

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
DEPARTAMENTO DE HIDROBIOLOGIA

VITÓRIA CECATTO GATTIS

**IMPACTO DO DESCOMISSIONAMENTO DA BARRAGEM MONJOLINHO
SOBRE A ICTIOFAUNA, BACIA DO ALTO PARANÁ**

SÃO CARLOS – SP

2025

VITÓRIA CECATTO GATTIS

**IMPACTO DO DESCOMISSIONAMENTO DA BARRAGEM MONJOLINHO
SOBRE A ICTIOFAUNA, BACIA DO ALTO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^a Dr^a Livia Maria Fusari

Coorientador: Prof. Dr. Reinaldo José de Castro

SÃO CARLOS – SP

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Vitória Cecatto Gattis, realizada em 28/04/2025.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Profa. Dra. Carolina Reigada Montoya (UFSCar)

Prof. Dr. André Rangel Nascimento (UNAM)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedico este trabalho aos meus pais, irmãos e amigos.

Presenças fundamentais na minha vida.

À memória de Thiago Modesto.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente à CAPES, pela concessão da bolsa que possibilitou que este estudo fosse realizado. Ao auxílio PROAP/CAPES, através do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, por disponibilizar verba para que pudesse participar do Encontro Brasileiro de Ictiologia e apresentar dois trabalhos, além de me conectar com pesquisadores renomados na área de Ictiologia.

À minha orientadora, a Profa. Dra. Lívia Maria Fusari, ao meu co-orientador Prof Dr. Reinaldo José de Castro e aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais - PPG-ERN.

Aos professores do Laboratório de Histologia e Dinâmica de Populações, Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret, Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura, Prof Dr. Reinaldo José de Castro, Profa. Dra. Patricia Cristina Vizzotto e, pela infraestrutura e equipamentos utilizados. Ao Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira pelos auxílios nas coletas, identificação dos peixes e participação no projeto

Aos meus professores da Universidade Federal de São Carlos-UFSCar que me acompanham desde a graduação e foram fundamentais para que eu trilhasse o caminho até aqui.

Ao pessoal que fez estágio no laboratório de Histologia e Dinâmica de Populações, Lívia Ferreira Ferrari, Emilly Letícia da Silva, Júlia Helena e Andrey Lincoln que ajudaram muito nas coletas, triagem, dissecação e análise de material biológico. Ao Luiz Joaquim e Claudinei Archanjo também pelo apoio nas coletas, manuseio da tarrafa e sondas e pelas conversas e reflexões sobre a vida. À Jurity Antônia Machado Milan, por toda ajuda em laboratório durante esses anos e nas coletas.

A educação é um ato de liberdade.

Angela Davis

RESUMO

O córrego Monjolinho, represado por uma pequena barragem no *campus* da Universidade Federal de São Carlos, no qual já há um contexto histórico de poluição foi alvo de diversos estudos em diferentes áreas e com diferentes finalidades. Esta represa passou por diversas intervenções e foi totalmente esvaziada em 2019 devido a problemas na parte da estrutura da barragem. Este ambiente, ao longo dos anos, proporcionou o estabelecimento de uma comunidade biótica característica de ambiente lântico. O esvaziamento restabeleceu o curso lótico original, evidentemente impondo nova reestruturação das comunidades aquáticas residentes. Com base nesse histórico recente, este trabalho teve por objetivo, levantar informações sobre descomissionamentos de barragens no mundo e verificar a composição da ictiofauna sob a ótica da sua distribuição espacial e temporal no córrego do Monjolinho e avaliar as possíveis modificações nas relações tróficas impostas pela nova condição ambiental. Para tanto, foram consideradas coletas de peixes nos trechos a montante e a jusante realizadas em 2019 (antes do descomissionamento) e coletas em cada trecho (montante e jusante) em 2023 e 2024 (após o descomissionamento). Amostras de água, também foram coletadas, para análise de algumas variáveis físicas e químicas. As coletas de peixes foram realizadas em trechos de 50 metros de extensão cada, localizado à montante e a jusante, através de passada única com o equipamento de pesca elétrica no sentido jusante-montante e por 10 lances de tarrafa na porção semi-lântica do córrego. Os índices de diversidade de Simpson e de dissimilaridade de Bray-Curtis foram obtidos visando verificar alterações ocorridas na ictiocenose entre os períodos de estudos. A Análise de Ordenação Não Métrica por Escalonamento Multidimensional (NMDS) foi aplicada à estrutura da comunidade de espécies considerando duas regiões (montante e jusante), e os três períodos amostrais em cada ponto (2019, 2023 e 2024). Foi realizada uma análise de ajuste de variáveis ambientais (envfit), que revelou a turbidez como a variável ambiental mais fortemente associada à ordenação obtida pelo NMDS. Essa variável apresentou um coeficiente de determinação (r^2) de 0,9541, com valor de $p = 0,004167$. Nossos resultados mostram dissimilaridade na ictiofauna, antes e após descomissionamento, especialmente em relação a espécies de ambiente lântico, devido à alteração do hábitat e ao impacto causado em sua reprodução.

Palavras-chave: pequena barragem, sistema lântico, sistema lótico, ictiofauna, barragens urbanas

ABSTRACT

The Monjolinho Stream, impounded by a small dam on the campus of the Federal University of São Carlos, where there is already a historical context of pollution, has been the subject of several studies across different fields and for various purposes. Its reservoir underwent multiple interventions and was completely drained in 2019 due to structural issues with the dam. Over the years, this environment had supported the establishment of a biotic community characteristic of a lentic system. The draining of the reservoir restored the original lotic flow, clearly imposing a new restructuring of the resident aquatic communities. Based on this recent history, the aim of this study was to gather information on dam decommissioning worldwide and to investigate the composition of the ichthyofauna with a focus on its spatial and temporal distribution in the Monjolinho Stream, as well as to assess possible changes in trophic relationships imposed by the new environmental conditions. To this end, fish were collected both upstream and downstream in 2019 (before decommissioning) and again in 2023 and 2024 (after decommissioning). Water samples were also collected for analysis of selected physical and chemical variables. Fish sampling was conducted in 50-meter stretches located upstream and downstream, using single-pass electrofishing in a downstream-to-upstream direction and 10 casts of a throw net in the semi-lentic section of the stream. Simpson diversity and Bray–Curtis dissimilarity indices were calculated to assess changes in the ichthyocenosis between study periods. A Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis was performed on the species community structure, considering two regions (upstream and downstream) with three sampling periods at each site (2019, 2023, and 2024). An environmental variable fitting analysis (envfit) revealed turbidity as the environmental variable most strongly associated with the NMDS ordination. This variable showed a coefficient of determination (r^2) of 0.9541 with a p -value < 0.05 . Our results indicate dissimilarity in the ichthyofauna before and after decommissioning, especially concerning lentic species, due to habitat alteration and its impact on reproduction.

Key-words: small dams, lentic, lotic, ichthyofauna, urban dams

LISTA DE FIGURAS

Figuras 1 - 2 : Trechos lóticos, montante (1) e jusante (2) localizados no interior da Universidade Federal de São Carlos, registrados no momento da coleta. Ambos são caracterizados por pouca profundidade (40 cm), presença de mata ripária e leito arenoso, sendo a jusante também possui leito pedregoso. Fonte: Evelise Nunes Fragoso de Moura.

Figura 3: Trecho semi-lótico localizado logo após a barragem na Universidade Federal de São Carlos. Fonte: Evelise Nunes Fragoso de Moura.

Figura 4 - 5: Imagem área da represa Monjolinho antes do descomissionamento (4) e imagem da represa após o descomissionamento (5) em que se forma um ambiente lótico raso e estreito.

Figura 6. Dendrograma da análise de dissimilaridade de *Bray-Curtis* da ictiofauna, entre os trechos a montante e a jusante do reservatório no rio Monjolinho dentro do *campus* da UFSCar - São Carlos nos anos de 2019, 2023 e 2024.

Figura 7: Análise de Ordenação não Métrica por Escalonamento Multidimensional que relaciona os trechos de estudo (Montante e Jusante), os respectivos anos de estudo (2019,2023 e 2024) as espécies de peixes e as variáveis limnológicas.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição de espécies e frequência absoluta de cada espécie de peixe coletada nos trechos a montante e a jusante do reservatório no rio Monjolinho dentro do *campus* da UFSCar - São Carlos em 2019, 2023 e 2024.

Tabela 2: Relação de espécies que possuem maior adaptação a ambientes lênticos, lóticos ou a ambos.

Tabela 3: Valores do Índice de Diversidade de Simpson para a ictiofauna dos trechos a montante e a jusante do reservatório no rio Monjolinho dentro do *campus* da UFSCar - São Carlos em 2019, 2023 e 2024.

Tabela 4: Média de valores de dados abióticos obtidos durante as coletas nos trechos montante e jusante em 2019, 2023 e 2024.

Lista de abreviaturas e siglas

aff.: a confirmar

A.lac.: *Astyanax lacustris*

P.ani.: *Psalidodon anisitsi*

H.bif.: *Hyphessobrycon bifasciatus*

H.mal.: *Hoplias* aff. *malabaricus*

G.car.: *Gymnotus* aff. *carapo*

G.ipo.: *Geophagus iporangensis*

C.ren.: *Coptodon rendalli*

O.nil.: *Oreochromis niloticus*

O.aen.: *Osteogaster aenea*

R.que.: *Rhamdia quelen*

H.anc.: *Hypostomus ancistroides*

S.mar.: *Synbranchus* aff. *marmoratus*

P.har.: *Phalloceros harpagos*

P.ret.: *Poecilia reticulata*

SUMÁRIO

Introdução Geral	12
Referências Bibliográficas	21
Capítulo 1 - Impacto do descomissionamento da represa Monjolinho, bacia do Jacaré-Guaçu, sobre a ictiofauna	27
Resumo.....	27
1. Introdução.....	28
2. Material e Métodos.....	29
2.1 Locais de Amostragens e Coleta dos dados.....	29
2.2 Análise de dados.....	32
3. 4.1 Coleta e Análise de Dados.....	33
4. Resultados.....	37
5. Discussão.....	39
6. Conclusão.....	39
Referências Bibliográficas	40
Anexo	45

Introdução Geral

Os ecossistemas lênticos são caracterizados por baixa movimentação da água (Wetzel, 2001). Possuem características particulares que os tornam ecossistemas diferenciados dos ecossistemas lóticos, e algumas vezes possuem organismos que são adaptados morfológica e fisiologicamente somente a este ambiente (Esteves, 2011; Odum e Barret, 2019).

Segundo Esteves (2011), lagos e lagoas possuem zonas de estratificação térmica que comportam diferentes formas de vida. A zona litorânea compreende a região mais próxima da margem, possui vegetação enraizada e contato direto com o ecossistema terrestre. Por essa razão, pode ser considerada uma zona de ecótono, ou seja, uma zona de transição entre os dois ecossistemas, que possui características de ambos (Henry, 2003). A zona limnética ou pelágica caracteriza-se por águas abertas, onde predominam organismos planctônicos e nectônicos, aqueles que podem nadar livremente, como os peixes. Essa zona recebe maior luz solar comparada com sistemas fluviais, especialmente aqueles encobertos por mata ripária, por isso torna-se ambiente propício para o crescimento do fitoplâncton (Lowe-McConnell, 1999). A zona profunda, é habitada por organismos heterotróficos, pois devido a profundidade, há pouca ou nenhuma penetração da radiação solar. Naturalmente, as comunidades dessa região são dependentes da produção de matéria orgânica que ocorre nas zonas anteriores. Como exemplos de grupos que sobrevivem na zona profunda, pode-se citar os macroinvertebrados bentônicos (Esteves, 2011).

Há ainda a interface entre água e ar, que é habitada por organismos que dependem da tensão superficial da água para sobrevivência, por vezes se apoiando sobre ela, ou abaixo dela. Denomina-se nêuston, a comunidade composta de microrganismos e plêuston a comunidade composta por macrófitas e macroinvertebrados (Esteves, 2011). Lagos e lagoas abrigam boa parte da biodiversidade existente, e a interação entre a biota e o hábitat promove ciclagem de fósforo e nitrogênio, produtividade primária realizada pelo fitoplâncton e consequente sequestro de carbono e recarga de águas subterrâneas (Vári et al., 2022).

É comum a instalação de represas em bacias hidrográficas, para diversas finalidades, como geração de energia elétrica, abastecimento de água, descarte de rejeitos de mineração, entre outros. Para cada uso é feito um levantamento sobre as características da bacia, altitude, área de inundação para atender a demanda determinada (Tundisi, 1988; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2024). No entanto, a construção de uma barragem caracteriza-se como impacto antrópico e altera o sistema natural existente. A alteração no regime hidrológico leva

a diferenciação nos padrões físicos e químicos da água e de colonização de espécies que são próprias de ecossistemas lóticos e passam a ser lênticos. Desta forma, Ward e Stanford (1983) formularam “O Conceito da Descontinuidade Serial de Ecossistemas Lóticos”, em que explicam que barragens causam uma fragmentação e interrompem o fluxo de nutrientes modificando a biodiversidade e a temperatura. Os autores propuseram o conceito de Descontinuidade Longitudinal, que significa que a barragem desloca parâmetros ecológicos a jusante ou a montante e mensuram esse deslocamento em positivo, negativo e nulo, referente à Intensidade do parâmetro.

Entre os exemplos citados neste estudo, sobre aumento de parâmetro a jusante (positivo), Ward e Stanford (1983) tratam do represamento do rio Colorado, um rio de água turva nos Estados Unidos, em que a represa retém os sedimentos e a jusante a água perde turbidez e fica mais clara. Os efeitos dessa alteração podem variar, desde vantagem para as macrófitas ou desvantagem para os organismos adaptados a águas mais turvas.

Em resumo, substâncias transportadas a partir da cabeceira do rio não seguem o percurso até a foz e se acumulam no leito do lago, assim como efeitos erosivos do entorno, aporte de matéria orgânica proveniente de mata ripária também são depositados no fundo (Stanford e Ward, 1983). Esse acúmulo de sedimentos na represa pode levar não só ao assoreamento, como à eutrofização. Por esse motivo, quando se fala em construção de barragens, muitos autores reportam que o principal impacto se dá sobre a dinâmica de transporte de sedimentos (Munawar, 2003).

Em decorrência da sedimentação, a turbidez da água pode aumentar no reservatório. Os efeitos desse aumento podem ser diversos. Devido a menor taxa de penetração de luz solar, o crescimento de algas é afetado e há menor consumo de oxigênio dissolvido, que permanece disponível para outros organismos (Tundisi et. al., 2008). Entretanto, quedas muito acentuadas na produtividade do fitoplâncton podem alterar os ciclos biogeoquímicos e a disponibilidade de alimento para a ictiofauna.

Fencl et. al. (2015) quantificaram os impactos espaciais de pequenas barragens usando indicadores geomorfológicos. Os autores apontaram que essas barragens afetam o leito e as margens dos rios, criando áreas de sedimentação, alterando a profundidade e a largura. Para aqueles autores, os efeitos na geomorfologia fluvial podem ser significativos e heterogêneos mesmo para as pequenas barragens.

Como efeito adverso para os peixes, o material em suspensão pode entupir brânquias, alterar os habitats de macroinvertebrados bentônicos, o que afeta diretamente algumas espécies de peixes, dependendo de sua especificidade alimentar e também afetar áreas de reprodução. Por todos esses fatores, Agostinho (1994a) coloca como efeitos adversos de barramentos, a extinção de espécies de peixes. A fragmentação de habitats imposta por barragens, também pode levar a extinção de alguns peixes, devido a impossibilidade de deslocamento. Espécies migratórias são altamente prejudicadas (Agostinho, 1994a).

De acordo com Fernando e Holcick (1991), após todas as interferências causadas pela instalação da barragem, um novo processo de colonização será iniciado e envolve profundas alterações nas características limnológicas, incluindo temperatura, oxigenação, sedimentação e dinâmica de nutrientes. Espécies já existentes na bacia hidrográfica poderão permanecer, se forem adaptadas ao novo ambiente lântico, contudo são poucas espécies de ambientes lóticos que possuem adaptações para ambientes lânticos. É comum encontrar espécies exóticas em reservatórios, a introdução das mesmas é um recurso utilizado para aumentar a produtividade do novo sistema, como verificado por Agostinho, Gomes e Pelicice (2007) para a bacia do Alto rio Paraná.

Naturalmente, após uma série de modificações ambientais, uma nova teia trófica será formada, baseada nas espécies que permaneceram, nas que possivelmente foram introduzidas, na produção do fitoplâncton e da colonização de macroinvertebrados na nova condição do sedimento (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2024). É importante ressaltar que os sistemas ecológicos são dinâmicos e que após o represamento, fases de sucessão irão ocorrer até que a comunidade se estabilize (FAO, 1999).

Um exemplo numa pequena barragem, Hayes, Dodd e Lessard (2006), observaram que a presença da barreira alterava a temperatura da água a jusante. Quando o aumento era moderado, a alteração na comunidade íctica também era moderado. No entanto, para aumentos de temperatura acima de 2°C a alteração na comunidade era relevante, principalmente em espécies características de águas frias.

Sobre o impacto na comunidade aquática, Couto et. al. (2023) verificaram a substituição de organismos adaptados a ambientes lótico por organismos de ambiente lântico, tanto em peixes, quanto em macroinvertebrados.

Em relação a interrupção do fluxo hidrológico, mas pensando no deslocamento da ictiofauna ao longo do rio, barragens constituem uma barreira física que impede a vazão da

água para jusante e altera a movimentação de organismos. Pode ocorrer aumento da abundância de algumas espécies que ficarem restritas a área da represa e diminuição da diversidade, pois espécies migratórias seriam prejudicadas (Bednarek, 2001). Devido ao grande número de barragens existentes no mundo e aos diversos estudos que reportam seus impactos ambientais, alguns países tomaram medidas para diminuir os problemas causados (Bednarek, 2001).

Nos Estados Unidos, existe um órgão federal (FERC) que regulamenta e emite licenças para implantação de barragens federais. Visando mitigar problemas ambientais, a FERC impõe condições operacionais para cada barragem, como escadaria para deslocamento de peixes, aumento do fluxo hidrológico, proteção para o entorno da represa (Auer, 1996). No entanto, como aponta Bednarek (2001), medidas de mitigação nem sempre são suficientes para evitar alguns impactos sérios, como exemplo, a barragem Edwards, no rio Kennebec, no qual a presença de escadarias não foi suficiente para melhorar a dispersão dos peixes e muitas espécies foram extintas no local, pois eram muito pequenas ou muito grandes para usarem as escadas, sendo essa barragem, que foi removida em 1999.

No Brasil, cada estado dispõe de legislação específica, mas de forma geral é obrigatório que as barragens possuam dispositivos de transposição de peixes (Brasil, 1997). No entanto, semelhante ao caso anterior, nem sempre essas estruturas cumprem o objetivo inicial. Segundo Agostinho et. al. (2012), a barragem de Lageado no estado de Tocantins, não só não contribuiu como passagem para os peixes, como também facilitou que fossem predados por outros organismos.

Em razão de todos os impactos causados a biota e ao ambiente, a remoção de barragens tem sido uma opção considerada em diversos países, como na França em que foram removidas duas grandes barragens para restaurar o estoque de salmão no Vale do Loire em 1998 (Arnould, 1997 apud Bednarek, 2001). Mas há também os riscos de ruptura (Fernandes, Silva e Sieira, 2020), não atendimento das necessidades para os quais a barragem foi construída (Pinto, 2010), entre outros.

Existe vasta literatura sobre a remoção de barragens no mundo, mas no Brasil estes estudos ainda estão iniciando. Alguns exemplos de descomissionamentos: A desconstrução de duas grandes barragens no rio Elwha (Estados Unidos), com o objetivo de liberar parte do sedimento que ali tinha ficado retido por quase um século, resultando em um pulso massivo de sedimentos a jusante, segundo as palavras dos autores (Warrick et. al., 2012).

Já a remoção de uma pequena barragem em Twelve Mile Creek, na Carolina do Sul (Estados Unidos), levou a alteração da ictiofauna local, antes representada por muitas espécies de ambiente lêntico (Bower, et. al., 2024). Segundo os autores, devido a mudança no ambiente, espécies de hábitat lótico colonizaram a região no período de um ano (Bower, et. al., 2024).

Na China, no rio Yanjing, os autores verificaram aumento na diversidade de peixes após a remoção da barragem, homogeneização entre os trechos montante, meio e jusante, sendo que as alterações físicas no sistema, foram as principais responsáveis pela modificação da comunidade (Li et. al., 2025).

Além dos ambientes lênticos, rios, córregos e riachos são caracterizados por água corrente (lóticos). Como qualquer ecossistema, possuem particularidades, como maior teor de oxigênio devido a correnteza, pouca estratificação térmica, a não ser quando se trata de rios grandes e profundos (Odum e Barret, 2019). Esse tipo de ambiente geralmente é caracterizado por dois tipos de micro habitats: as áreas de corredeira, caracterizadas pelo fluxo contínuo de água, com maiores presenças de fluxo e de perturbação do sedimento nos leitos. Nelas habitam organismos com características como corpo hidrodinâmico, o que os permite nadar contra a corrente, maior quantidade de brânquias que favorece no processo de respiração e, presença de estruturas que permitem se fixam ao substrato, e as poças, que podem ou não favorecer a formação de tocas e ninhos (Vannote et al., 1980; Cummins et al., 2008; Odum e Barret, 2019).

Esta é uma classificação comumente usada, mas ao longo do tempo, cientistas discutiram diversas formas de definir os ecossistemas lóticos. Pennak (1971) publicou uma revisão sobre os vários conceitos criados, principalmente nos Estados Unidos. Ele ressalta que para classificar sistemas lênticos há diversas formas mundialmente aceitas. Já para sistemas lóticos, normalmente a classificação se limita à região em que o rio está localizado e ao uso do mesmo. Em resumo, classificavam-se os rios por ocorrência de espécies de peixes ao longo de seu curso, separando os trechos por zonas, por característica química marcante da água (ex: teor de cálcio) e por aspectos físicos do substrato (Ohle, 1937. Knight e Gaufin, 1967).

A crítica de Pennak (1971) é justamente sobre as limitações das classificações em termos de variações ambientais ou não consideração de que os rios possuem muitos habitats, portanto não podem ser definidos como Riacho de Trutas ou Riachos de plecópteros. Essas

definições excluem a complexidade dos sistemas biológicos, além de não serem aplicáveis globalmente. Segundo este autor, a melhor forma de classificar ambientes lóticos, seria por meio de um conjunto de características abióticas. Assim, mesmo para rios localizados a grandes distâncias um do outro, poder-se-ia inferir que se as variáveis abióticas fossem similares, a fauna também o poderia ser, possibilitando comparações. Em seus estudos, ele destaca a necessidade de mensurar pelo menos 14 fatores: (1) Largura, (2) Fluxo (temporário ou permanente), (3) Velocidade da corrente, (4) Substrato, (5) Temperaturas no verão, (6) Temperaturas no inverno, (7) Turbidez, (8) Matéria inorgânica dissolvida total, (10) Matéria orgânica dissolvida total, (11) Dureza da água, (12) Oxigênio dissolvido (13) Plantas aquáticas enraizadas, (14) Vegetação ripária.

Os dados acima citados são de fácil obtenção e oferecem informações importantes para entender o funcionamento do sistema. Em alguns casos, pode ser necessário fazer adaptações, por exemplo, mensurar agentes poluidores, mas de forma geral, esses são dados básicos suficientes para começar um estudo de sistema lótico (Pennak, 1971). Uma vez definidas as metodologias de pesquisa, são necessários que sejam realizados estudos que deem respostas sobre as dinâmicas de comunidades em sistemas lóticos. Existem estudos clássicos que dizem muito sobre o comportamento dos componentes bióticos e abióticos em ecossistemas lóticos, um deles é o Conceito do Rio Contínuo proposto por Vannote e colaboradores. Os autores expõem que os sistemas fluviais são compostos por um gradiente contínuo de variáveis físicas, as quais os organismos devem estar adaptados e farão uso dos recursos disponíveis (Vannote et al., 1980). Observaram que ao longo do contínuo do rio, a entrada de energia não ocorre de maneira uniforme e por essa razão leva a uma sucessão de espécies de forma contínua, para que o uso de energia do sistema seja mais eficiente (Vannote et al., 1980). Assim, a energia que não foi captada a montante será captada a jusante por outras espécies.

O padrão descrito através do conceito do Rio Contínuo é esperado para rios naturais, ou seja, a teoria não inclui impactos antrópicos ocorridos nos sistemas lóticos (Vannote et al., 1980). Quando impactos antrópicos acontecem, ocorre desequilíbrio no processo sucessional, levando a riscos de colapso do sistema por uso desigual de recursos energéticos. Por exemplo, uma ou mais espécies podem ser excluídas por falta de recursos energéticos, e por consequência, pode levar a um efeito cascata que afetará os outros grupos da comunidade pelo uso desequilibrado de energia disponível (Vannote et al., 1980). Segundo Bednarek (2001), restaurar ecossistemas lóticos após represamentos tem se tornado uma prática cada

vez mais comum, devido a diversas questões. Porém, da mesma forma que a construção de barragens causa alterações ecossistêmicas de curto e longo prazo, a remoção dela também deve considerar os impactos quanto aos benefícios e prejuízos para ambientes ditos “equilibrados” pelo tempo de sua implantação.

O córrego Monjolinho, local em que este estudo foi realizado, tem sua bacia localizada majoritariamente no município de São Carlos - SP, tem sua nascente inserida no interior da propriedade privada denominada “Fazenda Santa Terezinha”, e deságua no rio Jacaré-Guaçú e é considerado um importante afluente do rio Tietê (Sé, 1992). O curso d’água do córrego, que já teve sua importância para o abastecimento da cidade, mas que devido às atuais condições insalubres, deixou de ter esse papel para a comunidade, atualmente apenas 11% da água do córrego é fonte de abastecimento do município de São Carlos. No entanto, apesar de toda interferência humana exercida sobre o córrego, ele ainda é um local que abriga diversas formas de vida, desde microrganismos até algas, macrófitas, macroinvertebrados e peixes. O sistema de drenagem do rio Monjolinho é classificado como de 4º ordem, segundo o critério de Strahler (1952), apresentando padrão dendrítico. O comprimento de sua nascente até a sua foz, no encontro com o rio Jacaré-Guaçú é de 273,77 Km, está localizado entre dois domínios morfoclimáticos, domínio dos Chapadões, recoberto por Cerrado e Floresta Galeria e o domínio dos Mares e Morros Florestados, conforme preconiza Sé (1992). O clima da região de São Carlos é caracterizado como tropical, quente e úmido, com maior ocorrência de chuvas no verão (entre os meses de outubro a março e menor pluviosidade nos meses de, de abril e setembro) sendo menor que 100 mm³ por mês (Nimer, 1989).

Historicamente, o córrego Monjolinho sofre ações poluidoras desde o início do século XX (Prado-Júnior, 1977; Santos, 1990). Às margens de um de seus afluentes, o córrego do Gregório, foi construída a indústria Carlos Fracchina em 1913, produtora de adubos, colas e inseticidas agrícolas, e os resíduos gerados na produção eram despejados diretamente na água (Aguiar, 1988; Santos, 1990). Porém, somente em 1925 foi instalada a estação de tratamento de esgoto próxima ao córrego do Gregório, contudo ela foi desativada em 1930 (Santos, 1990). Nesta mesma época, uma série de acontecimentos como a crise econômica de 1929, declínio das culturas de café, aumento da produção pecuária, culminou no aumento da industrialização, cuja maior expansão ocorreu na década de 60. Entretanto, durante este processo, não foram adotadas medidas efetivas nos tratamentos de resíduos produzidos, esses fatos demonstram que, mesmo em meio a maior concentração humana na área urbana, devido aos avanços da industrialização e conseqüentemente uma maior demanda por água, o rio

Monjolinho deixava de ser a principal fonte deste recurso, principalmente devido a poluição encontrada em maior parte de seu curso e afluentes (Prado-Júnior, 1977). De acordo com Gonçalves (1986), a população de São Carlos passou a obter água para suas necessidades a partir do Ribeirão Feijão, que não está inserido na bacia do córrego Monjolinho. Atualmente 11% da água que abastece a cidade é obtida a partir do Monjolinho (SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos, 2025).

Há no córrego Monjolinho um barramento dentro do território do *campus* da Universidade Federal de São Carlos. Segundo Rantin (1978), no ano de 1969, quando a antiga Fazenda Tranchan foi desapropriada para dar lugar ao *campus* da Universidade, já havia no local da atual represa, um pequeno açude cuja data de construção é desconhecida.

Posteriormente, em 1970 a represa foi ampliada com a reconstrução da barragem, inundando a área atual. A represa do Monjolinho sofreu a intervenção de duas grandes obras: de ampliação, através do deslocamento da barragem para mais a jusante e de desassoreamento. Esta última obra teve início em 1994 com o esvaziamento da represa para a execução de serviços de manutenção da barragem e terminando em outubro de 1996 (UFSCar, 1996).

Essa represa, bem como o rio Monjolinho foram base de muitos estudos de microrganismos, macrófitas, macroinvertebrados e da ictiofauna (Nogueira; Matsumura-Tundisi, 1996; Strixino; Trivinho-Strixino, 1982; Barbieri; Santos, 1983).

Os peixes são os vertebrados mais antigos e existem em maior número na Terra, sendo a maior parte distribuída na região tropical, tanto em mares quanto em águas continentais (Lowe-McConnell, 1999). De acordo com a mesma autora, os estudos sobre a ictiofauna se iniciaram devido aos interesses em entender a biologia de espécies de importância pesqueira, o que alavancou o interesse em se realizarem outros estudos, como os de ecologia.

Da mesma forma, estudos de ictiofauna no Brasil são realizados com diversos objetivos. Especificamente na bacia do córrego Monjolinho, Regalado et. al. (2000) destacam trabalhos realizados com o intuito de registrar a ictiofauna local, como por exemplo o de Nelson (1994). O autor levantou 26 espécies pertencentes a cinco ordens (Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Atheriniformes e Cypriniformes), dentre as quais cinco espécies (*Piaractus mesopotamicus*, *Pseudoplatystoma coruscans*, *Clarias sp.*, *Cichla sp.*, *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio*) foram consideradas introduzidas em seu estudo.

Em estudo anterior, realizado na represa localizada no *campus* da Universidade Federal de São Carlos, Barbieri e Santos (1983) verificou a reprodução de *Tilapia rendalli*, também invasora, indicando que a espécie provinha de soltura ou escapes acidentais de “pesque-pagues” próximos. Estudo subsequente constatou a existência de uma outra espécie exótica, *Poecilia reticulata* (Barrilli, et. al., 2015).

De forma geral, os registros verificados sobre a ictiofauna do Monjolinho são escassos e indicam uma pequena variação em termos da composição de peixes. De acordo com Regalado et. al. (2000) *apud* Espíndola et. al. (2000), a bacia do Monjolinho é pequena e está exposta a impactos que levam a alterações limnológicas e na comunidade. Dessa forma, é esperado encontrar peixes de pequeno porte comuns às bacias com as características semelhantes, como as espécies *Geophagus brasiliensis*, *Astyanax* sp. *Hypostomus ancistroides* entre outras (Espíndola et. al., 2000).

Nos últimos anos, revisões taxonômicas atingiram algumas espécies relacionadas no nosso estudo. A espécie *Tilapia rendalli*, exótica, foi alocada no gênero *Coptodon* passando a ser denominada *Coptodon rendalli*, que de acordo com os estudos de Dunz e Schliewen (2013) reflete melhor sua linhagem evolutiva. *Hyphessobrycon anisitsi* passou a ser denominado *Psalidodon anisitsi* devido aos padrões morfológicos distintos do gênero *Hyphessobrycon* (Téran et al., 2020). Por fim, estudos recentes classificaram que a espécie *Geophagus brasiliensis*, com ampla ocorrência no alto rio Paraná, deve ser denominada *Geophagus iporangensis* (Argolo et al., 2020; Dagosta et al., 2024).

Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A. A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO, 1994, Altinópolis. **Anais do Seminário Sobre a Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro**. Rio de Janeiro: COMANE/ELETROBRÁS, p. 13-22, 1994. (Cadernos 4: Estudos e Levantamentos).

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: **EDUEM**, 2007.

AGOSTINHO, A. A., C. S. AGOSTINHO, F. M. PELICICE & E. E. MARQUES. (2012). Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? **Neotropical Ichthyology**, 10(4), 687–696.

AGUIAR, R. L. **Mapeamento Geotécnico da Área de Expansão Urbana de São Carlos-S.P.: Contribuição ao Planejamento**. 1988. 127 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.

ARGÓLO, L. A. et. al. Unraveling the systematics and evolution of the ‘Geophagus’ *brasilienis* (Cichliformes: Cichlidae) species complex. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 150, p. 106855, set. 2020. DOI: 10.1016/j.ympev.2020.106855.

AUER, N. A. Response of spawning lake sturgeons to change in hydroelectric facility operation. **Transactions of the American Fisheries Society**, [S. l.], v. 125, p. 66-77, 1996.

BARRILLI, G. H. C. **Influência da integridade ambiental dos afluentes do Rio Monjolinho sobre o fator de condição relativo (Kn) da ictiofauna local**. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 15, n. 1, mar. 2015. DOI: 10.1590/1676-06032015010714. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/nRsXyZZqvPTzTfXRwkM8Nfg/>

BARBIERI, G.; SANTOS, G. B. Comportamento reprodutivo de *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) na represa do Monjolinho, em São Carlos, Estado de São Paulo (Pisces, Cichlidae). *Ceres*, v. 30, n. 168, 1983. Disponível em: <https://ojs.ceres.ufv.br/ceres/article/view/7312>.

BEDNAREK, A. T. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. **Environmental Management**, v. 27, n. 6, p. 803-814, 2001. DOI: 10.1007/s002670010189.

BIRK, S. et al. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 31-41, 2012.

BRASIL. *Projeto de Lei nº 3.009, de 1997*. Dispõe sobre a obrigatoriedade de dispositivos de transposição de peixes em barragens. Câmara dos Deputados, Brasília, 1997. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/noticias/418186-meio-ambiente-aprova-obrigacao-de-fazer-eclusas-para-navegacao-em-barragens/>.

BOWER, L. M. Fish assemblage and functional trait responses to small-dam removal. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 69, n. 8, p. 1043-1056, 2024. DOI: 10.1111/fwb.14288.

COUTO, T. B. A., et. al. Effects of small hydropower dams on macroinvertebrate and fish assemblages in southern Brazil. **Freshwater Biology**, v. 68, n. 6, p. 956–971, jun. 2023. DOI: 10.1111/fwb.14078.

DAGOSTA, F. C. P. et al. Fishes of the upper rio Paraná basin: a diversity, biogeography and conservation. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 22, n. 1, p. e230066, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1550/1988-0224-2023-0066>.

DUNZ, A. R.; SCHLIEWEN, U. K. Molecular phylogeny and revised classification of the haplotilapiine cichlid fishes formerly referred to as *Tilapia*. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 68, n. 1, p. 64–80, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2013.03.015>

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Dams, fish and fisheries – Opportunities, challenges and conflict resolution*. Roma, 1999. Disponível em: <https://www.fao.org/4/Y2785E/y2785e04a.htm>

FENCL, J.S., et. al. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam

variation. **PLoS One**, [S. l.], v. 10, n. 11, p. e0141210, nov. 2015. DOI: [10.1371/journal.pone.0141210](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141210).

FERNANDES, R. B.; SILVA, L. de S. M. da; SIEIRA, A. C. F.. **Estudo de Caso: Descomissionamento e descaracterização de barragens de água para fins de acumulação**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 20., 2020, Campinas. **Anais do XX COBRAMSEG**. Campinas: ABMS, p. 1-8, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/cobramseg.2022.0150>.

GONÇALVES, A. R. L. **Geologia Ambiental da Área de São Carlos**. 1986. 138 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1986.

HAYES, D.; DODD, H. R.; LESSARD, J.. *Effects of Small Dams on Cold Water Stream Fish Communities*. Michigan State University; National Park Service, 2006.

KNIGHT, A. W.; GAUFIN, A. R. Stream type selection and associations of stoneflies (Plecoptera) in a Colorado river drainage system. **Journal of the Kansas Entomological Society**, Lawrence, v. 40, p. 347-352, 1967.

LI, X., et al. Impacts of Low-Order Stream Connectivity Restoration Projects on Aquatic Habitat and Fish Diversity. **Fishes**, Basel, v. 10, n. 7, p. 321, 2025. DOI: [10.3390/fishes10070321](https://doi.org/10.3390/fishes10070321).

MALONEY, K. O., et. al. Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. **Freshwater Biology**, 53(5), 1055–1068, 2008.

MUNAWAR M. (Editor); *Sediment Quality assessment and management: insight and progress*. **Ecovision World Monograph series**. 361 pp. 2003.

NEVES, A.P. O Jardim Público de São Carlos do Pinhal. São Carlos: Fundação Theodoretto Souto/EESC, 1983. 136p •

NEVES, A.P. 1989. Informações históricas. São Carlos Informe Especial. Visão, São Paulo, p.2.

NIMER, E. *Climatologia do Brasil*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 422 p, 1989.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP): dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 149-168, 1996.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia – Tradução da 5ª edição norte-americana – Estudos de casos nacionais na internet. Porto Alegre: +A Educação - Cengage Learning Brasil, 2019. E-book. p.424. ISBN 9788522126125. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788522126125/>.**

OHLE, W. Kalksystematik unserer Binnengewässer und der Kalkgehalt Rügener Bäche. **Geologische Meere und Binnengewässer**, Berlin, v. 1, p. 291-316, 1937.

PRADO-JR., C. **História Econômica do Brasil**. 20. ed. São Paulo: Editora Brasiliense, 364 p, 1987.

PINTO, A. C. e C. **Contribuições para o estudo de descomissionamento de barragens**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em:; 10.11606/D.3.2010.tde-20102010-120749.

PENNAK, R. W. Toward a classification of lotic habitats. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 38, n. 2, p. 321-334, 1971.

RANTIN, F. T. 1978. Temperaturas letais, aclimação e tolerância térmica do Acará, *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) – Represa do Broa, Represa da UFSCar – Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado) São Carlos-SP, USP, 181p.

SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos. **Mananciais**. Disponível em: <https://saaesaocarlos.com.br/wp/servicos/agua/mananciais/>

SANTOS, S. A. M. **Educação Ambiental através da Análise de Impactos de um Rio (Córrego do Gregório, Município de São Carlos-SP)**. São Carlos: CDCC-IFQSC, 1990. 27 p. Relatório Final de Projeto de Pesquisa–Coordenadoria de Divulgação Científica e Cultural do Instituto de Física e Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1990; Disponível na Fundação Pró-Memória, São Carlos-SP

SÉ, J. A. S. **O Rio Monjolinho e sua Bacia Hidrográfica como Integradores de Sistemas Ecológicos**. 1992. 395pp. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

SOUZA, F., B., et. al. Does the influence of anthropic impacts reflect on the predator-prey relationship?. **Revista Brasileira De Ciência, Tecnologia E Inovação**, 7(1), 69–80, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.18554/rbcti.v7i1.6489>

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117–1142, 1952. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2).

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macrobentos da Represa do Monjolinho (São Carlos-SP). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 42, n. 1, p. 165-170, 1982.

TERÁN, G. E.; BENITEZ, M. F.; MIRANDE, J. M.. Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 190, n. 4, p. 1217–1234, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1093/zoolinnea/zlaa019>

UFSCar. 1996. Balanço do Planejamento Estratégico 1993-1993. Secretaria Geral de Planejamento. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 131p.

VÁRI, Á. et al. Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. **Ambio**, [S. l.], v. 51, p. 135-151, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01556-4>.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. **The Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems**. In: FONTAINE, T. D.; BARTELL, S. M. (Eds.). Dynamics of Lotic Ecosystems. Ann Arbor: Ann Arbor Science, p. 29–42, 1983.

Capítulo 1 - Impacto do descomissionamento da barragem Monjolinho sobre a ictiofauna

Resumo

O córrego Monjolinho é curso d'água utilizado no abastecimento da cidade de São Carlos-SP. Apresenta um represamento no campus São Carlos da Universidade Federal de São Carlos, que ao longo dos anos, tem sofrido intervenções de manutenção, mas foi esvaziado em 2019, devido aos comprometimentos na estrutura da barragem. O curso do córrego restabelecido como ambiente lótico impõe a reestruturação da comunidade biótica a estas novas condições. E, desta forma, este trabalho tem como objetivo avaliar a composição da ictiofauna sob a ótica da sua distribuição espacial e temporal no córrego do Monjolinho. Foram consideradas três coletas de peixes no trecho a montante e a jusante do reservatório no período de seca feitas em 2019 (antes do descomissionamento) e duas coletas em cada trecho em 2023 e 2024 (após o descomissionamento), acompanhadas de coletas de amostras de água para análise de variáveis limnológicas. Foram delimitadas coletas no trecho localizado à montante e a jusante numa extensão de 50 metros cada. As coletas padronizadas foram realizadas com equipamento de pesca elétrica com passada única no sentido jusante-montante. Logo após a barragem, no trecho semi-lótico, as coletas foram realizadas com tarrafa de malha de 1,0 cm entre nós adjacentes e 1,70 por 2,40 m de diâmetro de comprimento, com esforço amostral de 10 lances. Foram calculados os Índices de Diversidade de Simpson e de Dissimilaridade de Bray-Curtis visando verificar alterações ocorridas na ictiocenose entre os períodos de amostragens. A Análise de Ordenação não Métrica por Escalonamento Multidimensional (NMDS), foi aplicada à estrutura da comunidade de espécies considerando duas regiões distintas do córrego Monjolinho, Montante e Jusante, com três períodos amostrais (2019, 2023 e 2024). Foi realizada uma análise de ajuste de variáveis ambientais (envfit) que revelou a turbidez como a variável abiótica mais fortemente associada à ordenação obtida pelo NMDS. Essa variável apresentou um coeficiente de determinação (r^2) de 0,9541, com valor de $p < 0,05$. Nossos resultados mostraram que após três anos do descomissionamento, a ictiofauna esteve caracterizada majoritariamente por peixes de ambiente lótico ou lótico e lêntico, poucos indivíduos de espécies, que nidificam e predam com maior eficiência em habitat lótico, foram encontrados.

Palavras-chave: barragens, lêntico, lótico, ictiofauna, bacia do alto Paraná.

1. Introdução

O córrego Monjolinho, pertencente à bacia do rio Jacaré-Guaçu, tem em seu trecho, localizado no perímetro da Universidade Federal de São Carlos, um barramento construído antes da desapropriação da fazenda Tranchan em 1969 para instalação do *campus* (Rantin, 1978).

Ao longo de 40 anos, a represa foi esvaziada diversas vezes devido ao risco de queda da barragem e para o seu desassoreamento. Assim, em 2019, houve – até então – o último esvaziamento devido ao risco de rompimento da estrutura, com retirada prévia da ictiofauna local. Como consequência, o que se constituía um sistema aquático lântico, retorna a um sistema lótico, com curso acelerado, ou seja, com dinâmica da comunidade aquática e características físicas e químicas diferenciadas.

A construção de barragens para diversas finalidades causa uma modificação no fluxo de água de um rio e instala um sistema lântico no sistema lótico original, alterando o fluxo de água, transporte de sedimentos, padrões de estratificação, concentração de oxigênio dissolvido, entre outras várias características (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2024).

As funções fisiológicas dos peixes são dependentes do ambiente em que se encontram, sendo assim, alterações no hábitat refletem na alteração de riqueza, diversidade e composição da ictiocenose (Lowe-McConnell, 1999). Ao longo dos anos, espécies que possuem adaptações morfológicas e fisiológicas que se adequem ao ambiente lântico, irão se estabelecer e estará formado um novo ecossistema. Entretanto, surge a questão de como este sistema se reorganiza quando ocorre a remoção da represa e o sistema lântico retorna à condição de sistema lótico. Uma das formas de responder a essa questão é estudar a comunidade biótica do ambiente, pois assim é possível compreender como os processos ecológicos estão envolvidos na reorganização do sistema e como estará estruturada a comunidade, em termos de riqueza, diversidade e composição, após um impacto antrópico de descomissionamento.

Devido ao tempo de vida útil de barragens, tem sido comum realizar a remoção das mesmas (Bednarek, 2001; O'Connor, Duda e Grant, 2015), uma prática ainda recente no Brasil. Por isso a importância de existirem estudos ecológicos que forneçam informações sobre a ictiofauna alocada numa bacia e como ela se restabelece após o impacto.

Estudos apontam vantagens e desvantagens para a biota, após a remoção de pequenas barragens. O'Hanley et. al. (2020) propuseram um modelo que combina instalação de

barragens e a remoção de outras de forma estratégica no rio São Francisco e assim verificaram que é possível obter um aumento de 25% da riqueza na ictiofauna em relação à média encontrada anteriormente.

Essas observações proporcionaram estabelecer como objetivo para este trabalho, entender se o descomissionamento da barragem Monjolinho, ocorrido em 2019, modificou a composição e riqueza de peixes de corpos d'água adjacentes tanto à jusante quanto à montante em sistemas lóticos e semi-lóticos.

A hipótese a ser testada neste estudo é sobre o efeito da remoção do represamento de pequeno porte no córrego Monjolinho, localizado no município de São Carlos, São Paulo, sobre a ictiofauna e sobre as características físico-químicas os trechos adjacentes à montante e à jusante. Especificamente iremos testar: *i*) Se a remoção do represamento do córrego Monjolinho exerce algum efeito sobre a diversidade e similaridade de espécies de peixes residentes à sistemas lóticos e semilóticos à montante e à jusante do represamento? *ii*) Se a remoção do represamento do córrego Monjolinho exerce algum efeito sobre as características físicas e químicas dos sistemas lóticos e semi-lóticos à montante e à jusante do represamento? *iii*) Havendo alteração na ictiofauna e nas características físicas e químicas dos sistemas aquáticos adjacentes ao represamento removido, existe alguma relação entre a mudança da comunidade de peixes e as alterações físico-químicas dos sistemas lóticos e semilóticos à montante e à jusante do represamento?

2. Material e Métodos

2.1 Locais de Amostragens e Coleta dos dados

Foram estudados dois trechos lóticos, identificados como montante e jusante localizados no interior da Universidade Federal de São Carlos, *campus* São Carlos, pertencente à sub-bacia do rio Monjolinho que compreende um total de 275 Km² aproximadamente (Espíndola, 2000).

Foram delimitadas coletas no trecho localizado à montante (21°59'09.6" S 47°52'36.3" W) (Figura 1) numa extensão de 50 metros. Este trecho possui entre 10 e 40 cm de profundidade e está localizado na porção superior da represa do Monjolinho. O trecho à jusante (21°59'09.5" S 47°52'56.0" W) (Fig. 2) é caracterizado por um trecho semi-lótico (Fig. 3), cuja correnteza é parcialmente controlada pela barragem e por comportas presentes nela, seguido por água corrente, com cerca de 30 cm de profundidade. A coleta neste ponto

também ocorreu numa extensão de 50 metros. Ambos os trechos foram determinados em relação a represa (Figs. 4 e 5).



Figuras 1–2. Trechos lóticos, montante (1) e jusante (2) localizados no interior da Universidade Federal de São Carlos, registrados no momento da coleta. Ambos são caracterizados por pouca profundidade (40 cm), presença de mata ripária e leito arenoso, sendo a jusante também possui leito pedregoso. Fonte: Evelise Nunes Fragoso de Moura.



Figura 3. Trecho semi-lótico localizado logo após a barragem na Universidade Federal de São Carlos. Fonte: Evelise Nunes Fragoso de Moura.



Figuras 4–5. Imagem aérea da represa Monjolinho antes do descomissionamento (4) e imagem da represa após o descomissionamento (5) em que se forma um ambiente lótico raso e estreito. Fontes: Alberto Carvalho Peret e Evelise Nunes Fragoso de Moura.

As coletas foram padronizadas e realizadas nos anos de 2019, 2023 e 2024, em período de seca, sob a licença do IBAMA/ SISBIO de n° 57178-1 e projeto de pesquisa aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais da UFSCar (CEUA n° 6408271117). A montante do reservatório, o trecho é cercado por mata ripária de Cerrado em seu torno, leito

do córrego arenoso, lixo doméstico e entulho de construções. Enquanto a jusante também é cercada por mata ripária e floresta de *Pinus* spp. e mata secundária, sendo o trecho semi-lótico composto de leito arenoso e o trecho lótico composto de seixos ao fundo do córrego.

Em 2019 foram realizadas três coletas em cada trecho (montante e jusante), em 2023 e 2024 foram realizadas duas coletas por trecho em cada ano. Sendo que em 2019 ocorreram nos meses de abril e agosto, em 2023 nos meses de agosto e setembro e em 2024, nos meses de agosto, setembro e outubro.

A captura dos peixes foi realizada com auxílio de um equipamento de pesca elétrica através de única passada no sentido jusante-montante. No trecho semi-lótico a jusante, também foi utilizada uma tarrafa de malha de 1,0 cm entrenós adjacentes e 1,70 por 2,40 m de diâmetro de comprimento, com esforço amostral de 10 lances no trecho semi-lótico (jusante).

Os exemplares foram transportados para o Laboratório de Dinâmica de Populações de Peixes do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar, anestesiados em solução de benzocaína 0,1 % e submetidos ao método “iki jime” de insensibilização cerebral com auxílio de uma agulha. Posteriormente, os indivíduos foram identificados até o nível de espécie com o auxílio de especialista e bibliografia específica (California Academy of Sciences, 2024; Dagosta, 2024)

Durante as coletas de 2019, foram tomadas as variáveis da água com sonda YSI, com a qual foi possível obter os valores de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez. A profundidade e transparência da água dos trechos foi medida com disco de Secchi, quando necessário. No ambiente terrestre a temperatura foi medida com termômetro comum com bulbo de mercúrio. Nas coletas de 2023 e 2024, foram tomadas as mesmas medidas com sonda Horiba em todos os locais de coleta.

2.2 Análise de dados

O índice de Simpson foi calculado a fim de determinar a dominância entre as espécies de peixes. O índice de dissimilaridade (de Bray-Curtis) com o objetivo de verificar as similaridades e/ou dissimilaridades entre a ictiofauna no período anterior ao descomissionamento (ano 2019) e posterior ao mesmo, em cada trecho de estudo (montante e jusante ao reservatório) foi determinado.

A NMDS, isto é, Análise de Ordenação não Métrica por Escalonamento Multidimensional, foi aplicada à estrutura da comunidade de espécies considerando duas regiões distintas do Córrego Monjolinho, Montante e Jusante, com três períodos amostrais em cada ponto amostral (2019, 2023 e 2024). Foi realizada uma análise de ajuste de variáveis ambientais (envfit) com o intuito de verificar qual foi a variável ambiental mais fortemente associada à ordenação obtida pelo NMDS.

As análises estatísticas foram realizadas em R, no pacote Vegan (Oksanen et al., 2022).

3. Resultados

Foram coletados 656 exemplares de peixes no ano de 2019, distribuídos em 14 espécies, sendo que 12 foram encontradas a montante e 12 a jusante. Em 2023 um total de 250 espécimens foram capturados, deste total cinco espécies foram coletadas a montante e sete a jusante. No ano de 2024, foram coletados 599 exemplares, sendo oito espécies encontradas no trecho montante e oito no trecho jusante. Os táxons e suas frequências absolutas, nos anos de 2019, 2023 e 2024, estão discriminadas na Tabela 1.

Dentre os exemplares coletados, algumas espécies possuem maior adaptação a ambientes lênticos, outras a ambientes lóticos ou aos dois (Tab. 2).

O índice de Simpson varia de 0 a 1, sendo que um valor próximo a 0, indica que há menor dominância de espécies (i.é., maior diversidade) no ambiente e valor próximo a 1, indica menor diversidade e maior dominância de uma ou poucas espécies (Tabela 3).

Tabela 1. Grupos taxonômicos e frequência absoluta das espécies de peixe coletadas nos trechos a montante e a jusante do reservatório no rio Monjolinho dentro do *campus* da UFSCar - São Carlos em 2019, 2023 e 2024.

Espécie	Montante			Jusante		
	2019	2023	2024	2019	2023	2024
Characiformes						
Acestrorhamphidae						
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	2	31	58	7	140	129
<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	2	0	1	40	4	60
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	0	0	0	25	0	0
Erythrinidae						
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	0	1	1	10	0	3
Gymnotiformes						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	14	2	2	15	3	2
Siluriformes						
Callichthyidae						

Heptapteridae	<i>Osteogaster aenea</i> (Gill, 1858)	5	0	1	0	0	0
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	0	0	1	0	0
Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	7	5	2	19	2	0
Cichliformes							
Cichlidae	<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911	33	0	10	182	20	16
	<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	7	0	0	0	0	2
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1858)	0	0	0	13	0	3
Synbranchiformes							
Synbranchidae	<i>Synbranchus aff. marmoratus</i> Bloch, 1795	1	0	0	1	1	0
Cyprinodontiformes							
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	1	0	0	2	0	0
	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	259	40	90	10	1	219

Em 2019, à montante ocorreu maior riqueza de espécies (n=10) e diversidade do que o mesmo ambiente nos anos de 2023 (n=5) e 2024 (n=8). A jusante verificou-se a maior riqueza de espécies em 2019 (n=12), e a menor em 2023 (n=7) e em 2024 (n=8).

Tabela 2. Táxons que possuem maior adaptação a ambientes lênticos, lóticos ou ambos.

Espécie	Lêntico	Lótico
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	x	x
<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	x	x
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911		x
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	x	
<i>Gymnotus aff. carapo</i> Linnaeus, 1758		x
<i>Osteogaster aenea</i> (Gill, 1858)	x	x
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		x
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)		x
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911	x	
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	x	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1858)	x	
<i>Synbranchus aff. marmoratus</i> Bloch, 1795		x
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	x	
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	x	

De acordo com a análise de dissimilaridade (Figura 6), utilizando o índice de Bray-Curtis (Fig. 6) há diferença temporal na composição, riqueza e abundância da ictiofauna entre os anos 2019, 2023 e 2024. Há maior similaridade entre os trechos montante e jusante em 2019, jusante em 2023 e 2024, montante em 2023 e 2024. Deve-se levar em conta que este índice trabalha principalmente a abundância de cada espécie, sobretudo aquelas em que ocorrem menos indivíduos.

A jusante, espécies como *Hoplias malabaricus*, *Oreochromis niloticus* e *Hypostomus ancistroides*, que foram capturados em maior número de indivíduos em 2019, tiveram suas abundâncias reduzidas nos anos seguintes de estudo.

Tabela 3. Valores do Índice de Simpson nos trechos a montante e a jusante do reservatório no rio Monjolinho no do *campus* da UFSCar - São Carlos em 2019, 2023 e 2024.

	2019	2023	2024
Montante	0,375	0,585	0,575
Jusante	0,656	0,315	0,636

Ainda a jusante em 2023 ocorreu uma diminuição drástica de 89% de indivíduos capturados de *Geophagus iporangensis*. *Astyanax lacustris* que havia sido muito pouco representado em 2019. Esta espécie passou a ser a espécie dominante em 2023 (aumento de 95%) e juntamente com *Poecilia reticulata* mantiveram alto número de indivíduos em 2024.

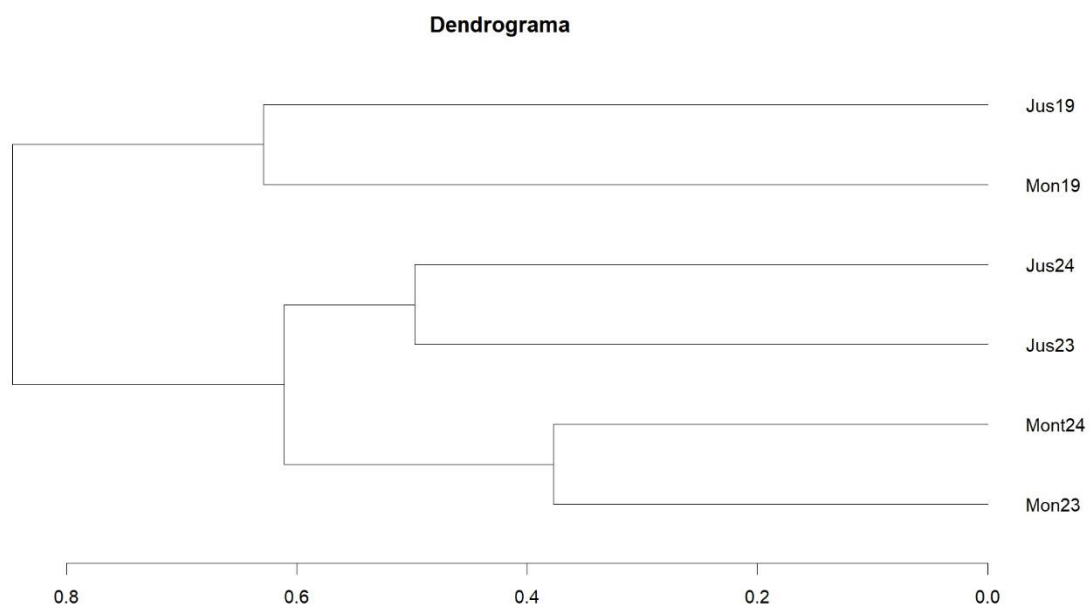


Figura 6. Dendrograma da dissimilaridade de *Bray-Curtis* da ictiofauna, entre os trechos a montante e a jusante do reservatório no rio Monjolinho no *campus* da UFSCar - São Carlos para os anos de 2019, 2023 e 2024.

O índice de Simpson obtido foi maior em 2019 na jusante, comparado ao mesmo trecho no ano de 2023, fato esse que está relacionado com a abundância da espécie *Geophagus iporangensis*, ter sido de 182 indivíduos em 2019 e de apenas 20 indivíduos em 2023, indicando uma menor dominância neste ano.

Em 2023 a espécie com maior número de indivíduos capturados a jusante foi *Astyanax lacustris* (n = 140), enquanto a abundância das outras espécies foi bem menos significativa, com distribuição mais uniforme. Por essa razão o índice de Simpson foi menor neste trecho em 2023. Nota-se um aumento expressivo no índice de Simpson em 2024, devido à maior abundância de *Poecilia reticulata* (n = 219).

Essas variações influenciaram os resultados do Índice de Simpson, *Bray-Curtis* e Análise de Ordenação não Métrica por Escalonamento Multidimensional (NMDS), e que indicaram alterações na comunidade, antes e após o descomissionamento.

Na NMDS (Figura 7) a distribuição dos pontos evidência padrões de similaridade composicional entre as amostras. As espécies oriundas da região da Montante (Montante/2019, Montante/2023, Montante/2024) demonstraram um agrupamento mais coeso, indicando uma estrutura de comunidade relativamente homogênea. Tal padrão pode refletir condições ambientais mais estáveis ou ausência de fatores limitantes (disponibilidade de recurso e variação ambiental) que restrinjam a diversidade local. Em contraste, as amostras provenientes da Jusante (Jusante/19, Jusante/23, Jusante/24) apresentam maior dispersão no espaço NMDS, sugerindo uma composição de espécies mais heterogênea. Essa heterogeneidade pode estar associada às influências de processos ecológicos, como variações nas condições hidrológicas, na carga de nutrientes ou ações antrópicas impostas sobre esse trecho.

A análise do NMDS, ainda nos permite inferir sobre a associação entre determinadas espécies e os pontos amostrais estudados, por exemplo, *A. lacustris* e *P. reticulata* estiveram posicionadas mais à Montante do lago, possivelmente indicando adaptação as condições ambientais mais apropriadas dessa localidade, como *p.ex.*, baixa turbidez. Por outro lado, o siluriforme *R. quelen* e o caracídeo *H. bifasciatus* estiveram associados à jusante, o que pode refletir preferência por condições ambientais, como maior disponibilidade de recursos

dissolvidos na água, indicado pela elevada turbidez, com presença de substratos diferenciados.

Como alternativa aos resultados apresentados pela PERMANOVA, que indicou um modelo saturado, foi realizada uma análise de ajuste de variáveis ambientais (envfit), que revelou a variável abiótica turbidez (Tb) como a mais fortemente associada à ordenação obtida pelo NMDS. Essa variável apresentou um coeficiente de determinação (r^2) de 0,9541, com valor de $p = 0,004167$, indicando diferença estatisticamente significativa mesmo após correções por permutação. As demais variáveis (temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido) não apresentaram significância estatística e por isso não foram interpretadas. Tal achado destaca a turbidez como principal fator ambiental estruturador da comunidade de peixes no estudo do córrego Monjolinho, potencialmente refletindo sua relação com fatores como disponibilidade de luz, material particulado em suspensão, gradientes de produtividade e possibilidade de impactos ambientais antrópicos, como pode ser verificado *in loco*.

riqueza, variação na diversidade e composição entre os trechos e períodos de estudo, devido ao descomissionamento.

Há literatura que registra que restaurar a conectividade de rios represados, pode resultar em maior similaridade entre a montante e jusante da antiga represa, aumentando riqueza e diversidade (Fencl et. al., 2015; Ding, et. al., 2018; Li et. al., 2025). No entanto, no caso da represa Monjolinho, ao ser esvaziada formou-se um riacho raso e estreito, que não serve como conexão entre a montante e jusante, ou seja, formou-se uma barreira física ainda maior do que a própria barragem.

As espécies *Coptodon rendalli*, *Oreochromis niloticus* e *Geophagus iporangensis* são ciclídeos que constroem ninhos em ambiente lântico, devido à baixa correnteza (Barbieri, 2000). As espécies de tilápias, que já haviam sido pouco amostradas nos trechos lóticos em 2019, não foram encontradas em 2023 e apenas cinco indivíduos foram capturados em 2024. Não só a existência de local adequado para construção de ninhos é favorável para o desenvolvimento da prole, mas também importante fator para a seleção sexual e reprodução (Mendonça e Gonçalves-de-Freitas, 2008). Os machos de *Oreochromis niloticus* constroem os ninhos e são selecionados pela fêmea para o acasalamento, quando ocorre a postura dos ovos, a fêmea os incuba na boca (Mendonça e Gonçalves-de-Freitas, 2008).

Representantes de *Geophagus iporangensis* foram encontrados em grande abundância em 2019, principalmente a jusante, no entanto, a falta de local adequado para construção de ninhos resultou numa menor abundância desses ciclídeos, nos outros dois anos de coletas. Dada sua natureza de desovar no substrato do rio ou lago (Marcon, et. al. (2025), a composição do leito da jusante do Monjolinho não favorece a reprodução da espécie, pois é composto de pedras. Mesmo sendo uma espécie que se reproduz bem em ambiente lótico (Mazzoni, Iglesias-Rios (2005), a estrutura física deste ponto do Monjolinho torna-se um obstáculo. O trecho semi-lântico possui leito arenoso, porém é um trecho mais estreito que a antiga represa, assim não há espaço para que os peixes possam reproduzir.

Ressalta-se que antes do evento de descomissionamento do lago, os peixes que ali estavam foram retirados. Devido à falta de local apropriado para nidificação, a população não pode voltar ao seu estado original.

Comparado ao ano 2019, a abundância de *Hoplias aff. malabaricus* também foi reduzida. Essa espécie é bem adaptada a ambientes lânticos, pois há maior benefício para sua estratégia de forrageio, a emboscada (Piana, Gomes e Agostinho, 2006). A eliminação de habitat mais adequado a sua alimentação pode ter sido a causa da diminuição na abundância da espécie. Destaca-se que tanto esta espécie, quanto os ciclídeos foram capturados em área

de remanso a montante e no trecho semi-lótico a jusante, reforçando sua preferência por águas calmas.

Resultado semelhante ocorreu nos Estados Unidos, em que uma represa de pequena escala, localizada no rio Twelve Mile Creek na Carolina do Sul foi removida e devido a mudança no hábitat, no período de um ano, peixes de ambiente lótico colonizaram a região, que antes continha muitas espécies de hábitat lêntico (Bower, et. al., 2024).

Em relação a turbidez, Tundisi e Matsumura-Tundisi (2024), os reservatórios funcionam como coletores de todos os processos que ocorrem na bacia hidrográfica em que estão localizados, ou seja, nutrientes, matéria orgânica, defensivos agrícolas e outras substâncias que seriam transportadas ao longo do rio, se acumulam no sedimento da represa ao longo de anos, durante os quais sua concentração aumenta.

Seria esperado um aumento da turbidez a jusante, após a remoção da represa (Cui, et. al., 2014). No entanto, nossos resultados mostram maior valor de turbidez em 2019. Isto ocorre, pois durante as coletas neste ano, a água da represa vertia pelas comportas superiores, permanentemente abertas. Considerando que a jusante é um trecho de rio raso, a força da água fazia com que o sedimento de fundo fosse revolvido e as partículas em suspensão aumentassem a turbidez naquele momento. Curran, Magirl e Duda (2014), observaram que com o passar do tempo a carga sedimentar a jusante da barragem Elwha diminuía. No entanto, com a chegada das chuvas, os valores de concentração de partículas suspensas voltaram a subir.

Além disso, as coletas após a remoção da represa ocorreram três anos mais tarde, tempo suficiente para que o sedimento carregado do lago fosse levado mais abaixo do rio e se depositasse no leito (Curran, Magirl e Duda, 2014). Também há o fato de que parte do leito do trecho jusante é composto por pedras, e de acordo com Bisson, Buffington e Montgomery (2006) a maior transporte de sedimentos compostos de partículas grandes como areia em leitos de rio pedregoso e maior depósito de partículas finas.

Estudos indicam que os maiores impactos nos fatores abióticos, ocorrem logo após a abertura das comportas, e que as variáveis da água tendem a estabilizar no decorrer do tempo (Abbott et al., 2022; Itsukushima et. al., 2019). Esta pode ser a razão de nenhuma das variáveis limnológicas estar relacionada com a estrutura da comunidade, além da turbidez.

6. Conclusões

A remoção da barragem do córrego Monjolinho modificou a ictiofauna, levando a diminuição da frequência de espécies, principalmente as que são características de ambiente

lêntico, assim como a riqueza e a diversidade da comunidade. Essas alterações são resultado da falta de locais para nidificação e redução da turbidez da água após o descomissionamento. Os resultados suportam a ideia de que é necessário um estudo prévio, para melhor planejamento de descomissionamentos, visando menor impacto a ictiofauna.

7. Referências Bibliográficas

- BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da Represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, n. 2, p. 225–233, 1989.
- BARBIERI, G. et al. Biologia populacional da tilápia, *Oreochromis niloticus*, da represa de Guarapiranga, São Paulo í II. Dinâmica da reprodução. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 26, n. 1, p. 9–13, 2000.
- BEDNAREK, A. T. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. **Environmental Management**, v. 27, n. 6, p. 803-814, 2001. DOI: 10.1007/s002670010189.
- BENNEMANN, S. T. et al. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de Astyanax (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 95, n. 3, p. 247–254, set. 2005.
- BERNHARDT, E. S. et al. The metabolic regimes of flowing waters. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. S1, p. S99–S118, 12 out. 2017.
- BISSON, P. A.; BUFFINGTON, J. M.; MONTGOMERY, D. R. et al. Valley segments, stream reaches, and channel units. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 1, p. 1–16, 2006. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2006.tb03875.x.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.
- BOWER, L. M. et al. Fish assemblage and functional trait responses to small-dam removal. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 69, n. 8, p. 1043-1056, 2024. DOI: 10.1111/fwb.14288.
- CALIFORNIA ACADEMY OF SCIENCES**. *Catalog of Fishes*. São Francisco: California Academy of Sciences, [20--]. Disponível em: <https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- CLAESON, S.; COFFIN, B. Physical and biological responses to an alternative removal strategy of a moderate-sized dam in Washington, USA. **River Research and Applications**. 32, 1143–1152, 2015.
- CUI, Y. et. al. Lessons learned from sediment transport model predictions and long-term postremoval monitoring: Marmot Dam removal project on the Sandy River in Oregon.

Journal of Hydraulic Engineering, [S. l.], v. 140, n. 11, p. 04014044, 2014.
DOI: [10.1061/\(ASCE\)HY.19437900.0000894](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.19437900.0000894).

CURRAN, C. A. et al. Suspended-sediment concentrations during dam decommissioning in the Elwha River, Washington. **U.S. Geological Survey Open-File Report 2014-1066**, 2014.
DOI: <https://doi.org/10.3133/ofr20141066>

DAGOSTA, F. C. P. et al. Fishes of the upper rio Paraná basin: a diversity, biogeography and conservation. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 22, n. 1, p. e230066, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1550/1988-0224-2023-0066>.

DING, C. et. al. Fish assemblage responses to a low-head dam removal in the Lancang River. **Chinese Geographical Science**, v. 29, p. 26, 2019. DOI: 10.1007/s11769-018-0995-x

ESPÍNDOLA, E. L.G. O rio Monjolinho: Um estudo de caso. In: A bacia hidrográfica do Rio Monjolinho. **A bacia hidrográfica do rio Monjolinho**. São Carlos. Editora: RiMA, 2000, p. 36-40.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2° ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP, 1998.

FENCL, J. S. et. al. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. **PLoS ONE**, v. 10, n. 11, e0141210, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0141210

FERREIRA, C. dos S.; CUNHA-SANTINO, M. B.. Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: A limnologia como ferramenta para a gestão ambiental. **Revista de Estudos Ambientais**, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 27–37, 2015. Disponível em: 10.7867/1983-1501.2014v16n1p27-37.

GOIS, K. S. et al. Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 401–413, 7 out. 2014.

GOMES-SILVA, G. et al. Water pollution affects fish community structure and alters evolutionary trajectories of invasive guppies (*Poecilia reticulata*). **Science of the Total Environment**, v. 730, p. 138912, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138912>

HAHN, N. S.; CRIPPA, V. E. L.; FUGI, R. Food resource used by small-sized fish in macrophyte patches in ponds of the upper Paraná river floodplain. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 2, 2009.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, [S. l.], v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HYNES, H. B. N. **The Ecology of Running Waters**. Liverpool: Liverpool University Press, 1970. 555 p.

LI, X.; et.al.. Impacts of Low-Order Stream Connectivity Restoration Projects on Aquatic Habitat and Fish Diversity. **Fishes**, Basel, v. 10, n. 7, p. 321, 2025. DOI: 10.3390/fishes10070321.

LOURENÇO, L. S. et al. Persistence and stability of cichlid assemblages in neotropical floodplain lagoons. **Environmental Biology of Fishes**, v. 93, n. 3, p. 427–437, 5 out. 2011.

MARCON, L. et. al. Reproductive Activity of the Neotropical *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae), Native Species in the Lower Doce River Basin, Southeastern Brazil. **Journal of Ichthyology**, v. 65, p. 80–87, 2025. DOI: 10.1134/S0032945224700796.

MARDINI, C.V. Desova em confinamento do cará manteiga, *Geophagus brasiliensis* e comentários sobre a espécie. Porto Alegre, Departamento de Pesca, Secretaria da Agricultura do RS, 8 p., 1983.

MARTINS, G. L. A. et. al. Qualidade da água do rio Setúbal em Jenipapo de Minas – MG após construção de barragem. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 12, n. 6, p. 1028-1037, nov./dez. 2017. Disponível em: <https://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/1981>.

MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R.. Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*, v. 61, n. 6, p. 1606-1618, dez. 2002. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb02501.x.

MENDONÇA, F. Z.; GONÇALVES-DE-FREITAS, Eliane. Nest deprivation and mating success in Nile tilapia (Teleostei: Cichlidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 25, n. 3, p. 413-418, set. 2008.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (Brasil). Agência Nacional de Mineração. RESOLUÇÃO Nº 95, DE 7 DE FEVEREIRO DE 2022. Brasil, 24 mar. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/assuntos/barragens/legislacao/resolucao-no-95-2022.pdf>.

O’CONNOR, J. E.; DUDA, J. J.; GRANT, G. E. 1000 Dams Down and Counting. **Science** 348: 496– 467, 2015.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia – Tradução da 5ª edição norte-americana – Estudos de casos nacionais na internet**. Cengage Learning Brasil, 2019. *E-book*. ISBN 9788522126125. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788522126125/>.

OKSANEN, J. et al. *vegan: Community Ecology Package*. Versão 2.6-4. [S.l.]: R Project, 2022.

O'HANLEY, J. R. et al. Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco river basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 195, art. 103725, mar. 2020. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2019.103725.

OTA, R. R. et al.. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, 2018.

PASSOS, L. S. et al. Is the Doce River elutriate or its water toxic to *Astyanax lacustris* (Teleostei: Characidae) three years after the Samarco mining dam collapse? **Science of the Total Environment**, v. 736, p. 139644, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139644>.

PIANA, P. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Comparison of predator-prey interaction models for fish assemblages from the neotropical region. **Ecological Modelling**, [S. l.], v. 192, n. 1-2, p. 259-270, 2006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380005003352>.

R STUDIO TEAM. RStudio: Integrated Development Environment for R. Boston: RStudio, Inc., 2016.

RANTIN, F. T. **Temperaturas letais, aclimação e tolerância térmica do Acará, *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) – Represa do Broa, Represa da UFSCar** – Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado) São Carlos-SP, USP, 181, 1978.

RENÖFÄLT, B. et al. Long-term taxon-specific responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid-sized swedish stream. **River Research and Applications**. 29, 1082–1089, 2013.

REZENDE, G. R. de. Estudo da sub-bacia hidrográfica do rio Monjolinho, São Carlos - SP, utilizando o modelo matemático de qualidade da água QUAL-2E. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 7, n. 2, p. 166-180, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.17271/19800827722011111>

SÉ, J.A.S. 1992. **O Rio Monjolinho e sua Bacia Hidrográfica como Integradores de Sistemas Ecológicos**. 381 p. **Dissertação** (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

Segurança de barragens: O caso da barragem do Monjolinho (UFSCar). [s.l; s.n.]. Disponível em: <https://www.soc.ufscar.br/consuni/2022/arquivos/consuni-259/anexo-ii-legislacao-e-seguranca-de-barragens.pdf>.

STATZNER, B. Characteristics of Lotic Ecosystems and Consequences for Future Research Directions. In: SCHULZE, E. D.; ZWÖLFER, H. (eds.). **Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis**. Berlin: Springer-Verlag, p. 365-390, 1987.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Represas Artificiais: Ecologia, Limnologia, Usos Múltiplos, Gerenciamento**. São Carlos: Editora Scienza, 424 p, 2024.

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.

VIDOTTO-MAGNONI, A. P. et al. Population biology of *Astyanax lacustris* (Pisces, Characiformes) in a Neotropical reservoir and its tributaries. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 2, p. e20190565, 2021.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. **The Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems**. In: FONTAINE, T. D.; BARTELL, S. M. (Eds.). *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1983. p. 29–42.

8. ANEXOS

Anexo 1: Média de valores de dados abióticos obtidos durante as coletas nos trechos montante e jusante em 2019, 2023 e 2024. Legenda: OD: oxigênio dissolvido, CE: condutividade elétrica, T: temperatura da água

	OD (mg/L)	CE (milisiemens)	Turbidez	T (°C)	pH
Montante 2019	4,2	51	28	17,71	5,66
Jusante 2019	4,4	52	64	22,2	5,76
Montante 2023	6,5	532	10,62	19	6,88
Jusante 2023	4,44	569	24,1	23	7,6
Montante 2024	7,07	584	10,2	19,9	6,05
Jusante 2024	4,03	189	26,45	20,47	5,36