

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA
SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL

DISSERTAÇÃO

**Beta-diversidade taxonômica e funcional como
ferramentas para avaliação dos efeitos das Pequenas
Centrais Hidrelétricas na ictiofauna de um rio
tropical**

Dandhara Rossi Carvalho

2022



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

Beta-diversidade taxonômica e funcional como ferramentas para avaliação dos efeitos das Pequenas Centrais Hidrelétricas na ictiofauna de um rio tropical

Dandhara Rossi Carvalho

Sob a Orientação do Professor

Francisco Gerson Araújo

Dissertação submetida como
Requisito parcial para obtenção do
Grau de **Mestre em Biologia Animal**, no
Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal, Área de Concentração:
Biodiversidade Animal

Seropédica, RJ
Novembro de 2022

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R831b Rossi Carvalho, Dandhara, 1995-
Beta diversidade taxonômica e funcional como
ferramentas para avaliação dos efeitos das Pequenas
Centrais Hidrelétricas na ictiofauna de um rio
tropical / Dandhara Rossi Carvalho. - Seropédica ,
2022.
53 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em
Biologia Animal, 2022.

1. Impactos antropogênicos. 2. Ecossistemas
aquáticos. 3. Barragens. 4. Espécies não-nativas. 5.
Peixes de águas doce. I. Gerson Araújo, Francisco ,
1954-, orient. II Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Biologia
Animal III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO Nº 1240 / 2022 - PPGBA (12.28.01.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.074434/2022-92

Seropédica-RJ, 06 de dezembro de 2022.

Seropédica, 25 de novembro de 2022

DANDHARA ROSSI CARVALHO

Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestref(a)** no Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração em Biodiversidade Animal

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 25/11/2022

Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação.

FRANCISCO GERSON ARAUJO (orientador)

BIANCA DE FREITAS TERRA (Universidade Estadual Vale do Acaraú)

JAYME MAGALHÃES SANTANGELO

(Assinado digitalmente em 12/12/2022 08:17)
FRANCISCO GERSON ARAUJO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
PPGBA (12.28.01.00.00.42)
Matricula: 387200

(Assinado digitalmente em 12/12/2022 13:39)
JAYME MAGALHÃES SANTANGELO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)
Matricula: 1728466

(Assinado digitalmente em 12/12/2022 16:04)
BIANCA DE FREITAS TERRA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 096.343.177-31

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **1240**, ano: **2022**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **06/12/2022** e o código de verificação: **f2318f737a**

Sou eternamente grata a todos, carnisais e não carnisais, que me deram suporte, afeto e força para finalmente encerrar mais uma etapa. Sustentar esses quase três anos, não foi e não é fácil, foram muitos pensamentos para além de conhecimento, estar no mestrado enfrentando uma pandemia... Mas graças aos meus Guias, toda minha rede de amparo (obrigada mãe, te amo neném) e tratamento psicológico (risos), estou aqui, escrevendo, agradecendo e dizendo que ainda há muito a fazer e isso é o começo de uma bela e por muitas vezes dolorosa caminhada que é a vida. Sem delongas, obrigada e axé para todos.

Dedico em especial, a minha véia, Dona Hebe, vó maravilhosa que me criou e que todos os dias me dá muito amor!

ReMar

Viver é como remar num grande rio

Água é fluida e mesmo que em alguns momentos se sinta 'parada' ela continua a te levar até a plenitude que te espera

Nesse grande rio você vê de tudo passar

Há trechos de remanso que você até se permite mergulhar, águas calmas, boas para nadar, mas é preciso voltar a remar

Em outros trechos de águas turbulentas, grandes correntezas, onde o principal é não se desesperar e continuar a remar

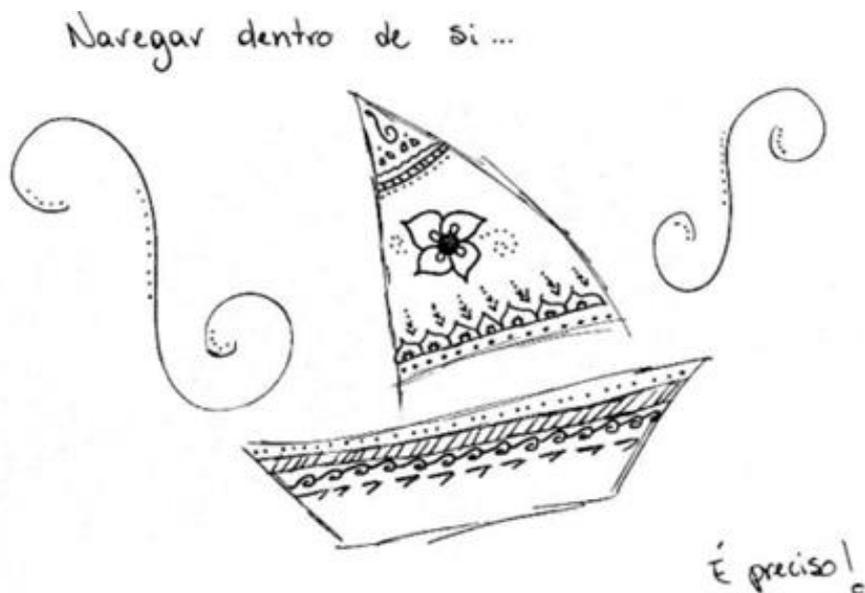
Há também grandes pedras em meio a esse rio que você precisa desviar para não afundar

Normalmente em águas rasas, há pedregulhos difíceis de contornar

E tem os dias de tempestades, esses dias, onde tudo fica turvo, há ventania e raios e tudo que você deseja e reza, é para que ele não vá ao seu encontro

Mas há também dias de encanto, onde o sol brilha, a água é cristalina e você vê a vida acontecer, vê o entardecer, os peixes pular, pássaros a voar

Nunca disse que era fácil remar, mas depois de todo grande rio, saiba que tem a majestade mar



Dandhara Rossi

RESUMO

Rossi, Dandhara. **Beta-diversidade taxonômica e funcional como ferramentas para avaliação dos efeitos das Pequenas Centrais Hidrelétricas na ictiofauna de um rio tropical.** 2022. 53p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

A construção de barramentos bloqueia os sistemas lóticos, criando barreiras físicas que modificam as condições físico-químicas e alteram o regime de vazões. O novo ambiente formado impede a livre migração da ictiofauna e de outros organismos aquáticos que se encontravam estabelecidas no ambiente lótico e passam pelos filtros do ambiente lêntico. Este ambiente, com características lênticas, facilita a entrada de espécies não-nativas, podendo levar à extinção de espécies nativas, principalmente aquelas mais especializadas e mais sensíveis às novas condições ambientais. O barramento nos rios tropicais tem sido uma das principais ameaças a biodiversidade aquática, e tem ocorrido em uma escala sem precedentes. Uma saída para rios médios e de pequeno porte é a construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas a fio d'água (PCHs), por apresentarem reduzidas áreas de alagamento não formando grandes reservatórios. No entanto, a real influência das PCHs tem sido questionada quanto a seus efeitos na ictiofauna em comparação com os grandes barramentos. Nesse âmbito, o presente estudo teve como objetivo avaliar as influências na ictiofauna de duas PCHs construídas no trecho médio do Rio Paraíba do Sul, um rio de grande importância para o abastecimento hídrico do estado do Rio de Janeiro. Três períodos foram selecionados: 1) um período com cenário totalmente lótico, anterior a construção das PCHs (Pré - 2008); 2) um período imediatamente após a construção (Pós - 2012); e 3) um período após uma década da construção das PCHs (Atual - 2021). Comparações sazonais também foram feitas entre três condições hidroambientais: 1) cheias, entre janeiro e março; 2) secas, entre Julho e Agosto; e 3) transição, entre Setembro e Outubro. Para entender estas mudanças na ictiofauna, a beta-diversidade taxonômica e funcional foram utilizadas, uma vez que avaliam as mudanças na ictiofauna e servem para avaliar tanto a substituição de espécies/funções (*turnover*) como a perda de espécies/funções (*nestedness*) em relação ao pool disponível regionalmente. Para a determinação de 10 atributos funcionais de peixes, foram tomadas 12 medidas morfométricas quantitativas relacionadas ao uso do habitat, alimentação e locomoção. A composição da ictiofauna variou entre os períodos, embora variações sazonais tenham sido menos conspícuas. A maior riqueza foi observada no período Pós, e a menor riqueza no período Atual. A abundância diminuiu consideravelmente no período Atual. A beta-diversidade taxonômica e

funcional aumentaram ao longo dos três períodos, com a taxonômica aumentando significativamente no período Pós e permanecendo sem diferenças significativas do período Atual. Por outro lado, a beta-diversidade funcional foi similar entre os períodos Pré e Pós, com significativo aumento no período Atual. O componente de substituição (*turnover*) foi o que mais influenciou nos resultados das mudanças nas B-diversidade taxonômica e funcional, enquanto nenhuma mudança temporal foi observada no componente de perda de espécies (*nestedness*). Ocorreu um processo de heterogeneização da ictiofauna ao longo dos períodos, com aumento na beta-diversidade taxonômica e funcional, associados a uma diminuição na riqueza e abundância. Nosso estudo indica que a ictiofauna está sofrendo um processo de reestruturação, devido ao aparecimento de espécies mais tolerantes e a substituição de espécies nativas e sensíveis, o que resultou em uma substituição de funções após uma década de funcionamento das PCHs. Isto sugere que empreendimentos de pequeno porte como as PCHs são prejudiciais para a ictiofauna, devido as mudanças no habitat, ou ainda pelo aparecimento de espécies não nativas e generalistas. Pouco se sabe sobre os reais efeitos de PCHs na ictiofauna e nossos resultados sugerem que é importante entender essas alterações, e como elas podem ser prejudiciais para a ictiofauna. Sugere-se a ampliação destes estudos no sentido de fornecer base para medidas de conservação da biodiversidade em ambientes afetados por esses empreendimentos.

Palavras-Chave: Impactos antropogênicos, ecossistemas aquáticos, barragens, espécies não-nativas, peixes de águas doce.

ABSTRACT

Rossi, Dandhara. **Taxonomic and functional beta-diversity as tools for evaluating the effects of Small Hydroelectric Power Plants on the ichthyofauna of a tropical river.** 2022. 53p Dissertation (Master in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022

Dams construction blocks lotic systems, creating physical barriers that modify the physical-chemical local conditions and alter the flow regime. The new formed environment prevents the free migration of the ichthyofauna and other aquatic organisms that inhabits the lotic environment to pass through the filters of the lentic environment. This environment, with lentic characteristics facilitates the entry of non-native species, which may lead to the extinction of native species, especially those that are more specialized and more sensitive to new environmental conditions. Damming of tropical rivers has been one of the main threats to aquatic biodiversity, and it has occurred on an unprecedented scale. One way out for medium and small rivers is the construction of Small Run-of-Run Hydroelectric Power Plants (SPPs), as they present reduced flooding areas and do not form large reservoirs. However, the real influence of SHPs has been questioned as to their effects in ichthyofauna compared to large dams. In this context, the present study aimed to evaluate the influences on the ichthyofauna of two PCHs built in the middle section of the Paraíba do Sul River, a lotic system of great importance for the water supply of the state of Rio de Janeiro. Three periods were selected: 1) a period with a totally lotic scenario, before the construction of the two SPPs (2008 - Pre); 2) a period immediately after the construction of the SPPs (2012 - Post); and 3) a period of a decade after the construction of these dams (2021 - Current). Seasonal comparisons were also made among three hydro-environmental conditions: 1) wet, between January and March; 2) dry, between July and August; and 3) transition, between September and October. To understand these changes in ichthyofauna, taxonomic and functional beta-diversity were used, since they assess changes in ichthyofauna and serve to assess both species/function replacement (turnover) and species/function loss (nestedness) in relation to the pool available regionally. For the determination of 10 functional tracts, 12 quantitative morphometrical measures related to habitat use, feeding and locomotion of the species were taken. The ichthyofauna composition varied between periods, although seasonal variations were less conspicuous. Higher richness was recorded in the Post and lower in the Current period. Abundances decrease considerably in the Current period. The taxonomic and functional beta-diversity increased over the three periods, with the taxonomic having increased significantly in the Post period and remained

without significant differences in the Current period. On the other hand, the functional beta-diversity was similar between the pre and post period, with a significant increase in the current period. The replacement component (turnover) was the one that most influenced the results of taxonomic and functional beta-diversity, whereas no significant temporal differences were observed in the loss of species component (nestedness). There was a process of the ichthyofauna heterogenization over the periods, with an increase in taxonomic and functional B-diversity associated with a decrease in richness and abundance. Our study indicates that the ichthyofauna is undergoing a re-structuration process, due to the appearance of tolerant species and the replacement of native and sensible species, which results in function replacement after one decade of operation of the SPPs. This suggests that small-scale enterprises such as SPPs are harmful to the ichthyofauna, due to the changes in habitat, or the appearance of non-native and generalist species. Little is known about the real effects of SPPs on ichthyofauna and our results suggest that it is important to understand these changes, as they can be harmful to the ichthyofauna. It is suggested to expand these studies in order to provide a basis for biodiversity conservation measures in environments affected by these projects.

Keywords: Anthropogenic impacts, aquatic ecosystems, dams, non-native species, freshwater fish.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	METODOLOGIA.....	6
2.1.	Área de estudo e programa amostral.....	6
2.2.	Análises estatísticas	13
2.2.1.	Variáveis ambientais.....	13
2.2.2.	Composição de espécies.....	13
2.2.3.	Atributos funcionais.....	13
2.2.4.	Beta-diversidade.....	16
3	RESULTADOS.....	18
3.1.	Variáveis ambientais.....	18
3.2.	Composição de espécies.....	20
3.3.	Beta-diversidade.....	23
4	DISCUSSÃO.....	27
5	CONCLUSÃO.....	31
6	REFERÊNCIAS.....	32
7	ANEXO.....	41
A.	Lista de espécies capturadas em cada período (Pré, Pós e Atual) analisado. São mostrados valores de abundância (N), frequência de ocorrência (%FO) das espécies e a riqueza.....	41

1 INTRODUÇÃO

Os ambientes de água doce são cada vez mais objetos de estudos de conservação e biodiversidade (Reid et al., 2019; Tickner et al., 2020). Somente na Região Neotropical, onde se registra a maior riqueza ictiofaunística mundial, existem cerca de mais de 5000 espécies (Albert & Reis, 2011; Reis, 2013; Reis et al., 2016). Os peixes de água doce são de particular interesse porque representam cerca de um quarto de todas as espécies de vertebrados, fornecendo alimento para milhões de pessoas e contribuindo para a economia mundial (McIntyre et al., 2016) através de bens e serviços ecológicos que são insubstituíveis para a humanidade (Albert et al., 2021).

No entanto, a gravidade das ameaças antropogênicas sofridas pela biodiversidade dos ecossistemas de água doce é muitas vezes maior do que em outros ecossistemas (Spector, 2002), sem mencionar a limitação de recursos financeiros e técnicos disponíveis para conservação destes recursos renováveis. Os rios e outros sistemas lóticos são extremamente explorados, fornecendo uma gama de serviços à população humana, como abastecimento de água, irrigação e geração de energia hidrelétrica (Ellis et al., 2010; Su et al., 2021). Atualmente, mais da metade dos principais sistemas fluviais são fragmentados por barragens (Nilsson et al., 2005; Grill et al., 2019), e cerca de dois terços dos grandes rios do mundo (Nilsson et al., 2005; Fitzgerald et al., 2018) apresentam sérias perdas da ictiofauna com implicações para a diversidade global de peixes (Liermann et al., 2012).

A construção de um reservatório corresponde à criação de um novo ecossistema, altera as características físico-químicas dos ambientes lóticos, e contribuem para a formação do ambiente lênticos com mudanças nas antigas condições físicas, químicas e biológicas, além de atuar como uma barreira impedindo a livre migração de organismos aquáticos (Baxter, 1977; Agostinho et al., 2016). Os procedimentos operacionais nas barragens podem ter um papel importante nessas alterações, podendo levar a introdução de espécies não nativas, mais tolerantes e que podem se estabelecer permanentemente nesses novos ambientes (Agostinho et al., 2007). Portanto, o progressivo número de barramentos/reservatórios em rios tropicais tem colocado a biodiversidade aquática em perigo numa escala sem precedentes, um dos maiores desafios dessa ictiofauna (Winemiller et al., 2016; Fitzgerald et al., 2018).

A fim de mitigar os impactos causados pela construção de barramentos para gerar eletricidade, uma alternativa utilizada em rios menores, é a tecnologia de pequenas barragens a fio d'água (PCHs), que possuem reduzidas áreas de alagamento e não formam grandes reservatórios (Wang et al., 2022). Um estudo global sugeriu a existência de 82.891 pequenas barragens, e isso poderia triplicar se totalmente explorada (Couto e Olden, 2018). O Brasil possui um grande potencial para construção de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) que visam o atendimento de pequenos municípios, indústrias e áreas rurais. Toda usina hidroelétrica de pequeno porte, onde a capacidade de geração de energia seja superior a 5MW e inferior a 30MW de potência instalada e uma área de no máximo 13,0 km quadrados, é considerado uma PCH (Resolução Normativa n° 875, de 10 de março de 2020). Atualmente, existem 535 PCHs em todo o país, 424 estão em operação, 33 em construção e 78 projetos não iniciados, responsáveis por 3,01% da geração nacional de energia (ANEEL, 2022). Contudo, os problemas ecossistêmicos que seriam causados pelas PCHs são tão numerosos quanto os associados às grandes hidrelétricas e não parecem menos graves, por MW gerado, do que os das hidrelétricas centralizadas (Premalatha et al., 2014).

Estudos sobre os efeitos desses empreendimentos são relativamente limitados. Historicamente, os estudos dos impactos ecológicos de pequenas barragens a fio d'água têm se concentrado em várias abordagens, como efeitos na ictiofauna (Gibeau et al., 2017; Cella-Ribeiro et al., 2017; Robson, 2013), fragmentação e degradação do habitat (Nilsson et al., 2005; Santucci et al., 2005), com efeitos negativos na hidrologia e biodiversidade (Carvajal-Quintero et al., 2017; Reidy et al., 2012). Também tem sido citada a fragmentação florestal, aumento da erosão (Simonovi et al., 2021), aumento na distribuição geográfica das doenças de difusão hídrica, problemas de saúde pública, devido à degradação ambiental com perdas de heranças históricas e culturais, além dos efeitos sociais devido a realocação, alterações em atividades econômicas e usos tradicionais da terra. Esses impactos podem resultar de efeitos diretos ou indiretos, podendo ser cumulativos, alterando inteiramente as condições biogeofísicas, econômicas e sociais de toda a área (Nilton, 2009).

O rio Paraíba do Sul (RPS) é um dos sistemas lóticos mais importantes do Brasil, drenando uma das regiões mais desenvolvidas do país. Sua bacia estende-se por parte do Estado de São Paulo (Vale do Paraíba Paulista), parte do Estado de Minas Gerais (Zona da Mata Mineira), e metade do Estado do Rio de Janeiro. Este rio é o recurso hídrico fluminense mais importante (Carvalho & Torres, 2002; Marengo & Lincoln, 2005; Pinto et al., 2009). No entanto, sua área de drenagem é uma das mais impactadas do país, contendo diferentes

atividades como áreas desmatadas destinadas a construções urbanas, grandes empreendimentos industriais, agropecuária e represamento (Pinto & Araújo, 2007; Linde-Arias et al., 2008; Terra & Araújo, 2010).

Entre as décadas de 1930 a 1960 foram construídas suas principais barragens como Paraibuna/Paraitinga e Santa Branca, no estado de São Paulo, e Funil, Santa Cecília e Ilha dos Pombos, no estado do Rio de Janeiro (ANA 2022). Recentemente, em 2011, foram construídas duas PCHs, uma no município de Lavrinhas e outra em Queluz, distanciadas em apenas 8 km de extensão longitudinal do rio, no estado de São Paulo, próxima do limite com o estado do Rio de Janeiro. Estas PCHs, no trecho médio do Rio Paraíba do Sul, têm cada uma capacidade instalada de 30 MW e dispõem de um mecanismo de transposição de peixe (escada de peixes). Contudo, são poucos os estudos sobre o impacto das alterações deste sistema e suas consequências sobre a biota nativa (Pfeiffer et al., 1986; Linde-Arias et al., 2008; Terra et al., 2008; Moretti, 2019).

As perturbações ambientais interferem na estrutura da ictiofauna, modificam as condições locais e afetam a adaptação das espécies ao ambiente (Villéger et al., 2010). A compreensão desses múltiplos efeitos antrópicos e as relações entre a distribuição de espécies e as características dos habitats é frequentemente o primeiro passo para desvendar os mecanismos que controlam a distribuição da biodiversidade nesses novos ecossistemas (Vasconcelos et al., 2015; Azevedo et al., 2017). Nesse contexto, explorar alterações na beta-diversidade da assembleia de peixes, ajuda no entendimento da resposta dos organismos às modificações ambientais causadas pelas construções dos empreendimentos.

O termo "beta-diversidade" é usado no sentido amplo a qualquer medida de variação na composição das espécies (Anderson et al. 2011), visando compreender as diferenças entre habitats ao longo de gradientes ambientais e/ou temporais. Socolar et al. (2016) reconheceram a importância fundamental de considerar a beta-diversidade para a conservação da biodiversidade. Existem diferentes métricas para beta-diversidade, incluindo medidas de diferenciação e diversidade proporcional (Jurasinski, Retzer & Beierkuhnlein, 2009; Jurasinski & Koch 2011), todas com o objetivo de fornecer uma medida da diferença entre as assembleias presentes em cada local, levando em consideração as identidades de todas as espécies, permitindo testar diferentes hipóteses sobre os processos que impulsionam a distribuição de espécies (Baselga & Orme, 2012).

Nesse conceito de variação na composição da espécie, existem duas formas potenciais em que podemos observar essas diferenças. Uma é através do *turnover*, que consiste na substituição de espécies em um local por espécies diferentes em outro local. A segunda forma é *nestedness*, que é a perda (ou ganho) de espécies em apenas um dos locais, e faz com que a assembleia mais pobre seja um subconjunto estrito da mais rica. Sendo assim, é crucial a seleção de uma medida de dissimilaridade para quantificar as diferenças entre as assembleias, pois diferentes componentes da dissimilaridade explicam esses dois casos de maneiras diferentes (Baselga & Orme, 2012). Baselga (2010, 2012) propôs um método para particionar a diferença total (ou seja, índices de Sørensen e/ou Jaccard, ambas transformações monotônicas da beta-diversidade), em dois componentes separados que contabilizam a dissimilaridade derivada unicamente do *turnover* e da dissimilaridade derivada da *nestedness*.

A beta-diversidade tem sido usada para descrever medidas que incorporem informações adicionais, como as abundâncias relativas de espécies (Legendre et al., 2005), ou as relações taxonômicas, filogenéticas ou funcionais entre as espécies (Izsak & Price 2001; Graham & Fine 2008; Swenson et al. 2011). Neste estudo, nós utilizamos a abordagem taxonômica e a funcional. A abordagem taxonômica é a métrica mais utilizada para analisar a biodiversidade em estudos ecológicos, contribuindo para o conhecimento de padrões de distribuição de espécies e estruturas de assembleias (Gaston, 2000; Legendre, Bocard & Peres-Neto, 2005; Pavoine & Bonsall, 2010; Pimm et al., 2014; Toussaint et al., 2016). Porém, alguns estudos comprovam que utilizar apenas esta abordagem taxonômica pode ser um recurso limitado (McGill et al., 2006; Sagouis, Jabot & Argillier, 2016). Uma alternativa consiste na adição de novas métricas, como a abordagem funcional. Adicionando informações apropriadas a função que os organismos desempenham nos ecossistemas e suas relações com as condições ambientais, pode ser útil na compreensão dos padrões de estruturação de espécies funcionais (Devictor et al., 2010; Pavoine & Bonsall, 2010; Petchey & Gaston, 2002; Villéger et al., 2012). Segundo Azevedo et al. (2017), classificar espécies em grupos com base na relação taxonômica e quanto à similaridade funcional, tem se mostrado uma abordagem eficaz para estudar a influência de alterações antrópicas e ambientais em ecossistemas. A beta-diversidade pode alterar de diferentes maneiras em resposta a diferentes graus de impacto antropogênico, podendo levar a um processo homogeneização/heterogeneização, perda ou aumento na dissimilaridade, respectivamente (Socolar et al., 2016).

Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar a estrutura da ictiofauna atual que compõe o trecho do rio Paraíba do Sul onde se encontra as PCHs Lavrinhas e Queluz, após

dez anos da construção das barragens (Atual), comparando com os períodos em que havia apenas trechos lóticos (Pré), e após um ano de construção (Pós), utilizando a beta-diversidade taxonômica e funcional. Para isso postulamos dois objetivos específicos: 1) avaliar eventuais efeitos sobre a ictiofauna, especificamente sobre sua estrutura, abundância e riqueza e 2) Avaliar o grau de homogeneização/heterogeneização (taxonômica e funcional) através da beta-diversidade, comparando com os resultados obtidos em períodos anteriores.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo e programa amostral

A Bacia do Rio Paraíba do Sul drena uma área de aproximadamente 55.500 km² distribuída pelos estados de São Paulo (13.900 km²), Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²) (ANA, 2022). A vazão no trecho estudado varia aproximadamente de 137 a 380 m³/s (ANA, 2022). O clima predominante é tropical quente e úmido, com estação chuvosa (janeiro a abril), estação seca (maio a agosto) e um período de transição (setembro a dezembro). A precipitação média anual é 1360 mm e a temperatura variando de 18° a 24°C (Gomes et al., 2021; Moraes & Nery, 2014). A área de estudo compreende cerca de 25 km e está situada no médio curso do Rio Paraíba do Sul (Figura 1), a uma altitude que varia de 475 a 505 m acima do mar nível (google Earth).

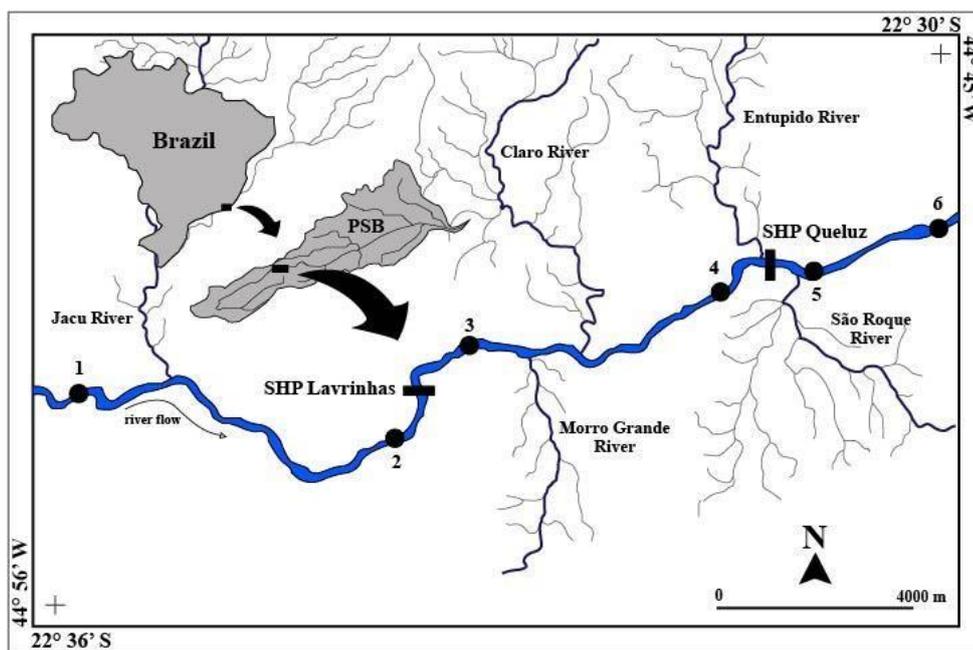


Figura 1. Rio Paraíba do Sul em seu trecho médio, com indicação dos locais amostrados (1, 2...6) e das PCHs de Lavrinhas e Queluz. PSB, Bacia do Rio Paraíba do Sul.

O rio neste trecho se apresenta espreado, com presença de ilhas, áreas de corredeiras e poucos remansos. O leito é formado por rochas submersas em praticamente toda a extensão, formando micro-habitats particulares. A vegetação aquática é abundante em alguns trechos, fornecendo abrigos e diversificando as margens em sua parte inundada. As margens possuem pouca cobertura vegetal, com presença de grandes áreas de pastagem. Atualmente observa-se o

lançamento de esgoto *in natura* em grande parte deste trecho, além da presença de edificações, residências e um variado tipo de construções, indicando consideráveis impactos pela destruição de habitats marginais e poluição orgânica.

A PCH Lavrinhas, pertencente à Usina Paulista Lavrinhas de Energia S/A, têm como coordenadas geográficas (22°34'S 44°52'O). Com o eixo da barragem situado sobre a calha do Rio Paraíba do Sul, seu reservatório é limitado a montante pelo Município de Lavrinhas e a jusante pelo reservatório da PCH Queluz. É uma usina de baixa queda, com um reservatório com uma área total de 76 ha operando a fio d'água (reduzidas áreas de alagamento e não formam grandes reservatórios). A PCH Lavrinhas possui um comprimento total de aproximadamente 337 m e é classificada como um reservatório de “águas rasas” (*shallow water*), devido à baixa profundidade junto do barramento e pequena área inundada por ação da barragem.

A PCH Queluz, pertencente à Usina Paulista Queluz de Energia S/A, têm como coordenadas geográficas 22°33' S e 44°47' O. O eixo da barragem está localizado sobre a calha do Rio Paraíba do Sul, cerca de 3 km a montante da sede do município de Queluz. É uma usina de baixa queda, com espelho d'água de 154 ha, projetada para operar a fio d'água e possui 420 m de extensão.

As PCHs Lavrinhas e Queluz têm uma potência instalada de 30 MW (sendo duas unidades Kaplan de eixo horizontal, tipo poço, de 15 MW cada), queda bruta de 13m e distam 8 km entre si. Juntas, as PCHs se destacam por suprirem as demandas locais e até mesmo regional de energia. Esses empreendimentos possuem escada de peixes com ranhura vertical de jato único (Figura 2), um grande avanço em relação à adoção de medidas mitigatórias, que antes eram totalmente desconsideradas na Bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (Araújo & Nunan, 2005).



Figura 2. Vista parcial da escada de peixes do tipo ranhura vertical de jato único da PCH Queluz no rio Paraíba do Sul.

Três períodos foram amostrados no médio curso do RPS entre os anos de 2008 e 2021. O primeiro período (2008 - Pré), anterior a construção das PCHs, ainda na fase apenas de rio. O segundo período (2012 - Pós), correspondendo ao início das operações das PCHs, cobrindo um ano após o término da construção das mesmas. O terceiro período (2021 - Atual) de amostragem foi realizado imediatamente após uma década de operação das PCHs. As amostragens em cada período visaram cobrir três situações hidroambientais diferenciadas na área: um período de cheia, entre janeiro e março, um período de seca, entre julho e agosto, e um período de transição, entre setembro e outubro. No período Pré, foram realizadas amostragens em fevereiro, agosto e outubro de 2008. No período pós, as amostragens ocorreram em outubro-2012, e julho e janeiro 2013. No período Atual, as amostras ocorreram em março, julho e outubro de 2021. Os dados de 2008 e 2012/2013 foram obtidos através do Programa de Monitoramento da Ictiofauna, realizado pelo Laboratório de Ecologia de Peixes nas PCHs Lavrinhas e Queluz.

Para cada campanha de amostragens, foram definidos previamente seis localidades de no canal principal do Rio Paraíba do Sul (Figura 1, Tabela 1), compreendo desde o trecho à montante das PCHs, até o trecho à jusante das mesmas. As localizações e coordenadas das

localidades foram mantidas nos três períodos estudados. Assim, o desenho amostral compreendeu um total de 54 amostras (seis locais × três sazonalidades × três períodos).

Tabela 1. Localização das seis localidades de amostragens no trecho do Rio Paraíba do Sul.

Ponto	Coordenada	
	Geográfica	Descrição
1	22°34'03"S	Montante da área de influência da PCH de Lavrinhas
	44°55'10"O	
2	22°34'16"S	Montante da PCH de Lavrinhas
	44°51'49"O	
3	22°33'48"S	Jusante da PCH de Lavrinhas
	44°51'38"O	
4	22°32'41"S	Montante da PCH de Queluz
	44°48'02"O	
5	22°32'46"S	Jusante da PCH de Queluz
	44°47'23"O	
6	22°32'17"S	Entre a PCH de Queluz e Usina Hidrelétrica do Funil
	44°55'53"O	

O primeiro local está situado em um trecho lótico do RPS, distando cerca de 6 km à montante da Barragem da PCH de Lavrinhas. Neste trecho o rio se apresenta espraído, com a presença de ilhas, trechos de corredeira e alguns poucos remansos. O leito é formado por rochas submersas em praticamente toda a sua extensão (Figura 3).



Figura 3. Local 1, trecho lótico do RPS localizado à montante da área de remansos formado pela PCH de Lavrinhas.

Já o segundo local é um trecho com características lênticas com baixa velocidade da água devido a influência da Barragem da PCH de Lavrinhas. Águas calmas e presença de grandes bancos de macrófitas flutuantes (Figura 4).



Figura 4. Local 2, imediatamente a montante da barragem da PCH de Lavrinhas.

A terceira localidade está na calha do Rio Paraíba do Sul, cerca de 2 km a jusante da PCH de Lavrinhas. Neste local, o rio possui águas calmas (fluxo diminuído). As margens apresentam pobre cobertura vegetal, com presença de grandes áreas de pastagens no entorno e arbustos nas margens (Figura 5).



Figura 5. Local 3, cerca de 2 km à jusante da PCH de Lavrinhas. Notar as margens com escassa cobertura vegetal.

A quarta localidade está imediatamente à montante da barragem da PCH de Queluz. Neste local, o rio apresenta características lênticas com fluxo reduzido e uma extensa área das

margens alagada. Também observação grande proliferação de macrófitas. As margens apresentam escassa cobertura vegetal, com predomínio de gramíneas (Figura 6).



Figura 6. Local 4, Trecho imediatamente à montante da barragem da PCH de Queluz, onde uma maior área marginal do canal principal é alagada. (Local 4).

A quinta localidade está situado imediatamente a jusante da PCH de Queluz. Neste trecho observa-se muitas ilhas, vegetação abundante e algumas pedras grandes submersas. O substrato é pedregoso com trechos de fluxo rápido e poucos locais de remanso (Figura 7).



Figura 7. Local 5, trecho lótico imediatamente a jusante da barragem da PCH de Queluz.

Por fim, a sexta localidade está situada a cerca de 4 km à jusante da barragem da PCH Queluz, um trecho lótico onde o RPS apresenta características mais “naturais”. Situado à montante da área de influência da UHE do Funil. Neste trecho o rio apresenta segmentos com corredeiras e remansos e presença de macrófitas. Também pode ser observado o lançamento de

esgoto in natura oriundo de vilarejo nas margens do rio. As margens apresentam pouca vegetação ciliar e presença de casas e construções (Figura 8).



Figura 8. Local 6, encontrado a cerca de 4 km à jusante da barragem da PCH de Queluz, onde as características lóticicas são predominantes.

Um esforço amostral padronizado foi aplicado com esforço amostral balanceados entre os três períodos estudados. Um total de 10 redes de emalhar (25×2 m; malhagem de 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0; 5,0; 7,0; 9,0; 10,0 cm entre nós adjacentes) foram distribuídas procurando cobrir diferentes habitats nas imediações de cada local amostrado, com uma área total de aproximadamente 500 m². As redes foram colocadas ao entardecer de um dia e recolhidas ao amanhecer do no dia seguinte, permanecendo em operação por aproximadamente 14h.

Concomitantemente com a amostragem de peixes, medições das seguintes variáveis ambientais foram realizadas em cada local: temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/l) e turbidez (NTU). As medições foram realizadas a aproximadamente 0,5 m de profundidade da lâmina d'água, a uma distância de aproximadamente 3 m da margem do rio, utilizando um Horiba U50 multiprobe (Horiba Trading Co. Ltd., Xangai). Para as variáveis vazão e pluviosidade foram usados os valores referentes aos mesmos períodos e sazonalidades, disponibilizados virtualmente pela Agência Nacional de Águas (ANA) no site da HidroWeb.

2.2 Análises estatísticas

2.2.1 Variáveis ambientais

Comparações do conjunto das variáveis e de cada variável individualmente (temperatura, pH, Turbidez, oxigênio dissolvido e a vazão (fluxo) da água) foram feitas entre os três períodos (2008-Pré PCH, 2012-Pós ou início da operação das PCHs e 2021-período Atual) e três sazonalidades (cheia, transição e seca) como fatores fixos, e as seis localidades como fatores aleatórios aninhados nas sazonalidades. Para tais comparações, foi utilizada a análise PERMANOVA sobre a matriz de distância Euclidiana. A pluviosidade foi comparada entre os períodos e sazonalidades.

Uma análise de componentes principais (PCA) foi aplicada no conjunto de variáveis ambientais para identificar padrões temporais (períodos) e sazonalidades. Como as variáveis ambientais têm diferentes unidades de medida, foi utilizada a transformação/estandarização dos dados brutos para z-scores, ou seja, eles foram centrados pela média e convertidos na unidade de desvio padrão, tornando-se adimensionais visando viabilizar/balancear suas contribuições relativas para a análise multivariada.

2.2.2 Composição de espécies

A comparação da estrutura das assembleias de peixes entre os períodos e sazonalidade (fatores fixos) e pontos (aninhados na sazonalidade) foram realizadas através de PERMANOVA sobre a matriz de distância de Bray-Curtis nos dados de abundância. Os dados de abundância foram transformados pela raiz quadrada visando reduzir o viés de espécies abundantes nas análises.

Os padrões da composição da ictiofauna foram avaliados através da análise não métrica de Escalonamento Multidimensional (nMDS) aplicada a uma matriz de distância de Bray-Curtis. Também foi utilizado o Valor do Indicador (IndVal; Dufrene & Legendre, 1997) para detectar quais espécies indicadoras dos períodos/sazonalidade.

2.2.3 Atributos funcionais:

As medidas morfológicas foram selecionadas com base em uma relação bem documentada para cálculo de atributos funcionais relacionados ao uso do habitat, alimentação e locomoção (Pease et al., 2012; Manna et al., 2013; Winemiller et al., 2015), e são comumente

usadas em avaliações da diversidade funcional para a ictiofauna de água doce (Brosse et al., 2021).

Para as medidas morfológicas das espécies no período Atual, foram selecionadas cinco fotografias de cinco espécimes na fase adulta. No caso de espécies raras (< 5 indivíduos), foram mensurados todos os indivíduos adultos disponíveis. Para as espécies que ocorreram apenas nos períodos Pré e Pós, adotamos os valores fornecidos pela base de dados do FISHMORPH, uma base de dados global de peixes de água doce proposta por Brosse et al. (2021). Os peixes foram medidos (mm), pesados (g), fotografados e devolvidos ao ambiente aquático. Espécies de difícil identificação foram retidas para exame no laboratório.

Um total de 11 medidas morfológicas foram registradas (Tabela 2) usando o software imageJ (Schneider et al., 2012). As imagens foram feitas com escala métrica (mm), e foram expressas como razões biologicamente significativas entre as medidas obtidas da mesma foto, permitindo comparações entre as fotos (Brosse et al., 2021; Toussaint et al., 2016; Villéger et al., 2017). A partir dessas medidas foram determinados 10 atributos funcionais (Tabela 3), sendo nove índices (razões sem unidade) e uma medida de comprimento máximo do corpo (CMC) retirado do FishBase (Froese & Pauly, 2022).

Algumas espécies têm morfologias incomuns (por exemplo, espécies sem nadadeira caudal, peixes com a posição da boca ventral) que impedem que alguns traços morfológicos sejam medidos. Para essas exceções, foram definidas: (1) para espécies sem nadadeira caudal visível (por exemplo *Gymnotus carapo*), o estrangulamento do pedúnculo caudal (EPC) foi definido como zero; (2) para as espécies com a boca posicionada sob o corpo (por exemplo *Hypostomus affinis*) a posição da boca (PB) e o comprimento maxilar relativo (CMR) foram definidos como zero.

Tabela 2. Medidas morfológicas e respectivas descrições em peixes do Rio Paraíba do Sul.

Código	Medida	Descrição
CMC	Comprimento máximo do corpo	Comprimento máximo adulto em centímetros (Fishbase)
CC	Comprimento do corpo	Comprimento padrão do corpo (ponta do focinho até a base da nadadeira caudal)
AC	Altura do corpo	Altura máxima do corpo
Aca	Altura da cabeça	Altura da cabeça ao longo do eixo vertical do olho
APC	Altura do pedúnculo caudal	Altura mínima do pedúnculo caudal
ANC	Altura da nadadeira caudal	Altura máxima da nadadeira caudal
DO	Diâmetro do olho	Diâmetro vertical do olho
PO	Posição do olho	Distância vertical entre o centro do olho e a parte inferior do corpo
AB	Altura da boca	Distância vertical da parte superior da boca até a parte inferior do corpo
CMM	Comprimento da mandíbula maxilar	Comprimento do focinho ao canto da boca
CNP	Comprimento da nadadeira peitoral	Comprimento do raio mais longo da nadadeira peitoral
PNP	Posição da nadadeira peitoral	Distância vertical entre a inserção superior da nadadeira e a parte inferior do corpo

Tabela 3. Atributos funcionais utilizados para a beta-diversidade e suas relações ecológicas.

Código	Trato funcional	Fórmula	Relação ecológica
CMC	Comprimento máximo do corpo	(fishbase)	Metabolismo, impacto trófico, capacidade de locomoção, ciclagem de nutrientes
AC	Alongamento do corpo	$\frac{CC}{AC}$	Hidro dinamismo
PVO	Posição vertical do olho	$\frac{PO}{AC}$	Posição do peixe e/ou das suas presas na coluna de água
TRO	Tamanho relativo do olho	$\frac{DO}{ACa}$	Acuidade visual
PB	Posição da boca	$\frac{AB}{AC}$	Posição de alimentação na coluna de água
CMR	Comprimento maxilar relativo	$\frac{CMM}{ACa}$	Tamanho da boca e força da mandíbula
FLC	Forma lateral do corpo	$\frac{ACa}{AC}$	Hidro dinamismo e tamanho da cabeça
PVNP	Posição vertical da nadadeira peitoral	$\frac{ANP}{AC}$	Uso da nadadeira peitoral para natação
TNP	Tamanho da nadadeira peitoral	$\frac{CNP}{CC}$	Uso da nadadeira peitoral para natação
EPC	Estrangulamento do pedúnculo caudal	$\frac{ANC}{APC}$	Eficiência de propulsão caudal através da redução do arrasto

2.2.4 Beta-Diversidade

Para calcular a diversidade beta-taxonômica e funcional e suas decomposições entre *turnover* (substituição de espécies) e *nestedness* (extinção de espécies), foram utilizados dados de presença/ausência de indivíduos de cada espécie para cada amostra dos períodos Pré, Pós e Atual.

A beta-diversidade taxonômica e sua decomposição foi calculada utilizando a função *beta.pair* (dissimilaridades pareadas baseadas em incidência), que computa três matrizes de distâncias que representam (i) *turnover* (substituição de algumas espécies por outras, devido a classificação ambiental ou limitação espacial e histórica (Baselga et al., 2010)), (ii) *nestedness*, perda de espécies como resultado de qualquer fator que possibilite a desagregação ordenada das

assembleias (Baselga et al., 2010; Gaston & Blackburn, 2000)) e (iii) dissimilaridade total, ou beta-diversidade, i.e., soma dos dois componentes (Baselga, 2010).

Para calcular a beta-diversidade funcional e sua decomposição entre os componentes *turnover* e *nestedness*, a matriz de dados de espécie foi combinada com a matriz de atributos funcional. A planilha de ocorrência das espécies apresentou em cada período, 18 amostras (sites) e 44 espécies no total. Foram utilizados os pacotes FD (funcional diversidade) e betapart (partição da beta-diversidade) instalados no R versão 4.2.1.

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis Ambientais

Foi encontrada uma ampla variação dos dados ambientais na área considerando os três períodos e sazonalidades (Tabela 4), com a média da temperatura da água variando de 19,43 a 25,7°C, oxigênio dissolvido de 5,88 a 10,98 mg/l, pH de 6,07 a 10,14, turbidez de 12,38 a 124,66 NTU, vazão de 142,16 a 379,9 m³/segundo, e a pluviosidade mensal acumulada de 14,4 a 406,1 mm.

Tabela 4. Médias e desvio padrão das variáveis ambientais nos diferentes períodos de operação das PCHs e sazonalidade no trecho médio do rio Paraíba do Sul. Pré, antes das PCHs, Pós, 2008; início de operação das PCHs, 2012; Atual, uma década após o início de operação das PCHs, 2021.

Período	Sazonalidade	Temperatura °C	pH	Turbidez NTU	Oxigênio dissolvido mg/l	Vazão m ³ /seg	Pluviosidade mm
Pré	Cheia	25,49 ± 0,74	6,58 ± 0,27	120,72 ± 72,78	6,71 ± 0,67	301,27	335,1
Pós	Cheia	24,38 ± 0,96	7,36 ± 0,13	124,66 ± 34,81	9,30 ± 0,61	379,9	406,1
Atual	Cheia	25,21 ± 0,33	8,50 ± 0,26	34,64 ± 12,57	5,88 ± 0,58	170,82	137,2
Pré	Seca	21,73 ± 1,13	7,9 ± 0,24	28,19 ± 13,97	7,72 ± 0,56	142,16	87,4
Pós	Seca	20,65 ± 0,57	6,07 ± 0,28	25,50 ± 5,84	11,58 ± 0,53	226,57	43,1
Atual	Seca	19,43 ± 0,14	10,14 ± 0,43	12,38 ± 2,60	7,26 ± 0,37	194,31	14,4
Pré	Transição	25,7 ± 1,31	7,87 ± 0,28	28,39 ± 13,79	7,10 ± 0,79	148,21	131,2
Pós	Transição	24,93 ± 0,59	6,78 ± 0,09	25,99 ± 8,56	8,18 ± 0,34	229,4	104,6
Atual	Transição	23,63 ± 0,10	6,43 ± 0,28	15 ± 6,36	10,98 ± 0,46	178,53	280,5

Os resultados da PERMANOVA para o conjunto de variáveis confirmaram as diferenças altamente significativas entre os períodos (Pseudo-F = 62,268, P=0,001), sazonalidades (Pseudo-F = 155,91, P=0,001) e para a interação período vs. sazonalidades (Pseudo-F = 48,33, P = 0,001). Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos

aninhados nas sazonalidades (Pseudo-F = 0,85581, P = 0,718). Um padrão temporal e sazonal das variáveis ambientais foi encontrado na distribuição das amostras ao longo dos dois primeiros eixos do Análise de Componentes Principais (Figura 9). Os eixos 1 (48,6%) e 2 (25,5%), explicaram 74,1 % da variação dos dados (Figura 9, Tabela 5). A pluviosidade teve a maior associação negativa com o eixo 1 (-0,54), seguido da turbidez (-0,50) e vazão (-0,49), que tiveram os maiores valores associados aos períodos Pré e Pós da estação de cheias. O oxigênio dissolvido foi a variável de maior relação positiva com o eixo 2 (0,77) associado aos períodos Pós e Atual nas estações de seca e transição, respectivamente (Tabela 5). Diferindo dos outros dois períodos, o período atual apresentou as mais baixas vazões, pluviosidade e turbidez no período das cheias (Figura 9).

Tabela 5. Correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros eixos da PCA.

Variáveis	PC1	PC2
Temperatura	-0,32	-0,35
pH	0,33	-0,50
Turbidez	-0,50	-0,18
Oxigênio Dissolvido	-0,09	0,77
Vazão	-0,49	0,03
Pluviosidade	-0,54	-0,08
Autovalores	2,92	1,53
Explicação da variância (%)	48,6%	25,54%

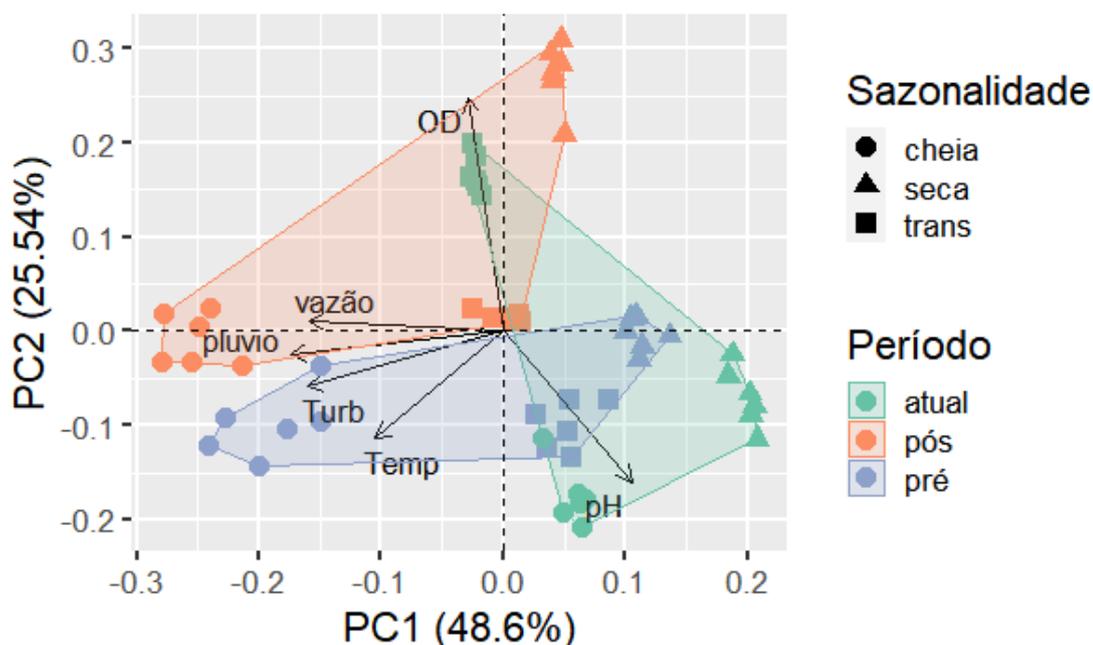


Figura 9. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais sobre os dados ambientais, com as amostras codificadas pelo período e sazonalidade. pluvio, pluviosidade; Temp, temperatura; Turb, turbidez; OD, oxigênio dissolvido.

3.2 Composição de espécies

Durante as três fases (Pré, Pós e Atual), um total de 3908 indivíduos foram capturados, pertencentes a 44 espécies, 17 famílias e cinco ordens (Anexo 1). As ordens com as riquezas de espécies mais elevadas foram os Siluriformes (18 espécies) e Characiformes (16 espécies). Vinte e sete espécies (1744 indivíduos) foram registradas no período Pré barramento, trinta e três espécies (1410 indivíduos) no período Pós barramento e vinte e seis espécies (754 indivíduos) foram encontradas no período Atual.

Um total de dezessete espécies ocorreram nos três períodos simultaneamente. Cinco espécies foram exclusivas do período Pré, sendo quatro Siluriformes, *Corydoras nattereri* Steindachner, 1876, *Pogonopoma parahybae* (Steindachner, 1877), *Steindachneridion parahybae* (Steindachner, 1877) e *Trichomycterus immaculatus* (Eigenmann & Eigenmann, 1889) e um Characiformes, *Characidium alipioi* Travassos, 1955. Destas espécies 2 estão ameaçadas de extinção (*P. parahybae* e *S. parahybae*) Nove espécies foram exclusivas do período Pós barramento, sendo seis Characiformes, *Deuterodon giton* Eigenmann, 1908, *Deuterodon hastatus* Myers, 1928, *Deuterodon intermedius* Eigenmann, 1908, *Deuterodon taeniatus* (Jenyns, 1842), *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) e *Salminus brasiliensis*

(Cuvier, 1816), dois Ciclíformes, *Coptodon rendalli* (Boulenger, 1897) e *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e um Siluriformes, *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824). Cinco espécies foram exclusivas do período Atual, sendo três Siluriformes, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnaud, 1855), *Rhinelepis aspera* Spix & Agassiz, 1829 e *Rineloricaria nigricauda* (Regan, 1904) e dois Cichlíformes, *Cichlassoma paranaense* Kullander, 1983 e *Crenicichla lepidota* Heckel, 1840.

Os resultados da PERMANOVA aplicado às assembleias de peixes, apresentaram diferenças significativas entre os períodos (Pseudo-F= 6,7409, P=0,001) e sazonalidades (Pseudo-F= 2,7014, P=0,002), e foi observada diferenças na interação período vs. sazonalidades, porém com baixos valores de Pseudo-F (Pseudo-F =1,5213, P = 0,031). Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos aninhados nas sazonalidades (Pseudo-F = 1,1476, P = 0,16). Um padrão de separação na estrutura das assembleias de peixes foi encontrado entre os três períodos avaliados, embora com várias amostras apresentando sobreposição. O período Pré apresentou maior diferença do período Atual, com o período Pós sendo posicionado entre o Pré e o Atual (Figura 10). Sazonalmente, este padrão de separação entre as amostras foi menos conspícuo.

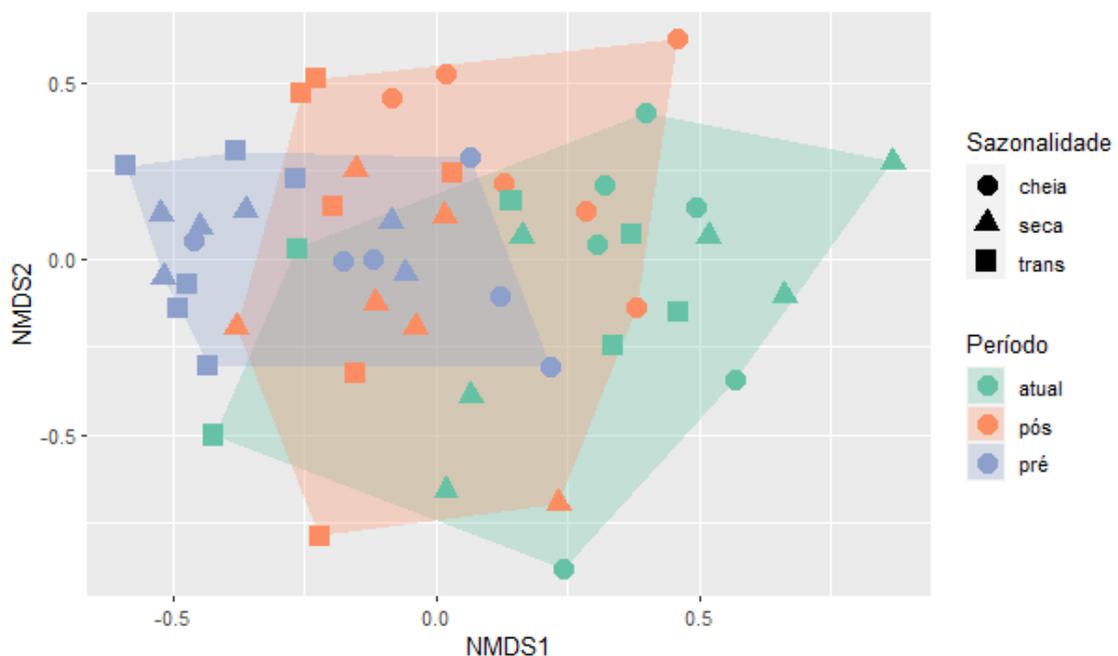


Figura 10. Diagrama de ordenação do nMDS sobre a abundância numérica das espécies de peixes dos três períodos analisados (pré, pós e atual) e da sazonalidade (cheia, seca e transição).

Alguns peixes foram indicadores de determinado período, conforme demonstrado pelo IndVal (Tabela 6). Um total de onze espécies foram selecionadas como indicadoras. As espécies *Harttia loricariformis* (stat = 0,762, p = 0,005) e *Rineloricaria lima* (stat = 0,672, p = 0,005) estão associadas ao período Pré. Cinco espécies foram associadas ao período Pós, sendo elas *Deuterodon intermedius* (stat = 0,624, p = 0,005), *Prochilodus lineatus* (stat = 0,527, p = 0,015), *Australoheros facetus* (stat = 0,497, p = 0,03), *Pimelodella eignemanni* (stat = 0,482, p = 0,02) e *Callichthys callichthys* (stat = 0,441, p = 0,03). As duas primeiras supracitadas são restritas ao período Pós (componente A do IndVal = 1). Não foram encontradas espécies indicadoras associadas unicamente ao período Atual. Três espécies foram associadas aos períodos Pré e Pós, a saber, *Crenicichla lacustres* (stat = 0,84 p = 0,005), *Pimelodus fur* (stat = 0,734, p = 0,025), *Psalidodon parahybae* (stat = 0,713 p = 0,01). A espécie *Plagioscion squamosissimus* (stat = 0,764, p = 0,005) está associada aos períodos Pós e Atual, sendo restrita a esses períodos (componente A do IndVal = 1). Em relação a sazonalidade, as espécies associadas a fase de cheia foram *Metynnis maculatus* (stat = 0,564, p = 0,005) e *Callichthys callichthys* (stat = 0,527, p = 0,015), enquanto as espécies associadas à fase de transição foram *Australoheros facetus* (stat = 0,577, p = 0,015) e *Apareiodon piracicabae* (stat = 0,471, p = 0,025). Não foram observadas espécies indicadoras da fase de seca.

Tabela 6. Espécies indicadoras dos períodos (Pré, Pós e Atual) e sazonalidades (cheia, seca e transição). Os componentes A e B variam de 0 a 1 e indicam, respectivamente, a probabilidade de uma espécie estar restrito a um determinado período/sazonalidade e a probabilidade de todas as amostras de um determinado período/sazonalidade conterem essa espécie.

Pré	A	B	IndVal	p-valores
<i>Harttia loricariformis</i>	0,949	0,6111	0,762	0,005
<i>Rineloricaria lima</i>	0,738	0,6111	0,672	0,005
Pós				
<i>Deuterodon intermedius</i>	1,000	0,3889	0,624	0,005
<i>Prochilodus lineatus</i>	1,000	0,2778	0,527	0,015
<i>Australoheros facetus</i>	0,8876	0,2778	0,497	0,03
<i>Pimelodella eignemanni</i>	0,8376	0,2778	0,482	0,02
<i>Callichthys callichthys</i>	0,8732	0,2222	0,441	0,03

Pré + Pós				
<i>Crenicichla lacustris</i>	0,978	0,7222	0,84	0,005
<i>Pimelodus fur</i>	0,8434	0,6389	0,734	0,025
<i>Psalidodon parahybae</i>	0,9643	0,5278	0,713	0,01
Atual + Pós				
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1,000	0,5833	0,764	0,005
Cheia				
<i>Metynnis maculatus</i>	0,8189	0,3889	0,564	0,005
<i>Callichthys callichthys</i>	1,000	0,2778	0,527	0,015
Transição				
<i>Australoheros facetus</i>	1,000	0,3333	0,577	0,015
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1,000	0,2222	0,471	0,025

3.3 Beta-diversidade

A beta-diversidade taxonômica aumentou ao longo dos períodos, com maior contribuição do *turnover* em comparação com a *nestedness*. Os componentes *turnover* e *nestedness* também aumentaram entre os três períodos. A média de *turnover* no período Pré (0,35) foi superior ao componente resultante de *nestedness* (0,16) e contribuiu 68,63% da beta-diversidade taxonômica, enquanto o componente de *nestedness* contribuiu com 31,37% (Tabela 7). A média do *turnover* no período Pós (0,42), foi superior ao componente resultante de *nestedness* (0,17), contribuindo com 71,19% da beta-diversidade taxonômica, enquanto o componente de *nestedness* contribuiu com 28,81% (Tabela 7). A média de *turnover* no período Atual (0,45), foi superior ao componente resultante de *nestedness* (0,16) e contribuiu 73,77% da beta-diversidade taxonômica, enquanto o componente de *nestedness* contribuiu com 26,23%. Foram observadas diferenças significativas entre a beta-diversidade taxonômica dos períodos Pré vs. Pós e Pré vs. Atual, porém não há diferença significativa entre o período Pós e Atual. O mesmo padrão de diferenças foi observado no componente *turnover*. Já para o componente *nestedness*, não foram observadas diferenças entre os períodos analisados (Tabela 7).

A beta-diversidade funcional aumentou ao longo dos períodos, com maior contribuição da *nestedness* em comparação com *turnover*. Os componentes *turnover* e *nestedness* também aumentaram entre os três períodos. A média de *nestedness* no período Pré (0,37) foi superior

ao componente resultante de *turnover* (0,23) e contribuiu 61,67% da beta-diversidade funcional, enquanto o componente de *turnover* contribuiu com 38,33% (Tabela 7). A média de *nestedness* no período Pós (0,38), foi superior ao componente resultante de *turnover* (0,24), contribuindo com 61,29% da beta-diversidade funcional, enquanto o componente *turnover* contribuiu com 38,71% (Tabela 7). A média de *nestedness* no período Atual (0,39), foi superior ao componente resultante de *turnover* (0,36) e contribuiu 52% da beta-diversidade funcional, enquanto o componente de *turnover* contribuiu com 48% (Tabela 7). Foram observadas diferenças significativas entre a beta-diversidade funcional dos períodos Pré vs. Atual e Pós vs. Atual, porém não se verificou diferença significativa entre o período Pré e Pós. O mesmo padrão de diferenças foi observado no componente *turnover*. Já para o componente *nestedness* apesar de ser o componente de maior contribuição, não foram observadas diferenças entre os períodos analisados (Tabela 7).

Tabela 7. Média e desvio padrão da beta-diversidade taxonômica e funcional para os períodos Pré, Pós e Atual das PCHs; Resultados do teste *t* (valores de P) para comparar a diversidade B entre os três períodos. Valores significativamente diferente em negrito.

Índices	Taxonômico			Funcional		
	Pré	Pós	Atual	Pré	Pós	Atual
<i>Turnover</i>	0,35 ± 0,19	0,42 ± 0,17	0,45 ± 0,21	0,23 ± 0,23	0,24 ± 0,24	0,36 ± 0,31
<i>Nestedness</i>	0,16 ± 0,14	0,17 ± 0,14	0,16 ± 0,16	0,37 ± 0,27	0,38 ± 0,26	0,39 ± 0,33
β-diversidade	0,51 ± 0,12	0,59 ± 0,11	0,61 ± 0,12	0,60 ± 0,28	0,62 ± 0,22	0,75 ± 0,2
test-t	<i>Turnover</i>	<i>Nestedness</i>	β-diversidade	<i>Turnover</i>	<i>Nestedness</i>	β-diversidade
Pré, Pós	0,003	0,2411	0,000	0,7232	0,7697	0,5212
Pré, Atual	0,000	0,9192	0,000	0,000	0,559	0,000
Pós, Atual	0,1462	0,3173	0,2681	0,000	0,74	0,000

A beta-diversidade taxonômica e o componente *turnover* foram menores no período anterior a construção das PCHs (Pré), comparados com os períodos imediatamente após a construção (Pós) e de anos após a construção (atual) (Figura 11; Tabela 7). Já a beta-diversidade funcional e o componente *turnover* foram maiores no período dez anos após a construção das PCHs (Atual) quando comparado com o período anterior (Pré) e o período imediatamente após (Pós) a construção das PCHs (Figura 12; Tabela 7). O componente *nestedness* tanto taxonômico como funcional não apresentou variação entre os três períodos avaliados (Tabela 7).

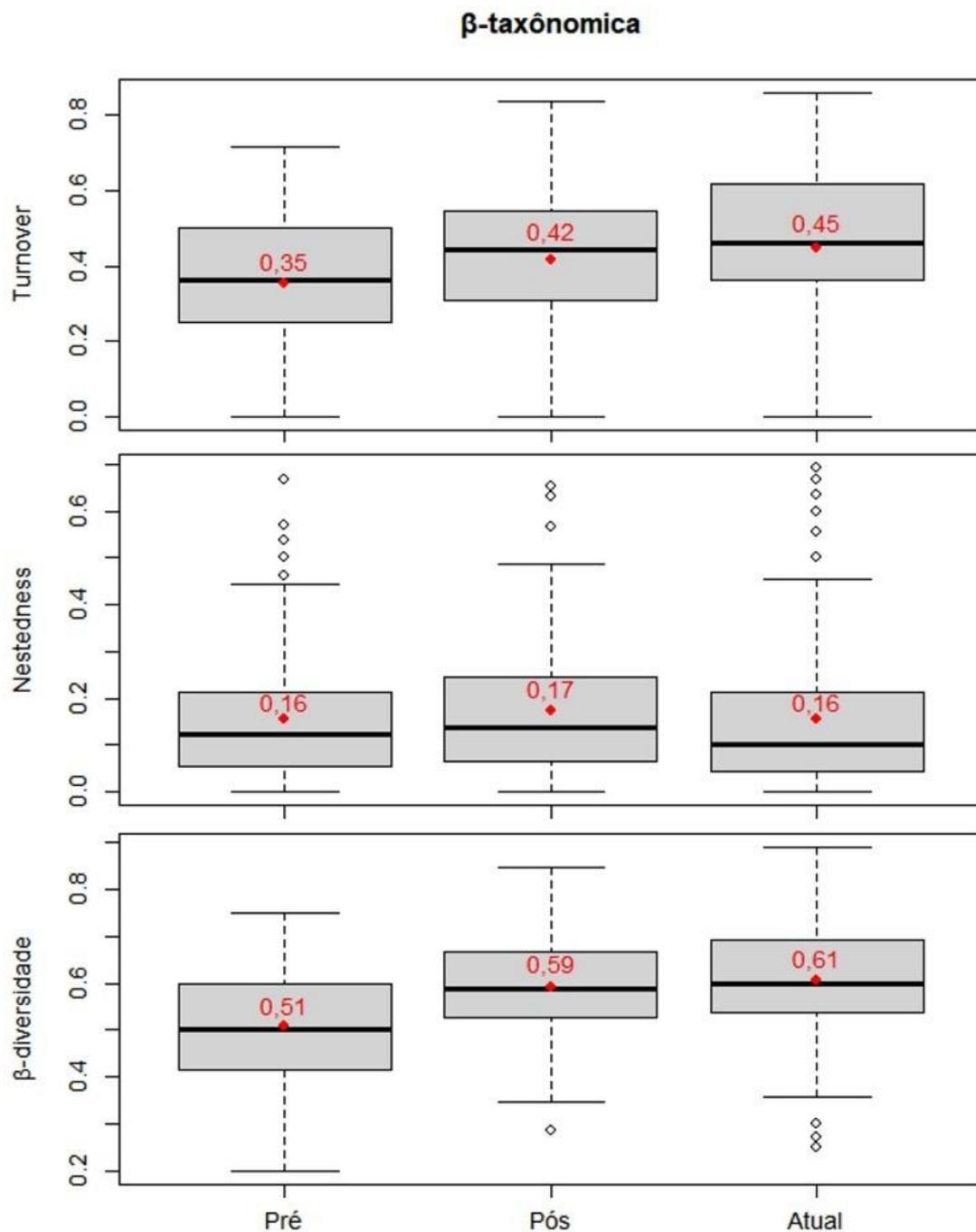


Figura 11. Beta-diversidade taxonômica e seus componentes de *turnover* e *nestedness* por período (Pré, Pós e Atual) da construção das PCHs. O *boxplot* mostra as medianas (linha contínua horizontal), médias (círculos vermelhos) e intervalos interquartis. As linhas verticais tracejadas (*wiskers*) fornecem o intervalo, exceto para os "outliers" (círculos claros).

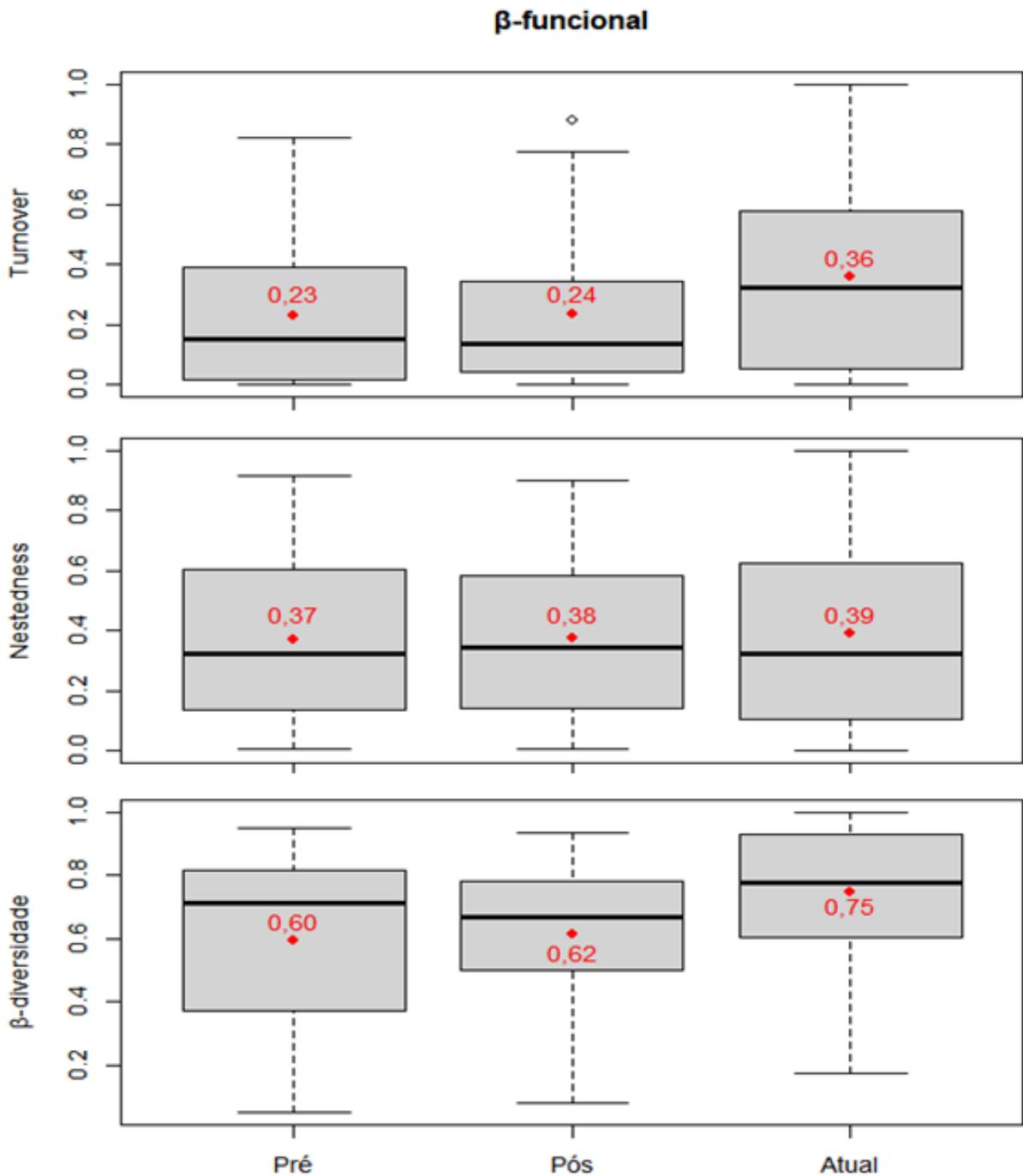


Figura 12. Beta-diversidade funcional e seus componentes de *turnover* e *nestedness* por período (Pré, Pós e Atual) da construção das PCHs. O *boxplot* mostra as medianas (linha contínua horizontal), médias (círculos vermelhos) e intervalos interquartis. As linhas verticais tracejadas (*wiskers*) fornecem o intervalo, exceto para os "outliers" (círculos claros).

4 DISCUSSÃO

Um aumento na beta-diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna ocorreu ao longo dos períodos estudados. No entanto, esse aumento das duas beta-diversidades pode não ser um resultado positivo em relação à ictiofauna, uma vez que o efeito esperado do barramento é associado à homogeneização biótica (Petesse & Petrere, 2012) ou seja uma diminuição da beta-diversidade ao longo do tempo. Alterações antropogênicas, como a fragmentação do habitat devido a construção das PCHs, podem modificar a similaridade da ictiofauna aumentando, diminuindo ou não alterando, dependendo do equilíbrio relativos de processos de heterogeneização e homogeneização no nível do local (Socolar et al., 2016). Nossos resultados mostram que houve um aumento da beta-diversidade ao longo do tempo, portanto houve um processo de heterogeneização (aumento da dissimilaridade) entre os três períodos analisados. Esses processos de heterogeneização na beta-diversidade podem alterar com o ganho local de espécies (processos aditivos) ou perda locais de espécies (processos subtrativos). No presente estudo, o aumento pode ser observado quando espécies compartilhadas entre os locais desaparecem ou passam a não aparecer nas amostras totalmente ou parcialmente. Por exemplo, as espécies *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Callichthys callichtys*, que ocorreram nos períodos Pré e Pós, mas desapareceram das amostragens no período Atual. Além disto, novas espécies aparecem em alguns locais, mas não se tornam ubíquas, como o caso de quatro espécies de lambaris (*Deuterodon giton*, *Deuterodon hastatus*, *Deuterodon intermedius* e *Deuterodon taeniatus*) que só ocorreram logo após o barramento (Pós), período que é esperado o surgimento de espécies sedentárias e mais adaptadas a ambientes lênticos.

De acordo com Socolar et al. (2016), podem ocorrer dois tipos de heterogeneização: uma subtrativa, onde, muitas espécies nativas se tornam mais raras, mas poucas se extinguem, como parecem ser os casos das espécies *Psalidodon parahybae*, *Crenicichla lacustres* e *Geophagus brasiliensis* que tiveram suas abundâncias consideravelmente reduzidas ao longo dos períodos estudados, chegando a uma ocorrência no período Atual, ou uma aditiva, onde espécies não nativas se estabelecem, mas poucas se tornam onipresentes, como o aparecimento do *Apareiodon piracicabae* após a criação das PCHs que teve um pequeno aumento na abundância no período Atual, mas sua frequência de ocorrência não alterou e foi baixa (11,11 %).

Para o tempo examinado de uma década após a construção das PCHs, os dois tipos de beta-diversidade tiveram diferentes comportamentos, em relação aos seus componentes

(*nestedness* e *turnover*) tendendo sempre ao aumento. Entre os componentes da beta-diversidade, houve uma maior influência do *turnover* no resultado, enquanto não foram encontradas diferenças significativas no componente *nestedness* de ambas as beta-diversidades. Na beta-diversidade taxonômica, essa substituição é mais evidenciada no período de construção do empreendimento, devido a chegada de espécies mais adaptadas a ambientes lânticos, e este padrão se manteve no pequeno aumento não significativo no período Atual. Já na beta-diversidade funcional, não foram observadas diferenças entre o períodos Pré e Pós, apesar da tendência de elevação, porém essa diferença só foi evidenciada no período Atual. Num contexto geral quando comparamos os períodos, observamos que houve um primeiro aumento da dissimilaridade taxonômica no período Pós, porém, os resultados funcionais se mantiveram, podendo sugerir que as espécies que apareceram com a construção das PCHs poderiam estar desempenhando funções semelhante, o que poderia levar a uma competição pelos recursos. Comunidades podem tender a ser muito diferentes em termos de composição de espécies, mas semelhantes em termos de composição biológica quanto a níveis tróficos (Villéger et al. 2008) e traços morfológicos (Irz et al. 2007). O aumento da beta-diversidade funcional significante foi observado após dez anos da construção e não foi observado concomitantemente com uma mudança taxonômica. Isto sugere que a ictiofauna no trecho estudado ainda está se reestruturando após a criação das PCHs. Contudo, nossos resultados sugerem que dez anos de reservatório foram suficientes para observarmos fortes padrões de alteração da beta-diversidade taxonômica e funcional após criação das PCHs.

Foram observadas mudanças na composição de espécies entre os períodos estudados, devido ao aparecimento de novas espécies pela criação das PCHs e o desaparecimento de espécies nativas, nos três períodos estudados. Apesar de uma sobreposição nos padrões das amostras indicadas pelo nMDS, conseguimos distinguir três momentos de diferenciação na ictiofauna. Vale ressaltar que a maior diferença ocorreu entre os períodos Pré (onda só havia trechos lânticos) e o período Atual (presença das PCHs operando a 10 anos). A desestabilização da ictiofauna devido a formação do novo ambiente e o procedimento operacional da barragem provocam uma reestruturação na assembleia, criando um ambiente propício para o estabelecimento de novas espécies (Agostinho et al., 2007).

Houve um aumento na riqueza logo após a criação das PCHs, seguido de uma diminuição após dez anos de operação. Em relação a abundância, a construção dos empreendimentos parece ter reduzido mais da metade do número de peixes quando comparada ao período sem barramento. Araújo et al. (2013), registraram variação relevante na abundância

das espécies após o represamento da UHE Lajeado. Ao primeiro momento, no período Pós, onde observamos uma pequena queda da abundância e um aumento na riqueza, podemos sugerir que as novas espécies ajudaram nessa pequena diferença junto as espécies como *Hypomastycus copelandii*, *Oligosarcus hepsetus*, *Metynnus maculatus*, *Hoplosternum littorale*, que tiveram um considerável aumento na abundância e isso pode ter contribuído na diferença de apenas 334 indivíduos. Já no período Atual, houve uma diminuição de sete espécies no geral, dentre elas o desaparecimento das amostragens das espécies *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Callichthys callichthys*, *Pimelodella egenmanni* e *Rineloricaria lima*, registradas nos dois períodos anteriores e uma perda de abundância de 656 indivíduos em comparação ao período Pós barramento. Em relação ao período em que havia apenas trechos lóticos (Pré), a diferença com o período Atual na riqueza foi de uma espécie, porém vale ressaltar que a composição das espécies alterou significativamente apesar dessa pequena diferença, e que em relação à abundância, 990 indivíduos foram perdidos/não registrados. As espécies no geral tiveram redução considerável na abundância no período Atual, exceto *Apareiodon piracicabae* e *Plagioscion squamosissimus*, ambos não nativos. O mesmo padrão foi reportado no estudo de Lima et al. (2015) no primeiro ano após o represamento da UHE Peixe Angical, quando houve aumento na abundância de algumas espécies como *Pimelodus blochii*, *Hemiodus unimaculatus* e *Auchenipterus nuchalis*. No entanto, após cinco anos houve diminuição de abundância para espécies como *Pimelodus blochii* e *Oxydoras niger* (ambas migradoras de longa distância). Lenhardt et al. (2009), utilizando o índice de integridade biótica (IBI), confirmaram que ao longo de 45 anos no reservatório sérvio Medjuvrjsje, houve aumento da abundância relativa de espécies tolerantes, enquanto espécies intolerantes às condições criadas pelo reservatório decresceram consideravelmente em abundância. Essa diminuição na riqueza e na abundância, observada ao longo dos anos, é um resultado do filtro ambiental imposto pelo barramento, através da criação de um ecossistema que difere em diversas características de um sistema fluvial natural.

O aparecimento do *Plagioscion squamosissimus*, uma espécie indicadora dos períodos Pós e Atual, conhecida popularmente como corvina, pode ser um fator que levou a essa diminuição da abundância. A corvina é uma das principais espécies introduzidas e bem-sucedidas em muitos reservatórios brasileiros, sendo um predador excepcionalmente voraz, com grande potencial para afetar a diversidade de peixes nativos (Agostinho et al., 2007). Essa espécie não foi encontrada no trecho estudado no período Pré construção das PCHs. Em contrapartida, ocorreu nos dois períodos analisados após a construção das barragens, com sua

abundância tendo aumentado consideravelmente no período Atual. Essa espécie está associada ao desaparecimento da ictiofauna de pequeno porte em diferentes reservatórios como os da bacia do Rio Grande, Tietê e Paranapanema (Agostinho et al., 2007). No presente estudo, a presença desta espécie pode estar resultando na redução da abundância de algumas espécies nativas do trecho estudado.

Todas as cinco espécies que ocorreram apenas no período Pré construção das PCHs são nativas do Rio Paraíba do Sul, sendo duas delas encontradas no “Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção”, sendo elas *Pogonopoma parahybae* e *Steindachneridion parahybae*, ambas impactadas antropicamente pela construção de barragens e poluição (Honji et al., 2017). *Steindachneridion parahybae*, ou surubim-do-paraíba, como é popularmente conhecido, é um bagre de grande porte, sendo uma das maiores espécies do RPS, endêmico da bacia, reofílico e um carnívoro de hábito noturno. Esta espécie está classificada como em perigo de extinção nesta bacia e é considerada regionalmente extinta no Estado de São Paulo (Garavello, 2005; Honji et al., 2009). *Pogonopoma parahybae*, ou cascudo-leiteiro, como é também conhecido, também é endêmico do da bacia do RPS, porém pouco se sabe sobre sua biologia. Esta espécie também está em perigo de extinção de acordo com a lista de espécies ameaçadas. As barragens são as principais ameaças para as espécies reofílicas, como é o caso do surubim. Já o cascudo leiteiro, tem suas ocorrências observadas apenas em trechos lóticos indicando que a construção de barramentos afeta diretamente a espécie (Honji et al., 2017).

Embora variações ambientais nas sazonalidades tenham sido registradas (hidro-ambientais), com maiores vazões, pluviosidade turbidez e temperatura do período de cheias, comparadas com o período de secas, poucas variações sazonais foram detectadas na ictiofauna. Apenas duas espécies (*Metynnis maculatus* e *Callichthys callichthys*) foram indicadoras do período de cheias e outras duas (*Australoheros facetus* e *Apareiodon piracicabae*) do período de transição. Embora modificações sobre fatores abióticos como qualidade da água e complexidade do hábitat estrutural, e fatores bióticos como sucesso reprodutivo e competição com espécies não-nativas possam ocorrer (Petesse & Petrere, 2012), mudanças sazonais na ictiofauna podem ser “mascaradas” pelo forte gradientes espaciais ou temporais em maior escala, como parece ter ocorrido no presente estudo.

5 CONCLUSÕES

Observamos que houve um processo de heterogeneização ao longo dos períodos, com aumento na dissimilaridade taxonômica e funcional observados, juntos aos resultados de menor riqueza e abundância no período atual. Isto sugere que empreendimentos de pequeno porte como as PCHs são prejudiciais para a ictiofauna, devido as mudanças no habitat, ou ainda pelo aparecimento de espécies não nativas e generalistas, reestruturando a ictiofauna. Atualmente o cenário nos rios brasileiros é marcado pelo crescente número de barragens, sendo que a cascata de represamentos gerada pela instalação de barragens em série ocasiona uma homogeneização biótica em termos taxonômicos (Petesse & Petrere, 2012), que não foi observado no nosso estudo. Contudo, pouco se sabe sobre os reais efeitos de PCHs na ictiofauna e nossos resultados sugerem que é importante entender essas alterações, já que elas podem e são prejudiciais. Este é um primeiro passo no uso da diversidade para entender alterações na ictiofauna em sistema lóticos tropicais alterados do Brasil. Sugere-se a ampliação destes estudos no sentido de obter mais informações para sugerir medidas para a conservação da biodiversidade em ambientes afetado por esses empreendimentos.

6 REFÊRENCIAS

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M. (2007). Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá. Eduem.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G., Pelicice, F.M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fshres.2015.04.006>
- Albert, J.S. & Reis, R.E. (2011). Introduction to the biogeography of Neotropical freshwaters. In *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes* (Albert, J.S. & Reis, R.E. eds), 1– 20. Berkeley, CA: University of California Press.
- Albert, J.S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S.M., Magurran, A.E., Oberdorff, T., Reis, R.E., Winemiller, K.O., & Ripple, W.J. (2021). Scientists’ warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50, 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Agência Nacional de Águas (ANA), HIDROWEB, www.ana.gov.br, acessado em 19 de setembro de 2022.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., ... Swenson, N.G. (2010). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. [doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x)
- ANEEL. 2022. <http://www.aneel.gov.br/>. Acessado em 19 de setembro de 2022.
- Araújo, J.R.S., Nunan, G.W. (2005). Ictiofauna do rio Paraíba do Sul: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense. CPDM-ALERJ
- Araújo, E.S., Marques, E.E., Freitas, I.S., Neuberger, A.L., Fernandes, R., Pelicice, F.M. (2013). Changes in distance decay relationships after regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian River. *Ecology of Freshwater Fish*, 22, 543–552.

- Azevedo, M.C.C., De Sousa Gomes, R., Mattos, T.M., Uehara, W., Guedes, G.H.S. & Araújo, F.G. (2017). Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in Southeastern Brazil. *Marine Environmental Research*, 129, 180–188.
- Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134–143.
- Baselga, A., Orme, D. (2012) Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecology Evolution*, 3, 808–812.
- Baxter, R.M. (1977) Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 8, 255–283.
- Brosse, S., Charpin N., Su G., Toussaint A., Herrera-R G.A., Tedesco P.A. & Villéger S. (2021). FISHMORPH: A global database on morphological traits of freshwater fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 00, 1–7. <https://doi.org/10.1111/geb.13395>
- Carvajal-Quintero, J.D., Januchowski-Hartley, S.R., Maldonado-Ocampo, J.A., Jézéquel, C., Delgado, J. & Tedesco, P.A. (2017). Damming Fragments Species' Ranges and Heightens Extinction Risk. *Conservation Letters*, 10(6), 708–716. doi:10.1111/conl.12336
- Carvalho, C.E.V., Torres, J.P.M. (2002). The ecohydrology of the Paraíba do Sul River, Southeast Brazil. In: McClain ME (ed) *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*. IAHS Special Publication, Miami, 179–19.
- Cella-Ribeiro, A., Doria, C., Dutka-Gianelli, J., Alves, H., Torrente-Vilara, G., (2017). Temporal fish community responses to two cascade run-of-river dams in the Madeira River. *Amazon Basin Ecohydrology*, 10 (8), 1889.
- Deemer, B.R., Harrison, J.A., Li, S., Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J.F., Powers, S.M., Santos, M.A., Vonk, J.A. (2016). Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *Bioscience*, 66, 949–964.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynerd, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic, and functional diversity: the

- need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13, 1030–1040.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366.
- Ellis, E.C., Klein-Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 589–606.
- Fitzgerald, D.B., Perez, M.H.S., Sousa, L.M., Gonçalves, A.P., Py-daniel, L.R., Lujan, N.K., ... Lundberg, J.G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222, 104–112.
- Froese, R. & Pauly, D. (2022). FishBase. <https://www.fishbase.org>
- Garavello, J.C. 2005. Revision of genus *Steindachneridion* (Siluriformes: Pimelodidae). *Neotropical Ichthyology*, 3, 607–623.
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. (Eds.) (2000). *Pattern and Process in Macroecology*. [doi:10.1002/9780470999592](https://doi.org/10.1002/9780470999592)
- Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 220–227.
- Gibeau, P., Connors, B.M., & Palen, W.J. (2017). Run-of-River hydropower and salmonids: potential effects and perspective on future research. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(7), 1135–1149. [doi:10.1139/cjfas-2016-0253](https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0253)
- Gomes, F.B.R., Vargas, I.S., Procópio, A.S., Castro, S.R. & Ribeiro, C.B.M. (2021). Estudo da variabilidade espaço-temporal e tendências de precipitação na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira De Climatologia*, 28, 365–390. <http://dx.doi.org/10.5380/rbclima.v28i0.74380>
- Graham, C.H. & Fine, P.V.A. (2008). Phylogenetic beta diversity: linking ecological and evolutionary processes across space in time. *Ecology Letters*, 11(12), 1265–1277. [doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01256.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01256.x)

- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., ... Zarfl, C. 2019. Mapping the world's free flowing rivers. *Nature*, 569, 215–221.
- Honji, R.M., Caneppele, D., Hilsdorf, A.W.S. & Moreira, R.G. (2009). Threatened fishes of the world: *Steindachneridion parahybae* (Steindachner, 1877) (Siluriformes: Pimelodidae). *Environmental Biology of Fishes*, 85, 207–208.
- Honji, R.M., Tolussi, C.E., Caneppele, D., Polaz, C.N.M., Hilsdorf, A.W.S. & Moreira, R.G. (2017). Biodiversity and conservation of threatened ichthyofauna of the Paraíba do Sul River basin. *Revista da Biologia*, 17(2), 18–30. [doi:10.7594/revbio.17.02.05](https://doi.org/10.7594/revbio.17.02.05)
- Irz, P., Michonneau, F., Oberdorff, T., Whittier, T.R., Lamouroux, N., Mouillot, D. & Argillier, C. (2007). Fish community comparisons along environmental gradients in lakes of France and northeast USA. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 350–36.
- Izsak, C. & Price, R.G. (2001). Measuring β -diversity using a taxonomic similarity index, and its relation to spatial scale. *Marine Ecology Progress Series*, 215, 69–77.
- Jurasinski, G. & Koch, M. (2011). Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? We are on the way. *Oecologia*, 167(4), 893–902. [doi:10.1007/s00442-011-2126-6](https://doi.org/10.1007/s00442-011-2126-6)
- Jurasinski, G., Retzer, V., Beierkuhnlein, C. (2009) Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia*, 159(1), 15–26. [doi: 10.1007/s00442-008-1190-z](https://doi.org/10.1007/s00442-008-1190-z).
- Legendre, P., Bocard, D., Peres-Neto, P.R. (2005). Analyzing Beta Diversity: Partitioning the Spatial Variation of Community Composition Data. *Ecological Monograph*, 75, 435–450. <http://dx.doi.org/10.1890/05-0549>
- Lenhardt, M., Markovic, G. & Gacic, Z. (2009). Decline in the Index of Biotic Integrity of the Fish Assemblage as a Response to Reservoir Aging. *Water Resources Management*, 23(9), 1713–1723. [doi:10.1007/s11269-008-9348-3](https://doi.org/10.1007/s11269-008-9348-3)
- Liermann, C.R., Nilsson, C., Robertson, J., Ng, R.Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience*, 62, 529–548.

- Lima, A.C., Agostinho, C.S., Sayanda, D., Pelicice, F.M., Soares, A.V.M. & Monaghan, K.A. (2015). The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia*, 763, 207–221. [doi:10.1007/s10750-015-2377-z](https://doi.org/10.1007/s10750-015-2377-z).
- Linde-Arias, A.R., Inacio, A.F., Novo, L.A., Albuquerque, C., Moreira, J.C. (2008). Multibiomarker approach in fish to assess the impact of pollution in a large Brazilian river, Paraíba do Sul. *Environmental Pollution*, 156(3), 974–979.
- Manna, L.R., Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2013). Diversidade funcional de peixes de riacho: Como as Assembleias podem estar organizadas? *Oecologia Australis*, 17(3), 402–410.
- Marengo, J. A. & Lincoln, M. A. (2005). Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2), 215–226.
- McGill, B., Enquist, B., Weiher, E. & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 178–185. [doi:10.1016/j.tree.2006.02.002](https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002)
- McIntyre, P.B., Reidy Liermann, C.A., & Revenga, C. (2016). Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(45), 12880–12885. [doi:10.1073/pnas.1521540113](https://doi.org/10.1073/pnas.1521540113)
- Moraes, M.P.C. & Nery, J.T. (2014). Análise da variabilidade pluvial na unidade de gerenciamento de recursos hídricos do Paraíba do Sul (UGHRI-2). *Revista Brasileira de Climatologia*, 14, 264–274.
- Moretti, T.M. (2019). O uso da distinção taxonômica, diversidade funcional e modelagem trófica como ferramentas para avaliar as assembleias de peixes em reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais UFRRJ. 126 pág. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Biologia Animal para obtenção do título de Doutor.
- Nilsson, C., Ready, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405–408.
- Nilton, C.L. (2009). O impacto das Pequenas Centrais Hidrelétricas – PCHS no meio ambiente. 17 pág. UFLA. Trabalho de Conclusão apresentado ao Departamento de Engenharia da

Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Curso de Pós-graduação Latu Sensu para obtenção do Título Especialista em Formas Alternativas de Energia.

- Pavoine, S., & Bonsall, M. B. (2010). Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*, 86(4), 792–812. [doi:10.1111/j.1469-185x.2010.00171.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.2010.00171.x)
- Pease, A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K.O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57(5), 1060–1075. [doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x)
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402–411.
- Pettesse, M.L. & Petreire, J.M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tiete river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48, 109–116.
- Pfeiffer, W.C., Fiszman, M., Malm, O., Azcue, J.M. (1986). Heavy metal pollution in the Paraíba do Sul River, Brasil. *Science of the Total Environment*, 58(1–2), 73–79.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., ... Sexton, J.O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752–1246752. [doi:10.1126/science.1246752](https://doi.org/10.1126/science.1246752)
- Pinto, B.C.T. & Araújo, F.G. (2007). Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50, 489–502.
- Pinto, B.C.T., Araujo, F.G., Rodrigues, V.D. & Hughes, R. M. (2009). Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazil. *Freshwater Biology*, 54, 2600–2615. [doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02269.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02269.x)

- Premalatha, M., Tabassum-Abbasi, Abbasi, T. & Abbasi, S. A. (2014). A critical view on the eco-friendliness of small hydroelectric installations. *Science of The Total Environment*, 481, 638–643. [doi:10.1016/j.scitotenv.2013.11](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11).
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., ... Cooke, S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94, 849–873.
- Reidy, L.C., Christer, N., James, R. & Ng, R.Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience* 62, 539–548.
- Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., & Rocha, L.A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 12–47.
- Reis, R.E. (2013). Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook*, 47, 65–70.
- Resolução Normativa n° 875, de 10 de março de 2020
- Robson, A.L. (2013). Implications of small-scale run-of-river hydropower schemes on fish populations in Scottish streams. *Contemp. Youth Res.* 117, 22428–22437.
- Sagouis, A., Jabot, F. & Argillier, C. (2016). Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecology of Freshwater Fish*, 26(4), 621–635. [doi:10.1111/eff.12306](https://doi.org/10.1111/eff.12306)
- Santucci, V.J., Gephard, S.R. & Pescitelli, S.M. (2005). Effects of Multiple Low-Head Dams on Fish, Macroinvertebrates, Habitat, and Water Quality in the Fox River, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management*, 25(3), 975–992. [doi:10.1577/m03-216.1](https://doi.org/10.1577/m03-216.1)
- Schneider, C.A., Rasband, W.S. & Eliceiri, K.W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature methods*, 9(7), 671–675.

- Simonovi, P., Ristic, R., Milanovi, V., Polovina, S. & Nikoli, V. (2021). Effects of run-of-river hydropower plants on fish communities in montane streams ecosystems in Serbia. *River Research and Applications*, 37, 722–731.
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E. & Edwards, D.P. (2016). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31(1), 67–80. [doi:10.1016/j.tree.2015.11.005](https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005)
- Spector, S. (2002). Biogeographic Crossroads as Priority Areas for Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 16(6), 1480–1487. [doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00573.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00573.x)
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S. & Brosse, S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 273, 835–838. <https://doi.org/10.1126/science.abd3369>
- Swenson, N.G., Anglada-Cordero, P. & Barone, J.A. (2011). Deterministic tropical tree community turnover: evidence from patterns of functional beta diversity along an elevational gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1707), 877–884. [doi:10.1098/rspb.2010.1369](https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1369)
- Terra, B.F., Santos, A.B.I. & Araújo, F.G. (2010). Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 599–606. [doi:10.1590/s1679-62252010000300004](https://doi.org/10.1590/s1679-62252010000300004)
- Terra, B.F., Araújo, F.G., Calza, C.F., Lopes, R.T. & Teixeira, T.P. (2008). Heavy metal in tissues of three fish species from different. *Water Air Soil Pollut*, 185, 275–284.
- Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A.H., Bunn, S.E., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*. [doi:10.1093/biosci/biaa002](https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002)
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S. & Villéger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, 6, 22125. <https://doi.org/10.1038/srep22125>

- Vasconcelos, R.P., Henriques, S., Franca, S., Pasquaud, S., Cardoso, I., Laborde, M. & Cabral, H.N. (2015). Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 84, 1331–1341.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Flores Hernandez, D., Sosa Lopez, A., Mouillot, D. (2008). Stable trophic structure across coastal nekton assemblages despite high species turnover. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 135–146.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernandez, D.F. & Mouillot, D. (2012). Low functional β -diversity despite high taxonomic β -diversity among tropical estuarine fish communities. *PLoS One* 7(7), e40679.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D. & Vanni, M.J. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Science*, 79, 783–801.
- Wang, Y., Wu, N., Tang, T., Wang, Y. & Cai, Q. (2022). Small run-of-river hydropower dams and associated water regulation filter benthic diatom traits and affect functional diversity. *Science of the Total Environment*, 813, 152566.
- Winemiller, K.O., Fitzgerald, D.B., Bower, L.M. & Pianka, E.R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18, 37–751.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarizzo, T., Nam, S. & Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo and Mekong. *Science*, 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>

7 ANEXO

Anexo A - Lista de espécies capturadas em cada período (Pré, Pós e Atual) analisado. São mostrados valores de abundância (N), frequência de ocorrência (%FO) das espécies e a riqueza.

Espécie	Código	Pré		Pós		Atual	
		N	%F.O.	N	%F.O.	N	%F.O.
Characiformes							
Anastomidae							
<i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner, 1875)	hycop	22	50	42	38,88889	14	44,44444
<i>Megaleporinus conirostris</i> (Steindachner, 1875)	megcon	7	27,77778	13	33,33333	4	16,66667
Bryconidae							
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	salbra	-	-	1	5,555556	-	-
Characidae							
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	astbim	364	100	190	94,44444	91	88,88889
<i>Deuterodon giton</i> Eigenmann, 1908	deugit	-	-	1	5,555556	-	-
<i>Deuterodon hastatus</i> Myers, 1928	deuhas	-	-	5	16,66667	-	-
<i>Deuterodon intermedius</i> Eigenmann, 1908	deuint	-	-	20	38,88889	-	-
<i>Deuterodon taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	deutae	-	-	1	5,555556	-	-
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	olihep	53	77,77778	116	94,44444	24	61,11111
<i>Psalidodon parahybae</i> Eigenmann, 1908	psapar	57	66,66667	33	38,88889	2	5,555556
Crenuchidae							
<i>Characidium alipioi</i> Travassos, 1955	chaali	14	16,66667	-	-	-	-
Erythrinidae							
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	hopuni	5	11,11111	1	5,555556	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	hopmal	28	50	37	77,77778	33	55,55556
Parodontidae							
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	apapir	-	-	4	11,11111	22	11,11111
Prochilodontidae							

	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	prolin	-	-	8	27,77778	-	-
	Serrasalminidae							
	<i>Metynnias maculatus</i> (Kner, 1858)	metmac	2	11,11111	36	16,66667	9	27,77778
Cichliformes								
Cichlidae								
	<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	ausfac	-	-	16	27,77778	1	5,555556
	<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	cicpar	-	-	-	-	7	11,11111
	<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	copren	-	-	2	11,11111	-	-
	<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	crelac	23	66,66667	74	77,77778	1	5,555556
	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	crelep	-	-	-	-	3	16,66667
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	geobra	18	11,11111	10	33,33333	1	5,555556
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	orenil	-	-	4	16,66667	-	-
Eupercaria/misc								
Sciaenidae								
	<i>Plagioscion squamosissimus</i> Lacepède, 1803	plasqu	-	-	26	55,55556	75	61,11111
Gymnotiformes								
Gymnotidae								
	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	gymcar	36	72,22222	30	72,22222	20	38,88889
Sternopygidae								
	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	eigvir	12	38,88889	16	27,77778	2	11,11111
Siluriformes								
Callichthyidae								
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	calcal	1	5,555556	13	22,22222	-	-
	<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1876	cornat	1	5,555556	-	-	-	-
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	hoplit	89	66,66667	272	77,77778	202	83,33333
Heptapteridae								
	<i>Pimelodella eigenmanni</i> (Boulenger, 1891)	pimeig	2	5,555556	11	27,77778	-	-
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	rhaque	-	-	3	11,11111	-	-
Loricariidae								

<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)	ancmult	26	55,55556	7	22,22222	4	22,22222
<i>Harttia loricariformis</i> Steindachner, 1877	harlor	35	61,11111	-	-	1	5,555556
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	hypaff	28	50	21	61,11111	22	61,11111
<i>Hypostomus auroguttatus</i> Kner, 1854	hypaur	520	100	120	83,33333	50	72,22222
<i>Pogonopoma parahybae</i> (Steindachner, 1877)	pogpar	3	5,555556	-	-	-	-
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)	ptepar	-	-	-	-	2	11,11111
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix & Agassiz, 1829	rhiasp	-	-	-	-	1	5,555556
<i>Rineloricaria nigricauda</i> (Regan, 1904)	rinnig	-	-	-	-	2	5,555556
<i>Rineloricaria lima</i> (Kner, 1853)	rinlim	24	61,11111	10	22,22222	-	-
Pimelodidae							
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	pimfur	157	72,22222	42	55,55556	27	27,77778
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	pimmac	212	100	225	94,44444	134	88,88889
<i>Steindachneridion parahybae</i> (Steindachner, 1877)	stepar	1	5,555556	-	-	-	-
Trichomycteridae							
<i>Trichomycterus immaculatus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	triimm	4	5,555556	-	-	-	-
Total (N)		3908	1744		1410		754
Riqueza		44	27		33		26