo). *Espécie exótica.

TÁXON	NOME POPULAR	2018							2019						
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
CHARACIFORMES															
Characidae															
<i>Astyanax lacustris</i>	Lambari do rabo amarelo	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1	3
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Tetra-amarelo	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	5	9
<i>Psalidodon fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Psalidodon paranae</i>	Lambari	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	12	25
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Lambari	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	6
CYPRINODONTIFORMES															
Poeciliidae															
<i>Poecilia reticulata</i>	Barrigudinho*	146	142	90	47	35	16	20	436	254	354	260	289	79	167
SYNBRANCHIFORMES															
Synbranchidae															
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Mussum	0	0	0	0	0	0	0	11	0	2	1	1	0	0

Quando comparada a abundância (N) total (2018-2019) entre os pontos foi possível visualizar diferenças significativas entre eles (Figura 3), principalmente em relação aos pontos P6 e P7, que apresentaram menor abundância se comparado com os demais pontos. P1, P2 e P3 foram os pontos que apresentaram maior abundância com 593, 396 e 446, respectivamente. Em relação à riqueza (S) para cada ponto no período entre 2018-2019, os pontos que apresentaram menor abundância P6 e P7, foram os quais obtiveram maior ocorrência de espécies sendo cinco e seis respectivamente (Figura 4). Já os pontos P1, P3, P4 e P5 apresentaram baixa riqueza, com duas espécies amostradas nesses pontos, apenas P2 que apresentou uma espécie ocorrendo no trecho. Das sete espécies, apenas *Poecilia reticulata* ocorreu em todos os pontos amostrados. Os maiores índices de diversidade foram encontrados nos pontos P6 e P7 (Figura 5), que também apresentaram maior uniformidade de distribuição (Figura 5), do que os demais pontos que apresentaram baixa diversidade ou nenhuma, com alta dominância de espécies.

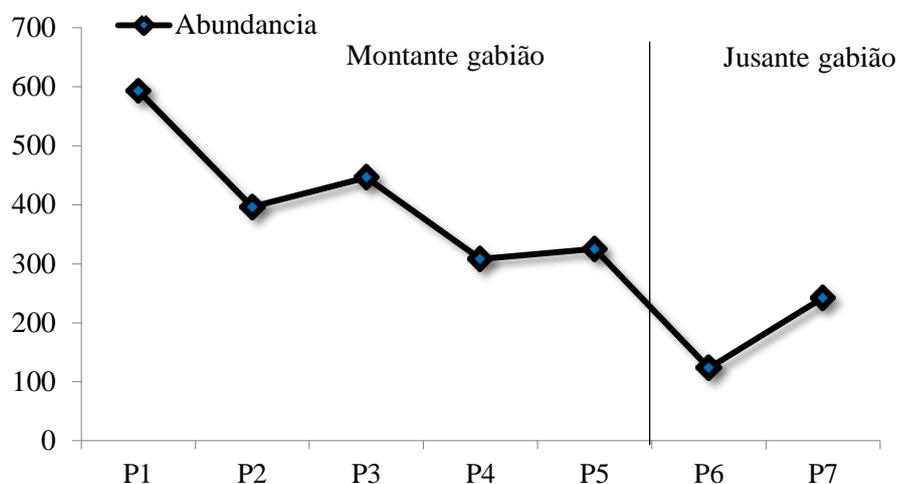


Figura 3. Abundância (N) total para cada ponto amostrado, separados pela estrutura do gabião no período de 2018-2019.

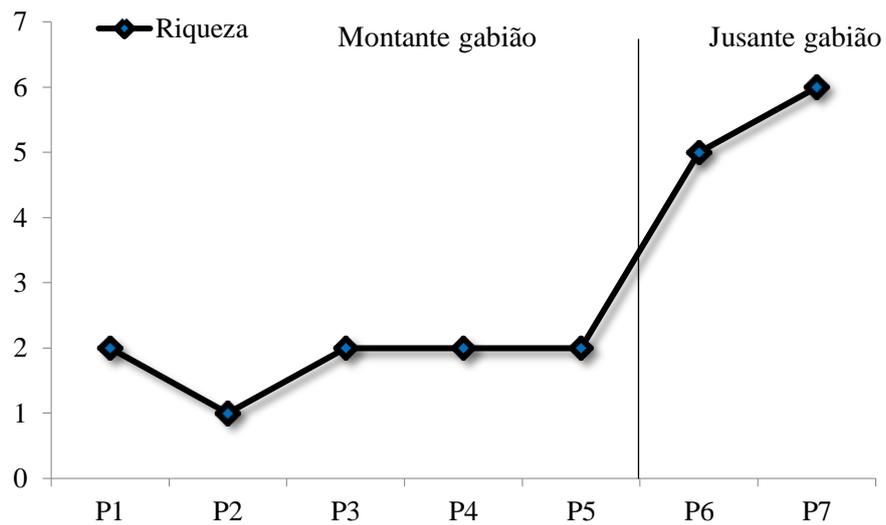


Figura 4. Índice de Riqueza (S) total para cada ponto amostrado, separados pela estrutura do gabião no período de 2018-2019.

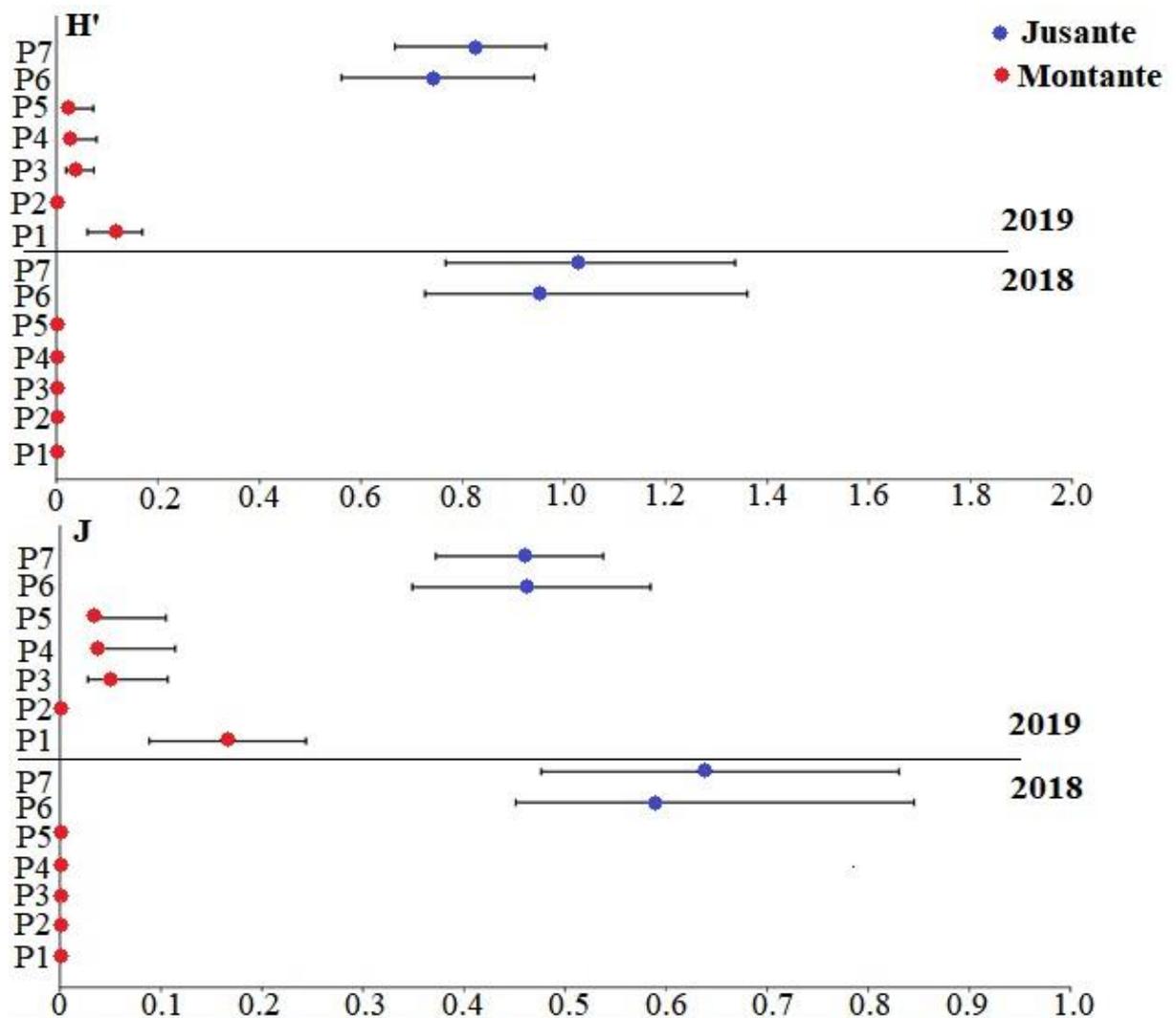


Figura 5. Índices de Diversidade Shannon (H') e Equitabilidade dos pontos amostrados, separados pela estrutura do gabião.

A CA explicou 83,63% da variância dos dados, formando dois grupos evidentes A e B como pode ser visto na Figura 6. A análise expôs que a variação observada nas espécies de peixes estava associada aos pontos a jusante da estrutura do gabião (grupo A), que apresentou maior diversidade de espécies tanto para o ano de 2018 como para 2019. O grupo B esteve associado ao isolamento de espécies a montante da estrutura do gabião, havendo a ocorrência apenas de *S. marmoratus* e *P. reticulata*, sendo esta última predominantemente dominante nos pontos de P1 a P5.

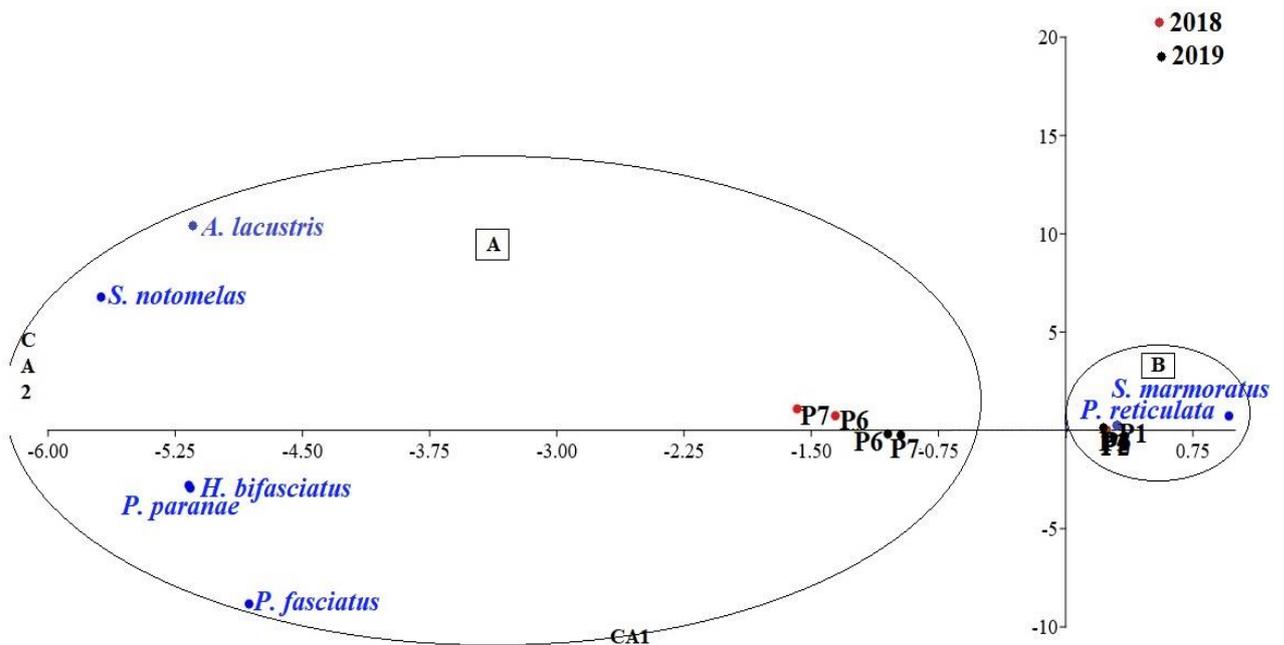


Figura 6. Plot Análise de Correspondência (CA) realizada entre as composições taxonômicas, os pontos e os anos de amostragem.

A seguir, foi apresentado na Figura 14, os fatores que tornam essa estrutura um obstáculo para o deslocamento de peixes de riacho.



Figura 14. Fluxograma com os fatores que tornam as estruturas artificiais como obstáculos para o deslocamento de peixes.

Fonte: autora, adaptado de Fullerton et al. (2010).

Na Tabela 2 a seguir foram apresentados os efeitos que estruturas artificiais, como o gabião, manilhas e bueiros podem oferecer a comunidade de peixes, se estes forem mal instalados, ou não pensados na conectividade funcional do riacho, levando a sérias consequências para biota aquática. No caso do riacho estudado, além da fragmentação de habitat, houve fragmentação de populações residentes, impossibilitando a recolonização de ambientes a montante, além do isolamento que tem ocorrido como mostrou os dados da pesquisa.

Tabela 2. Efeitos e consequências da falta de conectividade pela estrutura artificial física na comunidade de peixes de riachos.

Efeitos e consequências na comunidade íctica	Referências
-Fragmentação de habitat	Ruediger, 2001; Daigle, 2010; Paula, 2010; Smith et al., 2018;
-Alteração na conectividade funcional	Benton et al., 2008; Daigle, 2010; Mariano et al., 2012; Santos, 2016; Smith et al., 2018
-Fragmentação de populações residentes	Pires, 2012; Makrakis et al., 2012
-Redução da qualidade de funções biológicas	Morita & Yamamoto, 2002; Fullerton et al., 2010; Mariano et al., 2012
-Alterações no fluxo da água	Bates et al., 2003; Daigle, 2010; Smith et al., 2018;
-Alterações na integridade física e química	Callisto et al., 2001; Fullerton et al., 2010; Santos, 2016
-Modificação no transporte e dinâmica de sedimentos	Callisto et al., 2001; Fullerton et al., 2010
-Acúmulo de detritos como resíduos, vegetação,	Bates et al., 2003; Santos, 2016

sedimentos, etc.

-Isolamento de populações

Paula, 2010; Santos, 2016

-Extinção local

Slawski et al., 2008; Paula, 2010;
Santos, 2016

4 DISCUSSÃO

No riacho restaurado foi possível avaliar que a composição das espécies de peixes que ocorrem a montante do gabião está sofrendo isolamento, pois apenas duas espécies apareceram nesse trecho ao longo das amostragens, sendo elas *Synbranchus marmoratus* e *Poecilia reticulata*, duas espécies caracterizadas por serem resistentes e tolerantes a alterações ambientais. *S. marmoratus* ocorreu em menor quantidade ao contrario de *P. reticulata* que foi extremamente dominante no trecho restaurado, espécie esta considerada exótica. Enquanto que para o trecho a jusante, foi constatada maior riqueza de espécies (6) com ocorrência uniforme, evidenciando a interferência do gabião na composição de peixes a montante.

O aparecimento de *S. marmoratus* no ano de 2019 nos pontos a montante do gabião pode estar relacionado a duas hipóteses, a primeira de que ovos dessa espécie podem ter sido trazidos nas patas de aves que transitam por córregos vizinhos, e a segunda que esta espécie possui capacidade de viver longos períodos soterradas na lama ou em buracos no barranco, onde ficam em estado letárgico até o início das chuvas ou caso surja alguma ameaça (OYAKAWA et al., 2006).

A espécie *Poecilia reticulata* que ocorreu em maior abundância, principalmente nos pontos a montante é considerada um peixe exótico, originário da América Central, que possui um grande potencial reprodutivo, fazendo com que suas populações cresçam rapidamente. Sua introdução acidental ou intencional no meio aquático fora de seu habitat natural fez com ela fosse considerada uma espécie com potencial invasora amplamente difundida, podendo estar associada à competição e consequente eliminação de espécies nativas. Sua adaptação a diferentes condições ambientais, como em habitats fragmentados e poluídos, são alguns dos fatores responsáveis por seu sucesso reprodutivo e rápida disseminação (PINTO & MELO, 2012), como tem ocorrido no riacho estudado.

O isolamento destas espécies é resultado da implementação do gabião no canal que teve varias intenções positivas no processo de restauração, como contenção das margens,

conexão dos trechos e regulação da vazão, mas que acabou por se tornar um obstáculo intransponível para comunidade de peixes, sendo que os peixes a jusante, não conseguem habitar os trechos a montante. A inclusão dessa estrutura em ecossistemas de água doce de menor porte pode ocasionar alteração do fluxo do riacho, do transporte de nutrientes e sedimentos, interferência no deslocamento de espécies, reprodução e realocamento da ictiofauna, produzindo uma completa reorganização dos sistemas (MARIANO, 2012; SANTOS, 2016; SMITH et al., 2018).

Os gabiões têm sido amplamente utilizados em diversas obras de contenção devido à sua facilidade de execução e ao baixo custo, também por serem consideradas de baixo impacto ambiental, contudo, quando instaladas em corpos d'água, é necessário levar em consideração sua biota e não apenas a conectividade hidráulica do riacho (parte física), pois muitas espécies de peixes podem ser impactadas negativamente por essa estrutura (PAULA, 2010). Além disso, é um sistema estável e com vasta aplicabilidade, o que o torna tão disseminado para fazer a contenção de taludes e encostas, revestir canais e ser utilizado em obras hidráulicas e rodoferroviárias (BATES et al., 2003; MAKRAKIS et al., 2012).

Dito isso, para que os peixes possam realizar suas funções biológicas como alimentação, reprodução, refúgio e deslocamento, mesmo que de curta distância, estes, são dependentes das características do habitat. A perda da conectividade através de obstáculos em um curso d'água pode restringir sua capacidade de acesso a diferentes habitats e reduzir a qualidade a montante e jusante desta estrutura (MORITA & YAMAMOTO, 2002). Fullerton et al. (2010), afirmam que estas estruturas são consideradas como fator primário que afeta o deslocamento de peixes de riachos.

Para Breen et al. (2009), os peixes ao longo do seu ciclo de vida, podem utilizar habitats distintos, para satisfazer requisitos específicos de diferentes fases do ciclo de vida (e.g. habitats de desova, alimentação ou refúgio contra cheias ou secas), que podem estar dispersos no sistema de água doce. Como tal, a localização desses habitats e a forma como o movimento de indivíduos é facilitado entre os mesmos, são fatores que se julga poderem influenciar sensivelmente a estrutura e dinâmica das populações e comunidades ictícas locais. Nesta perspectiva, a capacidade de deslocamento, que pode ser específica de cada espécie, sendo também considerado um fator particularmente relevante, pois, condiciona a ligação ecológica entre diferentes habitats e permeia a escala de exploração da heterogeneidade de habitat (ROBERTS & ANGERMEIER 2007; BREEN et al., 2009).

Deste modo, a presença desta estrutura no canal, apesar de não significarem quebras completas na conectividade do riacho e não alterarem a sua conectividade estrutural, eles

representam alterações na conectividade funcional da paisagem, impossibilitando o movimento de peixes do riacho a montante e jusante. Sendo assim, o impedimento na mobilidade de determinadas espécies de peixes pode afetar a ocorrência destas espécies no trecho do riacho estudado, pois caso as condições ambientais do local onde as espécies a montante vivem, se tornem inadequadas, ou ocorra algum evento de extinção local, a colonização de novos habitats e a recolonização deste trecho não ocorrerá pelo canal do riacho, afetando desta forma, a diversidade e ocorrência das comunidades de peixes (MAKRAKIS, et al. 2012; SANTOS, 2016).

5 MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

Para solucionar este problema de conectividade o ideal seria ter projetado através da terraplenagem, o movimento de terra, que resultasse numa declividade mais favorável e que possibilitasse o deslocamento dos peixes, diminuindo o desnível existente no local, contudo essa intervenção agora poderia resultar em impactos negativos para recolonização de peixes. Desta forma, outra possível medida seria inserir um mecanismo de transposição de peixes, além da escada mais comumente conhecida, existem também as passagens adaptadas para peixes de riachos, sendo que muitos estudos tem abordado esse mecanismos para duplicação de rodovias, construção de estradas, pontes, dentre outros (KAPITZKE, 2010; SANTOS, 2016).

A fim de minimizar impactos dessa natureza foram criados mecanismos que ajudam as populações de peixes a realizarem deslocamentos no riacho, mesmo que de curta distancia, são os chamados Sistemas de Transposição para Peixes (STP) ou Culvert Fish Passage (CFP). Essas passagens de peixes não eliminam os danos totais que o riacho foi exposto, como perda de habitat e alterações no fluxo, contudo, podem minimizar este impacto imposto pelo obstáculo de origem antrópica, favorecendo a conectividade biológica, isto, se a implementação da passagem for devidamente correta, proporcionando condições satisfatórias e eficientes (BARBOSA et. al., 2013).

Para que ocorram maiores níveis de eficiência no mecanismo de escada, este deve levar em consideração a otimização da velocidade e vazão, para favorecer o deslocamento com redução do tempo de transição e conforto para as diferentes espécies de peixes que ocorrem no riacho, além de efetuar uma elevação de amplitude de escoamento do canal e possibilitar a migração de ida e volta (VIANA, 2005). Contudo, ainda é pouco discutido a implementação de escada de peixes para riachos de 1ª ou 2ª ordem, sendo uma medida

incipiente para esses ambientes, mas que poderia contribuir para o fluxo de indivíduos entre populações acima e abaixo dessas estruturas, minimizando esse efeito.

A seguir na figura 15 foi apresentado o modelo de mecanismo de passagem de peixes do tipo escada, que possui finalidade de permitir deslocamentos de jusante a montante, também pode ser utilizado no sentido inverso. Seu funcionamento consiste basicamente em dividir o desnível criado pela barreira em uma série de reservatórios ou tanques escalonados sequencialmente em degraus, criando um canal por onde os peixes possam nadar ou saltar de degrau em degrau (Figura 15). Os degraus possuem a finalidade de dissipar a energia de forma localizada e manter o nível de água a fim de favorecer a ascensão dos peixes com um cansaço reduzido.

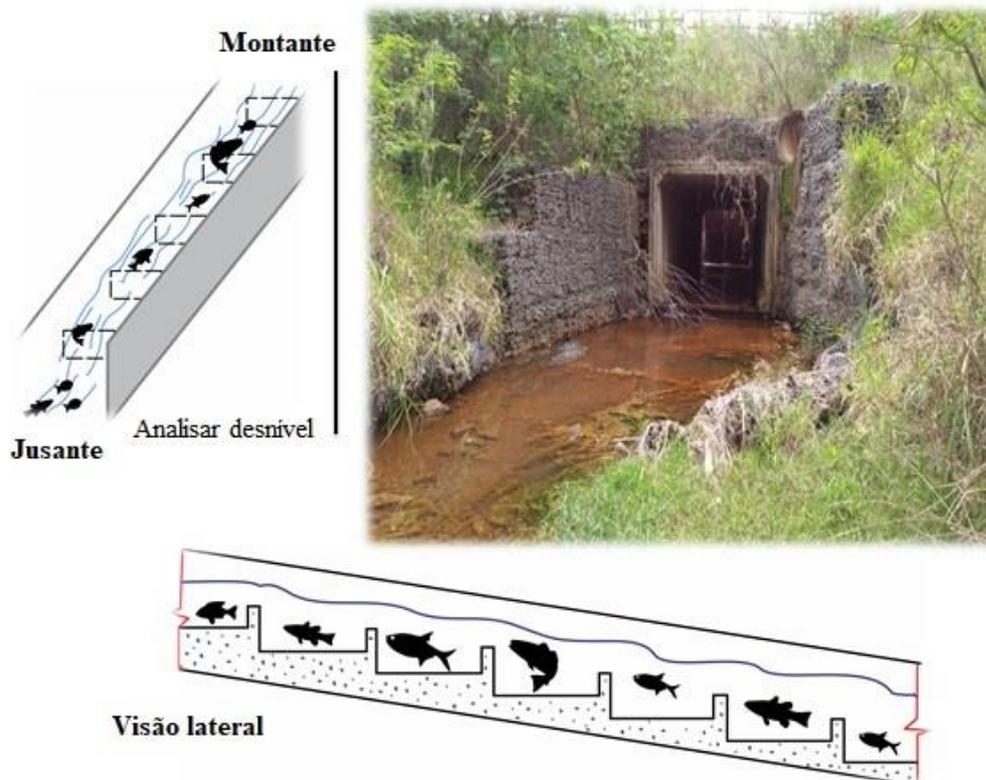


Figura 15. Exemplo de mecanismo de transposição do tipo escada com soleira ou degrau.

Fonte: Autora adaptado de Kapitzke (2010).

Pensando nesta situação de perda de conectividade e obstrução ao deslocamento ascendente de peixes, foram desenvolvidos passagens para peixes alteradas com estruturas defletoras que possibilitam o funcionamento hidráulico e permitem a movimentação de peixes (TOMAZ, 2015). Vários estudos de bueiros modificados para favorecer o deslocamento da ictiofauna de riachos foram realizados, em destaque está o sistema de bueiros com defletores

offset, de compensação desenvolvido por McKinley e Webb nos EUA (1956), o sistema com defletores do tipo spoiler criado por Engel no Canadá (1974), o sistema de defletores laterais produzido por Watts, nos EUA, também no ano de 1974 e o sistema de represamento para peixes por defletores elaborado por Rajaratnam et al. (1986) em Alberta, Canadá (RAJARATNAM et al., 1988). Na figura 16 foi apresentado estes modelos de passagens de peixes adaptada com refletores.

Para os modelos de bueiros adaptados para peixes, a escolha deve ser criteriosa, pois se devem garantir condições especiais para que os peixes possam entrar, passar e sair da estrutura sem demora indevida ou prejudicial (BATES et al., 2003). Para que isso ocorra, é necessário analisar as variáveis: inclinação, tamanho da estrutura, elevação, rugosidade, falta de pontos de descanso ou abrigo para os peixes e excesso de turbulência (KAPITZKE, 2010). Além destes, é importante também definir o tipo de material da passagem, sendo necessário analisar o declive e o perímetro molhado, correlacionando estes fatores de forma a manter uma velocidade favorável à capacidade natatória dos peixes. Geralmente, são de concreto ou metal corrugado (MAKRAKIS et al., 2012).

As passagens de peixes podem ser do tipo circular, elíptico, retangular ou um arco de tubo (EAD et al., 2002). Quanto às modificações internas das passagens, existem vários sistemas de deflexão para possibilitar a passagem de peixes (Figura 16). A escolha da geometria dos defletores no canal é determinada conforme as necessidades dos peixes, verificando o tamanho das espécies existentes, a capacidade de natação e a necessidade de áreas de descanso. Todos estes fatores também influenciam o comprimento do bueiro e a velocidade no mesmo (FEURICH et al., 2011). Outra possibilidade favorável é a naturalização da passagem com a colocação de substrato do riacho.

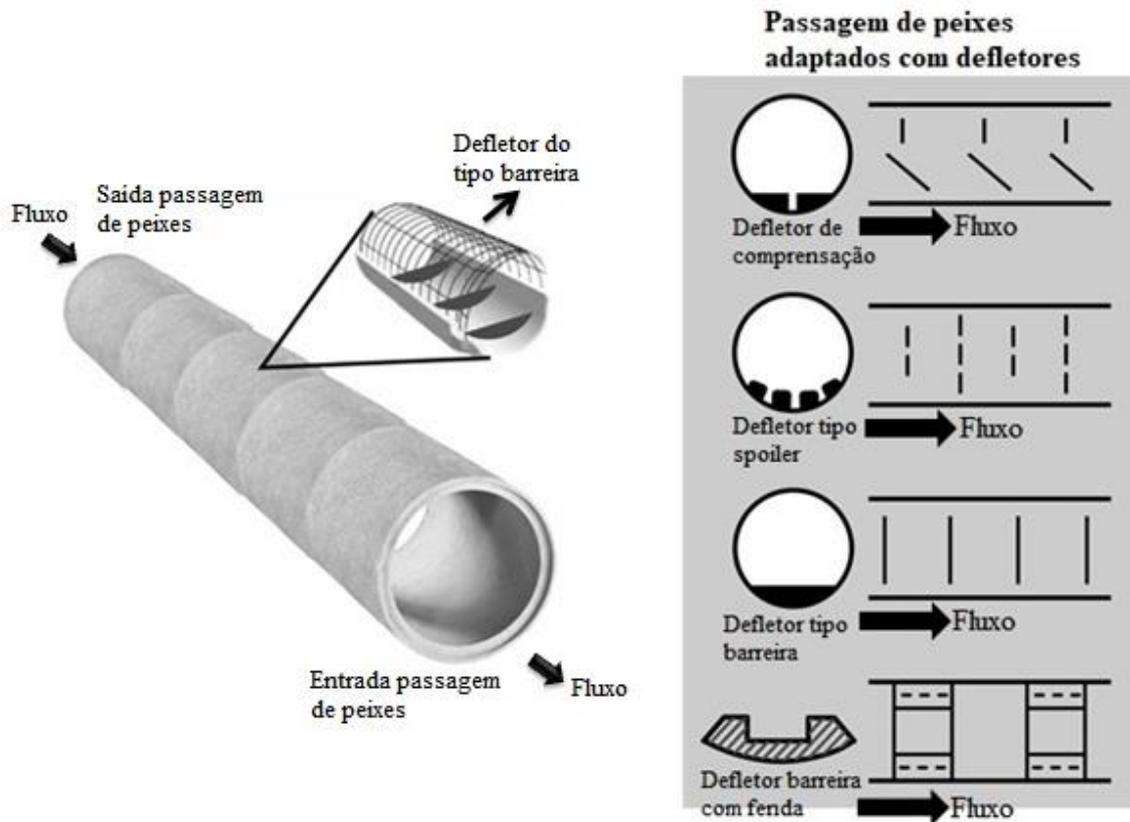


Figura 16. Exemplos adaptados de passagem para peixes de riachos, principalmente associado à construção de rodovias.

Fonte: autora adaptado de Kapitzke (2010)

Para a construção de uma estrutura de drenagem apropriada para a passagem de peixes é necessário seguir critérios de projeção que avaliem o habitat destes indivíduos e analisem o melhor modelo de passagem de peixe que atenderia o gradiente de fluxo (BCMF, 2002) (Tabela 3).

Tabela 3. Critérios eficazes utilizados para projetar passagem de peixes de riachos.

Critérios para projetar passagens de peixes mais eficazes	Referência
-Exigir que uma análise de ligação de habitat de peixes seja utilizada como procedimento padrão para planejamento de obras que cruzem áreas de riachos;	Ruediger, 2001; Fullerton et al., 2010; Paula, 2010, Mariano et al., 2012; Pires, 2012;
-Projetar estruturas de conectividade que abranja o maior número de espécies e não apenas algumas;	Makrakis et al., 2012;
-Projetar estruturas de conectividade que se assemelhe ao máximo	Santos, 2016

com habitats naturais, a fim de aumentar sua eficiência;

-A estrutura deve ser vista como uma oportunidade de manter o funcionamento estrutural (físico) e funcional (biota) do riacho;

-Proteger a integridade hidrológica e biológica;

-Desenvolver um programa estruturado de pesquisa e monitoramento com base científica.

Intervenções realizadas em riachos tropicais decorrentes de obras de rodovias ou de qualquer outro tipo de empreendimento devem ser realizadas em conformidade com a legislação ambiental. No Brasil, a construção de bueiros, manilhas e gabiões em rodovias são regulamentadas, onde se deve seguir as normas e reservar as condições naturais do corpo hídrico (DNIT, 2005). No entanto, esta regra é pouco seguida e utilizada (CELESTINO et al., 2012). A construção destas estruturas, não só altera os corpos d'água, como gera efeitos negativos tanto a montante como jusante destas construções.

Segundo Lauxen (2012), o licenciamento ambiental é uma importante oportunidade para mitigar e minimizar estes impactos gerados em corpos hídricos e em sua comunidade. Levando em consideração que obras rodoviárias ainda não possuem protocolos consolidados, as medições e avaliações são realizadas de formas adversas para cada tipo de projeto, tanto em relação às técnicas de amostragem como na análise dos dados, dificultando a comparação entre os diversos empreendimentos e impossibilitando a integração das informações em bases de dados que possibilitem análises em escalas mais abrangentes (regional ou nacional) (SMITH et al., 2018).

Desta forma, o monitoramento age como uma importante ferramenta para a gestão e acompanhamento da qualidade ambiental, dada a importância em avaliar os impactos das ações antrópicas sobre a ictiofauna local, sendo que tanto a área da pesquisa como o trabalho de monitoramento fornecem dados relevantes sobre a atual situação do ambiente, o que é essencial para avaliar as alterações adotadas, identificar as possíveis falhas, para readequações e disseminar uma base de conhecimentos consolidados que auxilie e subsidie a tomada de decisões futuras.

6 CONCLUSÕES

Conclui-se que a estrutura do gabião foi implantada no riacho com o foco de conexão hidráulica (física), não permitindo a conectividade funcional do riacho, que inclui a movimentação dos peixes, se tornando um obstáculo intransponível para comunidade íctica, devido ao seu alto desnível e má projeção, sendo notório o isolamento de espécies a montante dessa estrutura. O gabião também impediu a assembleia de peixes a colonizar novos habitats, atrás de alimento, refúgio e até mesmo reprodução.

Para que esse quadro se reverta e o trecho restaurado possa comportar diferentes espécies de peixes a montante da estrutura do gabião é necessário que medidas como a implementação de uma passagem adaptada para peixes com defletores seja avaliada e estudada localmente para o riacho em questão que apresenta desníveis e baixa vazão, caso contrário o domínio da espécie exótica a montante será permanente, não havendo diversidade de espécies, se tornando um ambiente completamente homogêneo de biota aquática.

A existência deste sério problema é um assunto de extrema relevância e comum principalmente em construção de rodovias, o que o torna de interesse não apenas para pesquisa, mas também para órgãos responsáveis, a criarem medidas através de leis mais eficazes que incluam a conectividade funcional de riachos pensando na comunidade íctica. Pesquisas vinculadas ao monitoramento ambiental também são importantes para disseminação de informações a respeito desses obstáculos artificiais que refletem diretamente na comunidade de peixes.

REFERÊNCIAS

ALBANESE, B. et al. Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 61, 857-869. 2004.

BARBOSA, V. D. et al. Modelagem computacional de mecanismo de transposição de peixes do tipo escada com ranhura vertical com o software hec-ras. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves. p. 8. 2013.

BATES, K. M., et al. 2003. Projeto de bueiros rodoviários para passagem de peixes. Departamento de Pesca e Vida Selvagem de Washington, 112p.

BCMF, BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF FORESTS, Lands and Natural Resource Operations, B.C. Ministry of Environment, and Fisheries and Oceans Canada. 2012. Fishstream crossing guidebook. Rev. ed. **For. Prac. Invest.** Br. Victoria, B.C.

BENNEMANN, S. T & SILVA, J. F. M. Ecologia de Riachos de Montanha da Mata Atlântica. 1.ed. Londrina: Eduel, 2017. p. 136.

BENTON, P. D. 2008. The effect of road crossing on fish movements in small Etowah sasin streams. **Southeastern Naturalist**. 2008; 7(2): 301-310.

BOUSKA, W. W.; PAUKERT, C. P. Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 139, p. 214-222, 2010.

BRASIL. Ministério dos Transportes. Departamento Nacional de Infraestrutura e Transportes - DNIT. Instruções de proteção ambiental das faixas de domínio e lindeiras das rodovias federais. Publicação IPR – 713. 2005. 165 p.

BREEN, M. J. et al. Movements of mottled sculpins (*Cottus bairdii*) in a Michigan stream: how Restricted are they? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 66, 31-41. 2009.

BREJÃO, G. L., TERESA, F. and GERHARD, P. When roads cross streams: fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. *Neotrop. ichthyol.*, 2020, vol.18, no.3. ISSN 1679-6225

BURRELL, K. H. et al. Seasonal Movement of Brown Trout in a Southern Appalachian River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 129, p. 1373–1379, 2000.

CALLISTO, M. et al. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CELESTINO, E. et al. Métodos de coleta para avaliação longitudinal da ictiofauna em riachos interceptados por tubulações. Pp. 115-136. In: Baggio, A.(Ed.). Ecologia de Estradas: tendências e pesquisas. Lavras: Editora UFLA, 313p, p. 115-136, 2012.

CERQUEIRA, V. L. A. Assembleia de peixes em um riacho degradado: implicações para restauração e conservação. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba/SP, 2017.

CUNHA, D. G. F. et al. Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 35-45, 2010.

DAIGLE, P. A. Summary of the environmental impacts of roads, management responses and research gaps: A literature review. **BC Journal of Ecosystems and Management**. 2010; 10(3):65–89.

EAD, S. A. et al. Generalized study of hydraulics of Culvert fishways. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 128, n. 11, p. 1018-1022, 2002.

FEURICH, R. et al. Spoiler baffles in circular culverts. **Journal of Environmental Engineering**, v. 137, n. 9, p. 854-857, 2011.

FRASER, D. F. et al. Effects of temporal patterning of predation threat on Movement of a stream fish: evaluating an intermediate threat hypothesis. **Environmental Biology of Fishes**, 76, 25-35. 2006.

FULLERTON, A. H. et al. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. **Freshwater Biology**, v. 55, n°11, pp. 2215-2237. 2010.

GERHARD, P. et. al. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 71, p. 321-340, 2004.

GERKING, S.D. The restricted movement of fish populations. **Biological Review**, v. 34, p. 221-242, 1959.

GOMES, E. R. Diagnóstico e avaliação ambiental das nascentes da Serra dos Matões, município de Pedro II, Piauí. Tese de doutorado pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Rio Claro/SP. 2015.

GOWAN, C. Short-term cues used by foraging trout in a California stream. **Environmental Biology of Fishes**, 78, 317-331. 2007.

GOWAN, C.; FAUSCH, K.D. Long-term demographic responses of trout populations to habitat manipulations in six Colorado streams. **Ecological Applications**, v. 6, p. 931-946, 1996.

HAN, M. et. al. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. **Ecological Research**, v. 23, n. 4, p. 735-743, 2008.

KAPITZKE, R. Culvert Fishway Planning and Design Guidelines – Part F – Baffle fishways for box culverts. Fish passage planning and design. James Cook University. Sidney. 2010. 70 p.

LARINIER, M. Biological basis, design criteria and monitoring. **Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture**, v. 364, n. suppl, 2002. 207p.

LAUXEN, M. S. A mitigação dos impactos de rodovias sobre a fauna: Um guia de procedimentos para tomada de decisão. [Trabalho de Conclusão de Curso de Pós-Graduação] Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2012.

MAKRAKIS, S. et al. 2012. Bueiros em estradas pavimentadas como passagens adequadas para espécies de peixes neotropicais. **Neotrop. ictiol.** vol.10 no.4 Porto Alegre. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400009>

MARIANO, J. R. et al. 2012. Longitudinal habitat disruption in Neotropical streams: fish assemblages under the influence of culverts. **Neotrop. ictiol.** vol.10: 771:784.

MAZZONI, R. & BARROS, T. F. 2021. Ecologia do movimento em peixes de riacho. *Oecologia Australis*. 25(2):381–397. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.10>

MOREIRA, P. A. P. A restauração ecológica de córregos tropicais: estudo de caso do córrego da Campininha, SP, Brasil. Sorocaba: UNISO, 2016. Dissertação (Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais, Universidade de Sorocaba, 2016.

MORITA, K.; YAMAMOTO, S. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. **Conservation Biology**, v. 16, n. 5, p. 1318-1323, 2002.

NORMAN, J. R. et al. Application of a multistate model to estimate culvert effects on movement of small fishes. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 4, p. 826-838, 2009.

OYAKAWA, O. T.; et. al. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Editora **Neotropica**. 201p.

PAULA, F. R. Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrada da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP. **Environmental Management**. Submetido em fevereiro de 2010.

PETTY, J. T. & G. D. GROSSMAN. Restricted movement by mottled sculpin (Pisces: Cottidae) in a Southern Appalachian stream. **Freshwater Biology**. 49, 631-645. 2004.

PINTO, H. A.; MELO, A. L. Infecção natural de *Poecilia reticulata* (Actinopterygii: Poeciliidae) por metacercárias na represa da Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 257-264. 2012.

PINTO, T. J. S. Macroinvertebrados como bioindicadores em riacho tropical: uma avaliação de impactos por sedimentação, rompimento de barragem e de recuperação após medidas de restauração. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017.

PIRES, D. F. C. M. Fish distribution and abundance in mediterranean streams: the role of habitat quality, spatial, contexto, and movement patterns. Tese de doutorado em Ecologia pela Universidade de Lisboa (Faculdade de Ciências) 201 p. 2012.

PRINGLE, C. M. Hydrologic connectivity: a neglected dimension of conservation biology. In: CROOKS, K.; SANJAYAN, M. (Ed.). **Connectivity conservation**. New York: Cambridge University Press, 2006. p. 233-254.

RAFAEL, M. T. et al. Simulação numérica de bueiros para passagem de peixes em três dimensões. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Rio Grande do Sul. 2013. 8 p.

RAJARATNAM, N. et al. (1988). Hydraulics of offset baffle culvert fishways. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 15, n. 6, p. 1043-1051.

RIBEIRO, M. D. et. al. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**. 2016; 14(1): e140185.

ROBAINA, L. E. de S. Espaço urbano: relação com os acidentes e desastres naturais no Brasil. **Ciência e Natura**. Departamento de Geociências. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. Edição 30, n. 2, pp. 93 -105, 2008.

ROBERTS, J. H. & P. L., ANGERMEIER. Movement responses of stream fishes to introduced corridors of complex cover. **Transactions of the American Fisheries Society**. 136, 971-978. 2007.

ROBERTS, J. H. et al. Movement patterns of endangered Roanoke logperch (*Percina rex*). **Ecology of Freshwater Fish**. 17, 374-381.2008.

RODRIGUEZ, M. A. Restricted Movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. **Ecology**. 83, 1-13. 2002.

RUEDIGER, W. High, wide, and handsome: Designing more effective wildlife and fishcrossings for roads and highways. **Road Ecology Center**, 2001. 8 p.

SANTOS. A. R. Bueiros de drenagem: Análise da viabilidade de passagem de peixes. Tese de mestrado em Engenharia Civil do CEFET-MG. 140 p. 2016.

SAUNDERS, D. L. et. al. Freshwater protected areas: strategies for conservation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 30-41, 2002.

SLAWSKI, T. M. et. al. Effects of tributary spatial position, urbanization, and multiple low-head dams on warmwater fish community structure in a Midwestern stream. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 28, p. 1020-1035, 2008.

SMITH, W. S. et. al. 2018. A duplicação de rodovias no Brasil sob o olhar da Ictiofauna. Editora SBI – **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, Nº 125: Comunicação. 16-23p.

TOMAZ, Plínio. Curso de Manejo de águas pluviais. Bueiros ou travessias. 2015. 152 p.

VIANA, E. M. F. Mapeamento do campo de velocidades em mecanismos de transposição de peixes do tipo slot vertical em diferentes escalas. Orientador: Carlos Barreira Martinez, 2005. 251 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

ANEXOS

Capítulo I: Introdução, objetivos e contextualização da área de estudo.**Tabela 1.** Relação de espécies de mudas de árvores plantadas na APP do córrego da Campininha.

Nº	Nome científico	Nome vulgar	Sucessão	Dispersão	Quant.
1	<i>Tabetula heptaphylla</i>	Ipê roxo	NP	Anemocórica	100
2	<i>Thinus terebinthifolius</i>	Aroeira pimenteira	P	Zoocórica	40
3	<i>Miracrodruon urendeuva</i>	Aroeira preta	NP	Autocórica	40
4	<i>Mimosa bimucronata</i>	Maricá	P	Autocórica	96
5	<i>Tibouchina granulosa</i>	Quaresmeira	P	Anemocórica	72
6	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Branquilho	P	Autocórica	77
7	<i>Seiba speciosa</i>	Paineira	NP	Anemocórica	93
8	<i>Paraptedenia rigida</i>	Goroçaia	NP	Autocórica	18
9	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	NP	Zoocórica	56
10	<i>Citharexylum murianthum</i>	Pau viola	P	Zoocórica	131
11	<i>Luehea divaricata</i>	Açoita cavalo	NP	Anemocórica	100
12	<i>Colubrina glandulosa</i>	Sobrasil	NP	Zoocórica	30
13	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Imbira de sapo	NP	Autocórica	16
14	<i>Lafoensia pacari</i>	Dedaleiro	NP	Anemocórica	100
15	<i>Peltophorum dubium</i>	Canafistula	P	Autocórica	20
16	<i>Gallesia integrifolia</i>	Pau d'alho	NP	Anemocórica	35
17	<i>Ficus guaranitica</i>	Figueira branca	NP	Zoocórica	16
18	<i>Acristus arborescens</i>	Fruta de sabiá	P	Zoocórica	16
19	<i>Croton urucurana</i>	Sangra d'gua	P	Autocórica	68
20	<i>Tibouchina mutabilis</i>	Manacá da serra	P	Anemocórica	30
21	<i>Eugenia brasiliensis</i>	Grumixama	NP	Zoocórica	30
22	<i>Euterpe edulis</i>	Palmito jussara	NP	Zoocórica	30
23	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Jeriva	NP	Zoocórica	30
24	<i>Psychotria carthagenensis</i>	Erva da gralha	NP	Zoocórica	37
25	<i>Byrsonima basiloba</i>	Murici	NP	Zoocórica	12
26	<i>Garcinia gardneriana</i>	Guarcinia	NP	Zoocórica	35
27	<i>Guettarda uruguensis</i>	Veludinho	NP	Anemocórica	20
28	<i>Miconia cabussu</i>	Jacatirão cabuçu	NP	Zoocórica	7
29	<i>Posoqueria acutifolia</i>	Braga de macaco	NP	Zoocórica	35
30	<i>Cedreia fissilis</i>	Cedro Rosa	NP	Anemocórica	16
31	<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	NP	Zoocórica	23
32	<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvu	P	Autocórica	16
33	<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	P	Autocórica	16
34	<i>Eugenia leitonil</i>	Araça piranga	NP	Zoocórica	100
35	<i>Heliocarpus popayanensis</i>	Algodoeiro	P	Anemocórica	60
36	<i>Bauhinia forticata</i>	Pata de vaca	P	Autocórica	16
37	<i>Psidium cattleianum</i>	Araça amarelo	NP	Zoocórica	50

38	<i>Alchomea glandulosa</i>	Tapiá	P	Zoocórica	50
39	<i>Pterocarpus violaceus</i>	Aldrago	NP	Anemocórica	50
40	<i>Tabebuia chrysotricha</i>	Ipê amarelo	NP	Anemocórica	28
41	<i>Erythrina speciosa</i>	Mulungu	P	Autocórica	42
42	<i>Acropia pachystachia</i>	Embauba	P	Zoocórica	8
43	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Guanandi	NP	Zoocórica	24
44	<i>Aloysia virgata</i>	Lixeira	P	Anemocórica	12
45	<i>Inga vera</i>	Ingá	P	Zoocórica	25
46	<i>Centrololium tomentosum</i>	Araruna	NP	Anemocórica	12
47	<i>Tabebuia roseo-alba</i>	Ipê branco do cerrado	NP	Anemocórica	30
48	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	Ipê Rosa	NP	Anemocórica	40
49	<i>Trichilia elegans</i>	Catigua palens	NP	Zoocórica	30
50	<i>Jacaranda macrantha</i>	Caroba brasileira	P	Autocórica	40
51	<i>Cariniana estrellensis</i>	Jequitibá branco	NP	Anemocórica	10
52	<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro cheiroso	NP	Autocórica	10
53	<i>Myciaria tenella</i>	Cambui	NP	Zoocórica	10
54	<i>Miconia ligustroides</i>	Jacatirão do brejo	NP	Zoocórica	12
55	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Gabirola de árvore	NP	Zoocórica	12
56	<i>Anandenanthera macrocarpa</i>	Anjico preto	NP	Autocórica	20
57	<i>Enterobium contortistiquum</i>	Timburi	P	Autocórica	10
58	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Viraro	NP	Anemocórica	30
59	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Leiterinho	P	Autocórica	20
60	<i>Cupania vernalis</i>	Arco de peneira	NP	Zoocórica	30
61	<i>Nectandra leucanta</i>	Canela amarela	NP	Zoocórica	15
62	<i>Lithraea molleoides</i>	Aroeira branca	P	Zoocórica	10
63	<i>Machaerium scleroxylon</i>	Caviuna	NP	Anemocórica	12
64	<i>Cordia sellowiana</i>	Cha de bugre	P	Zoocórica	12
65	<i>Ramnidium elaeocarpum</i>	Saraguaji amarelo	NP	Zoocórica	7
66	<i>Copaifera langsdorfii</i>	Copaiba	NP	Zoocórica	12
67	<i>Poecilanthe parviflora</i>	Coração de negro	NP	Autocórica	12
68	<i>Strychnos brasiliensis</i>	Salta martin	NP	Zoocórica	12
69	<i>Psidium guineense</i>	Araça azedo	NP	Zoocórica	7
70	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Murta brasileira	NP	Zoocórica	7
71	<i>Maclura tinctoria</i>	Taiuva	NP	Zoocórica	7
72	<i>Dilodendrom bipinnatum</i>	Maria pobre	P	Zoocórica	20
73	<i>Sanna mltijuga</i>	Pau cigarra	P	Zoocórica	25
74	<i>Mabea fistulifera</i>	Canudo de pito	P	Autocórica	25
75	<i>Senna macranthera</i>	Manduirana	P	Autocórica	25
76	<i>Amburana cearenses</i>	Amburana	NP	Anemocórica	12
77	<i>Ateleia glazioviana</i>	Timbó	P	Anemocórica	28
78	<i>Helietta apiculata</i>	Cum cum	P	Anemocórica	15
79	<i>Seguieria langsdorfii</i>	Agulheiro	P	Anemocórica	15
80	<i>Solanum lycocarpum</i>	Lobeira	P	Zoocórica	40
				TOTAL:	2550

CAPÍTULO II: Variação ambiental em longo prazo após graves distúrbios e processo de atividades restaurativas em um riacho tropical

Tabela 1. Protocolo de Avaliação rápida das variáveis estruturais.

Protocolo de avaliação da qualidade ambiental, níveis de impactos ambientais e conservação de habitats

Variáveis	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 mesohabitat				

Observações:

Fonte: Adaptado de Callisto et al. 2011.

Tabela 2. Identificação dos valores do protocolo de avaliação rápida.

Parâmetros	Pontuação			
	5	3	2	0
1. Tipos de ocupação das margens do riacho	Ausência de ocupação; Vegetação natural.	Sítios, chácaras, locais para recreação, estradas, vegetação rasteira.	Pecuária; Animais domésticos em quantidade significativa, ausência de vegetação ciliar, solo exposto.	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	$30 \leq 20$ m	$20 \leq 10$	< 10
4. Erosão próxima e/ou nas margens do riacho 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 menores 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 mesohabitat	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: Adaptado de Callisto et al. 2011.

Tabela 3. Média das variáveis físicas e químicas dos períodos pré e pós-rompimento (sendo específico destes períodos as variáveis cor e turbidez) e dos períodos pré e pós-ações restaurativas (sendo Temp. água, STD e Cond., as variáveis específicas destes períodos).

	P1/10	P2/10	P3/10	P1/11	P2/11	P3/11	P1/12	P2/12	P3/12	P1/13	P2/13	P3/13	P1/14	P2/14	P3/14
pH	7,1	6,7	6,9	7,6	7,2	6,7	7,3	6,9	6,7	6,6	7,1	7,4	6,23	6,45	6,75
OD	7,7	7,8	8,7	7	5,6	5,4	4,8	4,8	5,7	4,3	4,9	4,5	5,55	4,8	5,39
Cor	2885	811,3	429,7	913,3	286,3	32,3	4184,3	447	221,7	149,5	111,7	68,9	1115	3466,7	1615
Turbidez	748,7	97	62,1	331,7	311,7	430	506,7	105,7	130,9	155	80	41,7	36	464,7	217,53

	P1/16	P2/16	P3/16	P4/16	P5/16	P6/16	P7/16	P1/17	P2/17	P3/17	P4/17	P5/17	P6/17	P7/17	P1/18	P2/18	P3/18	P4/18	P5/18	P6/18	P7/18	P1/19	P2/19	P3/19	P4/19	P5/19	P6/19	P7/19
pH	5,6 3	5,5 3	5,5 6	5,6 3	5,6 6	5,6 6	5,4 6	5,4 5	5,4 7	5,4 5	5,5 3	5,4 3	5,7 2	5,6 1	7,3 8	7,4 3	7,3 8	7,2 2	7,1 7	7,2 5	7,3 5	6,4 3	6,7 3	6,5 6	6,7 4	6,7 9	6,8 5	6,9 6
OD	4,4 3	4,5 3	5,1 3	4,6 3	4,9 3	5,0 3	5,0 6	5 5	5,1 5	4,9 4	4,9 3	5,1 7	5,0 2	5,0 1	5,1 5	5 5	5,1 5	5,2 2	5,4 3	5,5 3	5,6 6	5,2 3	5,3 3	5,2 2	5,3 3	5,3 3	5,4 5	5,5 5
Temp. água	21,5	21,33	21,33	20,73	20,23	19,66	22,86	24,55	24,5	24,4	24,3	23,7	22,8	22,6	21,72	22,32	21,3	22,06	22,8	21,3	21,6	21,07	20,85	21,06	20,8	21,09	20,55	20,23
STD	33,56	34,96	30,56	28,93	27,4	24,7	28	31,45	31,57	30,5	32,1	29,3	28,4	29,7	42,77	26,18	23,84	22,59	21,99	21,67	21,37	28,37	28,06	23,41	23,01	23,05	22,55	22,91
Cond.	62,4	63,56	56,73	54,1	50,23	46,36	51,33	58,05	58,62	57,8	58,3	57,6	52,1	62,4	78,3	42,92	43,42	41,52	40,22	39,48	38,9	51,98	50,89	42,93	42,13	42,16	41,35	41,9

Tabela 4. Valores médios obtidos através do protocolo de Avaliação para os anos de 2014/2015, 2016/2017 e 2018/2019.

Parâmetros analisados	set/2014-dez/2015							mar/2016-fev/2017							ago/2018-dez/2019							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
1. Tipos de ocupação da margem do riacho	2	2	2	2	2	3	5	5	3	3	3	3	5	5	3	3	3	3	3	3	5	5
2. Características da vegetação	3	3	3	3	3	5	5	3	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	3	3	5	5
3. Largura da mata ciliar	2	2	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3
4. Erosão próxima ou nas margens do riacho e assoreamento em seu leito	3	3	2	3	5	0	5	5	3	5	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3
5. Assoreamento	3	3	3	3	3	0	5	5	2	2	5	5	5	0	3	3	5	5	5	3	3	
6. Características do fluxo de água	5	5	5	5	3	5	5	5	3	5	5	2	5	2	5	5	5	5	3	5	5	
7. Substrato	3	2	2	2	3	5	5	3	3	2	2	2	5	0	3	3	3	3	3	5	5	
8. Variação de velocidade e profundidade	3	3	3	3	3	3	5	2	2	3	2	2	5	2	2	2	2	2	2	3	5	5
9. Oleosidade da água	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	3	5	5	5	5	5	
10. Transparência da água	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5	
11. Combinação de mesohabitat	3	3	3	3	3	3	5	3	0	5	3	3	5	2	3	3	2	2	3	5	5	

Capítulo III: Recolonização da assembleia de peixes de um riacho tropical impactado por rompimento de barragem após cinco anos de atividades restaurativas

Tabela 4. Valores dos índices de riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade para cada ano amostrado.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Riqueza (S)	11	7	13	11	1	1	5	3	5	7
Abundância (N)	514	189	369	439	4	21	1233	123	511	1923
Diversidade (H')	1,626	1,595	1,735	1,497	0	0	0,0788	0,226	0,1713	0,2459
Equitabilidade (J)	0,6783	0,8196	0,6764	0,6244	-	-	0,0489	0,2057	0,1064	0,1263

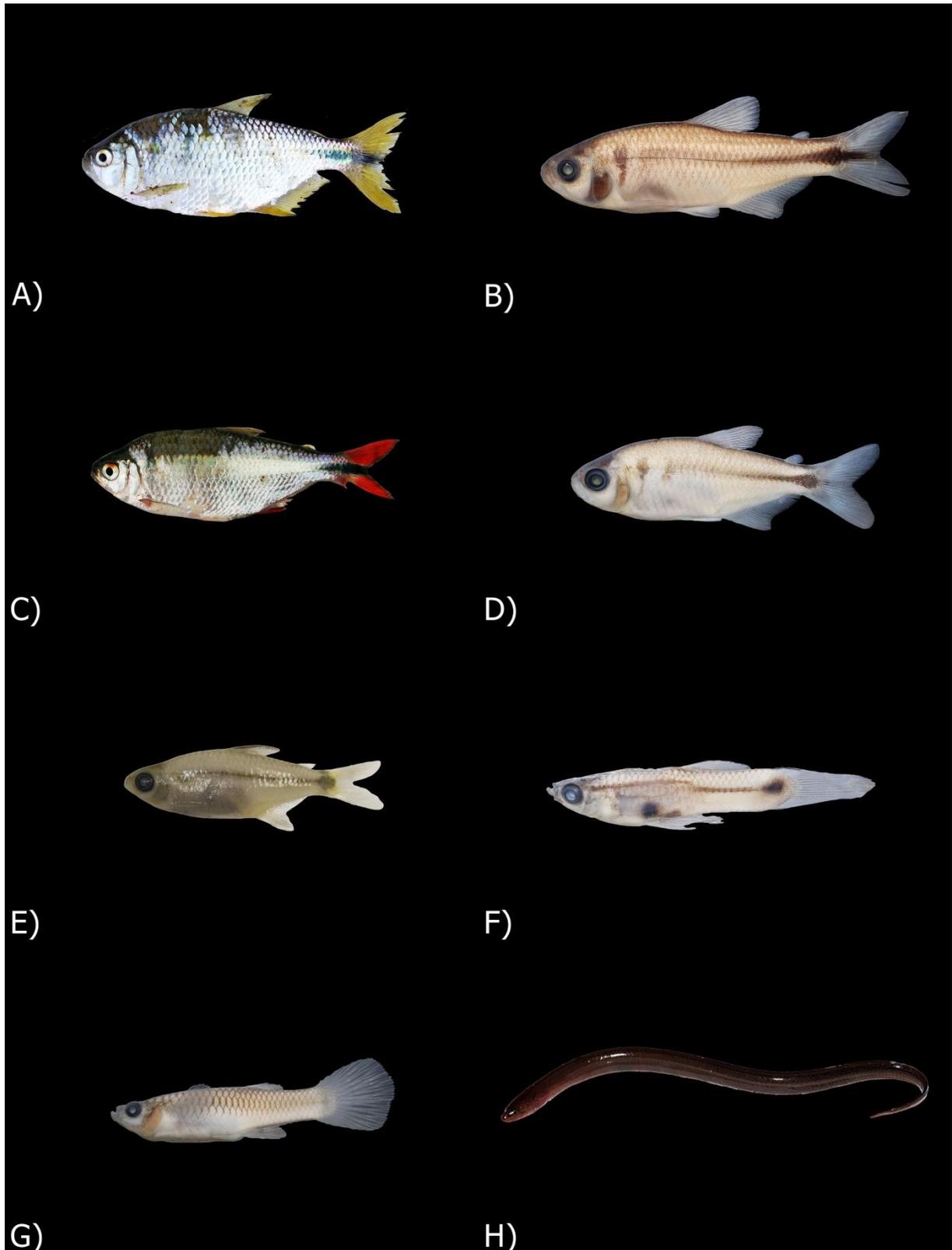


Figura 4. Prancha com exemplares de peixes coletados no período de 2018-2019 no córrego da Campininha.

Montagem da prancha: Lucio Pinheiro.